

1988

NINA Rapport

# Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune

- Undersøkelser i 2020

Morten André Bergan



# NINAs publikasjoner

## **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

## **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

## **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

## **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune

- Undersøkelser i 2020

Morten André Bergan

Bergan, M. A. 2021. Bunndyrovåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2020. NINA Rapport 1988. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, april 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4767-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim kommune

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst

FORSIDEBILDE

Ristelva/Høstadbekken høsten 2020. Foto opp mot en nyetablert beverdam.

Foto: © Morten André Bergan

NØKKELOORD

- Trøndelag
- Bekker
- Miljøovervåking
- Bunndyr
- Økologisk tilstand
- Vannforskriften

KEY WORDS

- Norway
- Streams
- Environmental monitoring
- Macroinvertebrates
- Ecological status
- Water Framework Directive

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Bergan, M.A. 2021. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2020. NINA Rapport 1988. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag fra Trondheim kommune har NINA foretatt undersøkelser av bunndyrsamfunnet i bekker og mindre elver i kommunen. 32 bunndyrprøver er innsamlet i løpet av oktober i 2020, fra stasjoner i vassdrag av typen bekker eller små elver i kommunen. Hensikten var å vurdere vannforekomstenes vann- og miljøkvalitet, og klassifisere økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement. Økologisk tilstand ble klassifisert ved bruk av interkalibrerte klassegrenser knyttet til forurensningsindeksen ASPT, samtidig som EPT-indeks, BMWP-indeks og ekspertvurdering også er anvendt ved miljøbedømmingen av bunndyrfaunaen. Undersøkelsene er en del av Trondheim kommunes årlige overvåking av vannkilder. En oppsummering av resultatene finnes også i kommunens egen årlige rapportserie fra vannovervåkingen.

Av totalt 32 undersøkte stasjoner oppnådde tre stasjoner «*Svært god*» økologisk tilstand ved bruk av ASPT-indeks som klassifiseringsmetode. Videre oppnådde 14 stasjoner miljømålet om «*God*» økologisk tilstand. Ni stasjoner hadde noe avvik fra miljømålet, og ble klassifisert til «*Moderat*» økologisk tilstand. Seks stasjoner ble klassifisert å ha betydelige avvik fra forventet miljømål, med store vannkjemiske og hydromorfologiske utfordringer, og ble klassifisert til enten «*Dårlig*» eller «*Svært dårlig*» økologisk tilstand.

Det er relativt store årlige variasjoner i antall bunndyr og mangfold i bunndyrsamfunnet i kommunens bekker, og den økologiske tilstanden varierer mellom år for mange vassdrag i Trondheim. Noe av årsaken til negative effekter og variasjoner kan være kjente eller ukjente utslipp, lekkasjer av miljøfarlig stoff og uregelmessig tilførsel av kloakk/sanitært avløpsvann til vassdragene. Et underdimensjonert og utdatert avløpsnett nær mange bekker gir mye kloakktilførsel, spesielt knyttet til overløp ved store nedbørmengder. Med de klimaendringer vi står overfor kan dette gi en forverring av miljøtilstanden i det mest utsatte bekkene i kommunen. Andre variasjoner styres av mer eller mindre naturlige variasjoner i klimatiske forhold. Positive trender over flere år kan skyldes at tiltak for å bedre vannkvaliteten er gjennomført. Flere av bekkene i kommunen befinner seg i intensivt drevet landbrukslandskap. Dette gjelder spesielt bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen, men også enkeltbekker øst for Trondheim (Ranheimsområdet). Høstpløying ser ut til å være normalt forekommende i de landbrukspregede områdene i kommunen, og kantvegetasjonen er ofte borte, mangelfull eller aktivt holdt nede. Dette gir økt partikkelforurensning og avrenning av næringssalter over store deler av året til bekkene. Spesielt synlig er dette i bunndyrsamfunnet hos den nyrestaurerte sjørretbekken Søra ved Klett. Negative vannøkologiske effekter som kontinuerlig nedslamming og begroing gir varig redusert vannmiljøtilstand og dårlige vannøkologiske livsbetingelser. Dette påvirker både biologisk mangfold av bunndyr, gir dårligere gytemuligheter for sjørret/ørret og lavere forekomst av ungfisk. Med økt innslag av ekstremnedbør, styrtregn og mildere vintre i klimaprognosene, blir landbrukstiltak mot avrenning og utbedring av vann/avløpssystemet for boligområder to viktige satsningsområder for bedre vannkvalitet i vann og vassdrag i Trondheim.

I vassdrag som har blitt utsatt for rotenonholdig vann i 2016 har bunndyrfaunaen vist kraftig negativ respons til og med 2018. I 2020 er utviklingen svært positiv for mange av de rotenoneksponerte vassdragene, både når det gjelder reetablering av et fullstendig biologisk mangfold og gjenregistrering av nøkkelarter som var til stede før rotenonbehandlingen ble gjennomført. Vassdrag/vassdragstrekninger som hadde dårlig vann- og miljøkvalitet før rotenonbehandlingen har ikke like positiv utvikling som mindre berørte vassdrag. Rotenonbehandlede bekker i bymarka, med tilfredsstillende vannkvalitet, få eller ingen hydromorfologiske påvirkninger og rikelig med grunnvannstilførsler, ser i 2020 ut til å ha reetablert en tallrik, mangfoldig bunndyrfauna som er tilnærmet lik forventingen til naturtilstand og/eller målt før-tilstand.

Morten André Bergan, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.  
Epost: [Morten.Bergan@nina.no](mailto:Morten.Bergan@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Områdebeskrivelse og omfang</b> .....	<b>7</b>
<b>3 Metodikk</b> .....	<b>8</b>
3.1 Innsamlingsmetode.....	8
3.2 Metodikk for vurdering av resultater.....	8
3.2.1 ASPT.....	8
3.2.2 BMWP.....	9
3.2.3 EPT.....	9
3.2.4 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand.....	10
<b>4 Resultater</b> .....	<b>11</b>
<b>5 Omtale av resultater</b> .....	<b>12</b>
5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim.....	12
5.1.1 Vikelva.....	12
5.1.2 Sjøskogbekken.....	14
5.1.3 Grilstadbekken.....	15
5.2 Bekker til nedre del av Nidelva.....	17
5.2.1 Leirelva.....	17
5.2.2 Uglabekken.....	18
5.2.3 Kystadbekken.....	19
5.2.1 Heimdalsbekken.....	20
5.3 Tilløpsbekker til Nidelva ovenfor anadrom strekning.....	21
5.3.1 Steinsdalsbekken.....	21
5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken.....	22
5.4 Bekker i Bymarka.....	24
5.4.1 Bekk til Lianvatnet.....	24
5.4.2 Lianvassbekken (til Haukvatnet).....	26
5.4.3 Bekk til Kyvatnet.....	27
5.5 Ilabekken.....	28
5.6 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen.....	30
5.6.1 Ristelva/Høstadbekken.....	30
5.6.2 Eggbekken.....	31
5.6.3 Søra.....	32
5.6.4 Lersbekken (til Søra).....	34
5.6.5 Heggstadbekken til Søra.....	35
5.7 Bekker som drenerer til øvre del av Nidelva.....	36
5.7.1 Storrøllbekken (Håggåbekken/Haugdalsbekken).....	36
5.7.2 Litjelva (Litlelva).....	44
<b>6 Referanser</b> .....	<b>48</b>
<b>7 Vedlegg Artslister</b> .....	<b>50</b>

## Forord

Trondheim kommune har et årlig overvåkingsprogram i bynære vann og vassdrag, der bl.a. bunndyrundersøkelser inngår som en viktig måleparameter for vurdering av vannmiljøtilstanden. Metodikken og vurderingsmåten for å beskrive miljøtilstanden ved bruk av bunndyr har blitt tilpasset retningslinjer i Vannforskriften. Siden 2006 har undertegnede bistått kommunen årlig i den faglige gjennomføringen av bunndyrundersøkelser i bynære vassdrag i Trondheim, der resultater fra denne overvåkingen har blitt publisert i kommunens egen årlige vannrapportserie, i tillegg til fagrapporter i ulike institusjoners teknisk/vitenskapelige rapportserier. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vært fagansvarlig av kommunen for både bunndyrundersøkelser og ungfisktellinger siden 2014, og er også valgt gjennom anbudskonkurranse til vannøkologisk kompetanserådgiver for kommunen i perioden 2018-2020.

Oppdragsgiver for bunndyrundersøkelsene i 2020 har vært Miljøenheten i Trondheim kommune, og vår kontaktperson hos kommunen har som alle tidligere år vært fagleder Terje H. Nøst. NINA ved Morten André Bergan har vært prosjektleder for oppdraget, og stått for bunndyrinnsamling, bearbeiding og taksonomiske bestemmelser, samt vurdering av resultater, tilstandsklassifiseringer og utforming av NINA-rapport.

Trondheim kommune og Terje Nøst takkes for et særdeles godt samarbeid.

Trondheim, april 2021



Morten André Bergan, prosjektleder NINA

# 1 Innledning

Bynære bekker i Trondheimsregionen er utsatt for mange typer menneskelig påvirkning som kan endre bekkenes vann- og miljøkvalitet, og deretter få konsekvenser for den økologiske tilstanden i vassdraget. Bekkene er i all hovedsak små, fra 2-10 meter vassdragsbredde, og har gjerne begrenset størrelse på nedbørfeltet. Graden av grunnvannstilførsel varierer også mye mellom bekkene. Dette gir lav selvrensningsevne i forhold til å takle avrenning og tilførsel av forurensning fra et urbant og/eller landbrukspreget nedbørfelt. Hovedproblematikken for bekkene i kommunen er fortrinnsvis overløp/punktutslipp av kloakk fra bebyggelse, og næringsaltanrikning fra landbruk. I tillegg kommer organisk belastning fra en rekke diffuse kilder, og avrenning fra vei og andre bynære områder med høy menneskelig aktivitet. I enkelte bekker påvirkes også vannkvaliteten av forurensning fra industri og annen næringsaktivitet. Høsten 2016 ble dessuten syv vann i Bymarka, med tilhørende inn- og utløpsbekker, rotenonbehandlet for å fjerne karpesfisen mort (*Rutilus rutilus*), noe som medførte akutt stor negativ effekt på bunndyrsamfunn i berørte bekker (Bergan 2017, 2018, 2019, Kjærstad mfl. 2018).

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av data om bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning i vassdrag er angitt som et viktig kvalitetselement i EU's Vanddirektiv. Direktivet er implementert i norsk vannforvaltning gjennom vannforskriften, og vil gjøre seg gjeldende i årene framover som følge av Norges forpliktelser gjennom EØS-avtalen. Det er utarbeidet klassifiseringsveiledere for vannforskriften, med forslag til innsamlings- og klassifiseringsmetodikk for økologisk tilstand ved bruk av bunndyr: «Veileder 01: 2009 og Veileder 02:2013, revidert i 2015: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften» (Anonym 2009, 2013, revidert 2015). For bunndyr som kvalitetselement angis ASPT-indeksen (Armitage mfl. 1983) som foretrukket klassifiseringsmetode for rennende vann med påvirkningsfaktorer (generell belastning) som gjelder for vassdrag i Trondheim kommune.

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen i elver, bekker og innsjøer. De ulike gruppene og artene av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning, foruring og annen påvirkning. Endringer i mengde og sammensetning i bunndyrsamfunnet, og tilstedeværelse eller fravær av forventede nøkkelarter på en lokalitet, indikerer endringer i blant annet vann- og habitatkvaliteten. Bunndyrene er derfor meget godt egnet i forurensningsovervåking (Bækken & Aanes 1989).

Trondheim kommune har som miljømål å oppnå og opprettholde minimum god økologisk tilstand i sine bynære bekker. Kommunen har siden starten på 2000-tallet gjennomført årlige overvåkingsprogrammer i utvalgte bekker, der studier av bunndyrsamfunnet har inngått som en viktig måleindikator for miljøtilstandsvurderingen siden 2006. Antall lokaliteter og stasjoner som er undersøkt varierer fra år til år. Et kortere utdrag og hovedmomenter fra de årlige resultatene ved disse bunndyrundersøkelsene er presentert i kommunens årlige rapporter fra vannovervåkingen i Trondheim (Nøst 2006-2020). Her presenteres også data og vurderinger knyttet til ungfisktelinger og vannkvalitet for mange av de samme vassdragene.

Denne NINA-rapporten presenterer resultater og vurderinger fra bunndyrundersøkelsene som ble gjort i vassdrag i Trondheim i 2020, og baserer seg på et datamateriale innsamlet i løpet av oktober (høstprøver) dette året.



## 2 Områdebeskrivelse og omfang

Høsten 2020 ble det tatt bunndyrprøver på 34 stasjoner i 21 ulike vassdrag. Alle vassdrag er av typen bekker eller små elver i Trondheim kommune (**Tabell 1**).

**Tabell 1.** Navn, stasjonsnummer, kartreferanse, lokalisering av stasjoner og innsamlingsdato i 2019 for bunndyrundersøkelser i bekker i Trondheim kommune.

UTM 32 V					
Vassdrag	St.nr.	Øst	Nord	Lokalisering	Dato
Vikelva	1	576393	7034142	Nedre anadrom strekning	15.10
Vikelva	2	576498	7033420	O/E6, før innløp kulvert	15.10
Sjøskogbekken	3	576070	7034055	N/jernbanelinje	15.10
Grilstadbekken	4	574834	7034878	N/ Nedre Grilstadkleiva	15.10
Leirelva	5	568704	7029333	Nedre, ved Prøven Bil	21.10
Leirelva	6	568413	7029074	N/Uglabekken (Forsøkslia)	21.10
Uglabekken	7	568295	7029224	Nedre, ved Gammelina	21.10
Uglabekken	8	567851	7029833	Midtre, restaurert strekning	16.10
Uglabekken	9	567232	7030744	Øvre, O/General Bangs vei	21.10
Bekk til Kyvatnet	10	566669	7031780	Nedre, ved tursti	16.10
Bekk til Lianvatnet	11	565819	7031327	N/ Lianvegen og trikkspor	16.10
Lianvassbekken til Haukvatnet	12	565877	7030273	N/ Vådavegen	16.10
Kystadbekken	13	566808	7029517	Under Kystadbrua	16.10
Heimdalsbekken	14	568508	7028728	Nedre, Romolslia bussholdeplass	21.10
Ilabekken	15	568061	7034349	Nedre, N/ andedam	21.10
Ilabekken	16	568068	7034170	Nedre, O/ Hanskemakerbakken	21.10
Ristelva	17	556744	7029517	N/ Mebygdveien	22.10
Ristelva/Høstadbekken	18	557552	7029972	Restaurert strekning, Brenslan	22.10
Eggbekken	19	564408	7023427	Nedre anadrom, N/ Leinstrandvegen	22.10
Eggbekken	20	564567	7024112	Øvre anadrom, n/ foss	22.10
Søra	21	565115	7022107	Nedre, nedstrøms E39	21.10
Søra	22	566786	7023273	Midtre, O/ Heggstadbekken	21.10
Søra	23	567677	7024953	Øvre restaurert, n/Heimdals	16.10
Lersbekken, Søra	24	566332	7022342	Nedre	16.10
Heggstadbekken, Søra	25	566855	7023305	Nedre	16.10
Heggstadbekken, Søra	26	566911	7023327	Midtre, O/ fangdam	16.10
Steinsdalsbekken, Søra	27	570725	7028075	Nedre delstrekning	21.10
Amundbekken	28	572336	7024206	Nedre, før samløp med Nidelva	22.10
Solemsbekken	29	573636	7024266	Midtre, øvre steinsatt del	22.10
Litjelva (Litlelva)	30	572238	7017291	Nedre, nedstrøms Brøttemsvegen	20.10
Litjelva (Litlelva)	31	570881	7015846	Midtre, nedstrøms demning	20.10
Litjelva (Litlelva)	32	570744	7015773	Øvre, oppstrøms demning	20.10
Storvollbekken (Haugdalsbekken)	33	574236	7018868	Nedre, nedstrøms Sveanvegen	20.10
Storvollbekken (Haugdalsbekken)	34	574775	7019524	Øvre, ovenfor restaurert strekning	20.10

## 3 Metodikk

### 3.1 Innsamlingsmetode

Innsamling av bunndyrmaterialet ble gjort i henhold til klassifiseringsveilederne (Anonym 2013, - revidert i 2015) ved hjelp av «sparkemetoden» (Frost mfl. 1971). Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS4719 og NS-ISO 7828). Det ble tatt 3 ettminutts prøver ( $R-1 \cdot 3 = R-3$ ) på strykpartier dominert av stein- og grussubstrat i til sammen omlag 9 meters lengde. Det er fortrinnsvis valgt ut stasjoner med habitat karakterisert av hurtigrennende vann dominert av naturlig stein/grussubstrat. Dette er habitater med forventning til forekomst av rentvannskrevende bunndyrformer og arter, spesielt steinfluer og døgnfluer, som foretrekker hurtigrennende vann. Kulper eller dypere områder med annerledes bunns substrat og/eller lavere vannhastighet ble også inkludert i prøvetakingsarealet, dersom dette fantes i bekkene. Dette er habitater med større forventning til bl.a. husbyggende vårfluer og en rekke andre bunndyrformer/-arter. For hvert minutt med sparking ble håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av materiale fra håven. Hver bunndyrprøve ble fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs laboratorier.

### 3.2 Metodikk for vurdering av resultater

På bakgrunn av en forventning til generell vannkjemisk belastning i vassdragene, er forurensningsindeksen ASPT benyttet for tilstandsklassifisering. ASPT-referanseverdien er utarbeidet på bakgrunn av et begrenset datamateriale fra middels store og større vassdrag i Norge. Mindre vassdrag av typen bekker er ikke nødvendigvis tilpasset den fastsatte referanseverdien/naturtilstanden. De senere års overvåkingsundersøkelser i Trondheim og ellers i Trøndelag har vist godt samsvar med tilstandsklassifiseringen ved bruk av bunndyr og ASPT-verdier, sammenlignet med vannkjemiske målinger og andre registrerte påvirkningsparametere. Videre gir dataene sammenlignbare indeksverdier mellom år og over tid i vassdragene. Vi vil derfor fortsette å benytte oss av denne klassifiseringsmetodikken for mindre vassdrag i Trondheim.

#### 3.2.1 ASPT

ASPT indeks (Average Score per Taxon) er anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet (Armitage mfl. 1983). Indeksen regnes ut som en tallverdi ved å foreta en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, på bakgrunn av deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringsaltanrikning. 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 for bunnfauunaen i elver. **Tabell 2** angir klassegrenser for ASPT-verdi for bunndyrfauunaen innenfor hver tilstandsklasse.

**Tabell 2.** Klassegrenser for tilstandsvurdering av bunndyrfauunaen i rennende vann etter ASPT-indeks. Tabell hentet fra Anonym (2009).

Bunnfauuna i elver, ASPT klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	<4,4

\*interkalibrerte klassegrenser

Gjennom 10-15 år med overvåking i små vassdrag i regionen, har ASPT- indeksen vist seg å ha lav presisjon ved punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette skyldes at indeksen ikke skiller på antall bunndyr, men kun registrerte eller ikke registrerte individer. Svært forurensede vassdragstrekkninger har enkeltindivider av rentvannskrevende arter som stammer fra drift fra strekkninger ovenfor punktutslippet, til tross for ulevelige vilkår i det undersøkte vassdragsavsnittet. På bakgrunn av dette inkluderer miljøbedømmingen også vurdering av det biologiske mangfoldet (EPT; sum av antall arter av døgn-, stein- og vårfluer), BMWP-indeks og faglig ekspertvurdering (som følger normative definisjoner av økologisk tilstand) av resultatene. I tilfeller hvor ekspertvurderinger gir vesentlig lavere miljøbedømming enn økologisk tilstandsklassifisering, anbefales det at ekspertvurderingen overstyrer tilstandsklassifiseringen etter ASPT-indeksen med tanke på valg/prioritering av tiltak i vannforekomsten.

### 3.2.2 BMWP

BMWP-indeksverdi (Armitage mfl. 1983) oppgis på bunndyrmaterialet, som er integrert (en del av beregningsgrunnlaget) i ASPT-indeksverdien. Dette er en indeks hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som kan relateres til graden av påvirkning. Elver med akseptabel, god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002). For små vassdrag i Trondheim og Midt- Norge for øvrig viser de siste årenes bunndyrovervåking at en bør forvente verdier på rundt 100 for de minste vassdragene, og godt over 100 for større vassdrag, for å kunne fastslå at den vannkjemiske og/eller habitatmessige (hydromorfologiske) påvirkningen ikke er betydelig. Verdier ned mot 80 eller lavere indikerer i de fleste tilfellene markante påvirkninger, enten vannkjemisk (ulike typer forurensinger) eller hydromorfologisk i vassdraget (f.eks. inngrep og endringer i bekkeløpene, tørrlegging/bunnfrysing).

### 3.2.3 EPT

#### Totalt antall EPT og dominansforhold i bunndyrsamfunnet

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstand og vannkvalitet i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en moderat-/hurtigrennende elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og 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, på habitater med stein- og grusbunn. Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og med liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Store innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor næringsaltanrikning og annen vannkjemisk belastning, vil derimot være indikatorer på forurensninger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/taksa av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente ved en naturtilstand danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i norske vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografiske beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet. Bunndyrmaterialet i denne undersøkelsen er derfor vurdert opp mot ASPT-indeksen og det totale antall EPT-arter, med antall bunndyr per prøve, og dominansforhold mellom følsomme og tolerante bunndyrgrupper som underliggende støttevurderinger. Sammenligninger med tidligere år, og data fra eventuelle referansestasjoner i vassdragene tillegges stor faglig vekt.

### 3.2.4 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand

I de siste års bunndyrundersøkelser er det anvendt noe grad av ekspertvurdering ved resultat-tolkningen og miljøbedømmingen. Dette er presentert parallelt med resultatene fra en økologisk tilstandsklassifisering. For 2020-dataene er enkeltstasjoner kommentert med ekspertvurdering, dersom det er mistanke om usikker eller feil tilstandsklassifisering etter standard metode (ASPT). Antall bunndyr per prøve og strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet på lokaliteten er her forsøkt integrert i en mer erfaringsbasert miljøbedømming. Det legges da større vekt på enkelte indikatorarters forekomst og tetthet (antall per prøve), og med en spesiell sammenligning mellom referansestasjon(-er), belastede stasjoner og/eller tidligere år/data, dersom dette er mulig. Ofte er ekspertvurderingen koblet til registreringer i felt, slik som betydelig nedslamming eller andre observasjoner av stor menneskelig belastning til vassdraget. Ekspertvurderingen er foretatt på bakgrunn av vår omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyrfaunaen de siste 15 årene i norske små og mellomstore vassdrag. De anvendte miljøbedømmingsindeksene kan som nevnt ha lavere presisjon nedstrøms punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette har sammenheng med at indeksen ikke skiller på mengde bunndyr, men kun på registrerte eller ikke registrerte individer. Dette er en godt kjent svakhet ved slike forurensningsindekser. Videre er indeksene ikke alltid egnet for vurdering av «generell påvirkning». De er ofte bedre egnet med tanke på å synliggjøre organisk belastning og eutrofieringseffekter (som følge av tilførsler av lett nedbrytbart organisk materiale og næringsaltanrikning). Generelle indekser kan være lite treffsikker ved andre påvirkninger (som plutselige/kortvarige utslipp av stoffer som gir pH-endringer, forurensing fra tungmetaller, partikler, osv). Vår erfaring er derfor at det i enkelte tilfeller også er nyttig å foreta en ekspertvurdering av miljøtilstanden, med klar forankring i vannforskriftens normative definisjoner av økologisk tilstand (**tabell 3**).

**Tabell 3.** De økologiske tilstandsklassenes normative definisjoner i Vanndirektivets Anneks V.

Økologisk tilstand	Forklaring
<b>Svært god tilstand</b>	Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet framstår som om det er uten, eller omtrent uten, menneskelig påvirkning.
<b>God tilstand</b>	Påvirkningen er innen akseptable nivåer. Økosystemet er nesten intakt og er bærekraftig. Representerer EUs minimumsmål for alle vannobjekter. (Engelsk tekst: <i>There are slight changes in the composition and abundance of invertebrate taxa from the type-specific communities (som er High tilstand = referanse). The ratio of disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa shows slight alteration from type-specific levels. The level of diversity of invertebrate taxa shows slight signs of alteration from type-specific levels).</i>
<b>Moderat tilstand</b>	Økosystemet viser tegn på stress som forringer mangfoldet. Usikker bærekraftighet. Vannobjektet skal derfor være gjenstand for tiltak. (Engelsk tekst: <i>The composition and abundance of invertebrate taxa differ moderately from the type-specific communities. Major taxonomic groups of the type-specific community are absent. The ratio of disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa and the level of diversity, are substantially lower than the type-specific level and significantly lower than for good tilstand).</i>
<b>Dårlig tilstand</b>	Skadet økosystem med betydelig forringet mangfold i form av manglende arter og/eller oppblomstring av enkelte hardføre arter. Ikke bærekraftig.
<b>Svært dårlig tilstand</b>	Økosystemene er svært skadet.

## 4 Resultater

Resultatene fra tilstandsklassifiseringene er vist i **Tabell 4**.

Stolpediagram over antall og fordeling av EPT-arter som ble registrert i bunndyrprøvene er vist i **figur 1**. Antall individer av EPT per bunndyrprøve, bunndyrgruppenes fordeling i bunndyrprøvene (antall individer per taksa og bunndyrgruppe) og dominansforhold på den enkelte stasjon kommer fram av de komplette artslistene som er vedlagt bakerst i rapporten (se **kap. 7 –Vedlegg Artslister**).

En kort omtale og faglig vurdering av resultatene er presentert for hvert vassdrag og stasjon i **kapittel 5**.

**Tabell 4.** Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2020. Fargekoder angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand.

Vannforekomster i Trondheim Kommune				
St.	Vassdragsnavn	EPT	ASPT	BMWP
1	Vikelva, nedre	21	5,90	118
2	Vikelva, o/E6	16	5,75	92
3	Sjøskogbekken, n/jernbanelinje	12	5,88	100
4	Grilstadbekken, nedre	6	5,89	53
5*	Bekk til Kyvatnet, nedre	19	6,47	110
6*	Bekk til Lianvatnet, nedstrøms trikk	19	6,59	122
7*	Lianvassbekken til Haukvatnet, nedre	22	6,42	112
8*	Leirelva, Prøven Bil	28	6,44	161
9*	Leirelva, n/Uglabekken (Forsøkslia)	24	6,72	168
10*	Uglabekken, nedre, ved Gammelina	13	5,08	61
11*	Uglabekken, midtre, restaurert strekning	12	5,09	56
12*	Uglabekken, øvre, o/General Bangs vei	18	5,69	74
13*	Kystadbekken, under Kystadbrua	13	5,71	97
14	Heimdalsbekken, nedre	6	5,09	56
15*	Ilabekken, nedre, n/andedam	18	6,12	104
16*	Ilabekken, nedre, o/ Hanskemakerbakken	15	6,00	78
17	Ristelva, n/ Mebygdveien	14	4,79	67
18	Ristelva/Høstadbekken, Brenslan	23	6,88	110
19	Eggbekken, nedre anadrom	18	6,13	98
20	Eggbekken, øvre anadrom	19	6,33	113
21	Søra, nedre, nedstrøms E39	14	4,67	56
22	Søra, midtre, o/ Heggstadbekken	9	4,29	60
23	Søra, øvre restaurert, n/Heimdal	15	5,53	94
24	Lersbekken, nedre (Søra)	8	5,10	51
25	Heggstadbekken, nedre	10	4,62	60
26	Heggstadbekken, midtre	11	4,64	51
27	Steinsdalsbekken, nedre	4	4,00	32
28	Amundbekken, nedre	16	6,28	113
29	Solemsbekken, midtre	15	5,94	101
30	Litjelva, nedre	34	7,21	173
31	Litjelva, midtre	14	7,13	107
32	Litjelva, øvre	26	7,43	156
33	Storvollbekken, nedre	18	6,41	109
34	Storvollbekken, øvre	28	6,74	155

\*Rotenoneksperte vassdrag (2016)

## 5 Omtale av resultater

Under følger en faglig vurdering av bunndyrsamfunnet ved hver enkelt stasjon i de undersøkte vassdragene. Resultatene fra 2020 er for noen vassdrag knyttet opp mot tidligere undersøkelser, der potensielle og/eller påviste risikofaktorer for økologisk tilstand og vannmiljøet for øvrig er diskutert. For bekkestrekninger som er berørt av rotenonbehandlingen høsten 2016, som hadde påviselig effekt på bunndyrsamfunnet også i årene etter, er dette diskutert og framhevet i resultatvurderingene.

### 5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim

#### 5.1.1 Vikelva

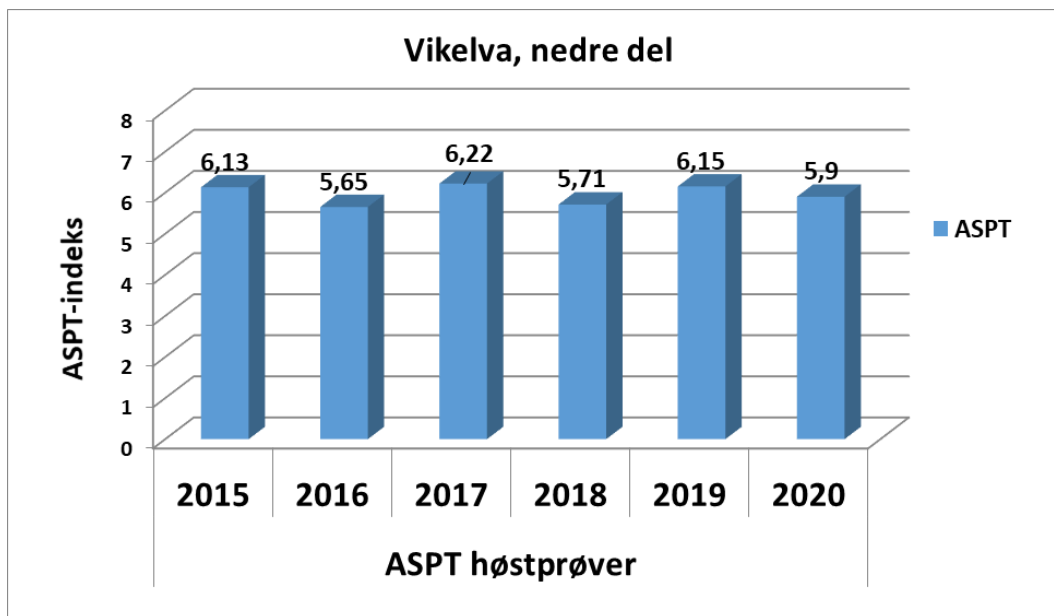
Vikelva ble undersøkt med to stasjoner (st. 1 og 2) i 2020. Stasjon 1 er lokalisert i nedre anadrom del, men ovenfor terskeldammene, på elvepartier med utlagt elvegrus- og stein. Stasjon 2 er lokalisert like ovenfor E6. Stasjonslokaliseringen representerer nedre og øvre elveavsnitt som tidligere år.

Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Moderat» ved begge stasjoner i Vikelva i 2020, men med kun små avvik fra «God» tilstand (**tabell 4**). Det biologiske mangfoldet er noe redusert, men rentvannskrevende bunndyrarter og -former dominerer likevel bunndyrsamfunnet. Nederste stasjon (st.1) viser en mer positiv tendens, og er nærmest «God» økologisk tilstand, og har et høyere biologisk mangfold. Stasjonen oppnår også høyere BMWP-indeks (118) sammenlignet med stasjonen lenger oppe (92) (**tabell 4**). Dette indikerer at det har vært god vannkvalitet og et godt vannmiljø i Vikelva nedstrøms industriområdet og papirfabrikken det siste året.

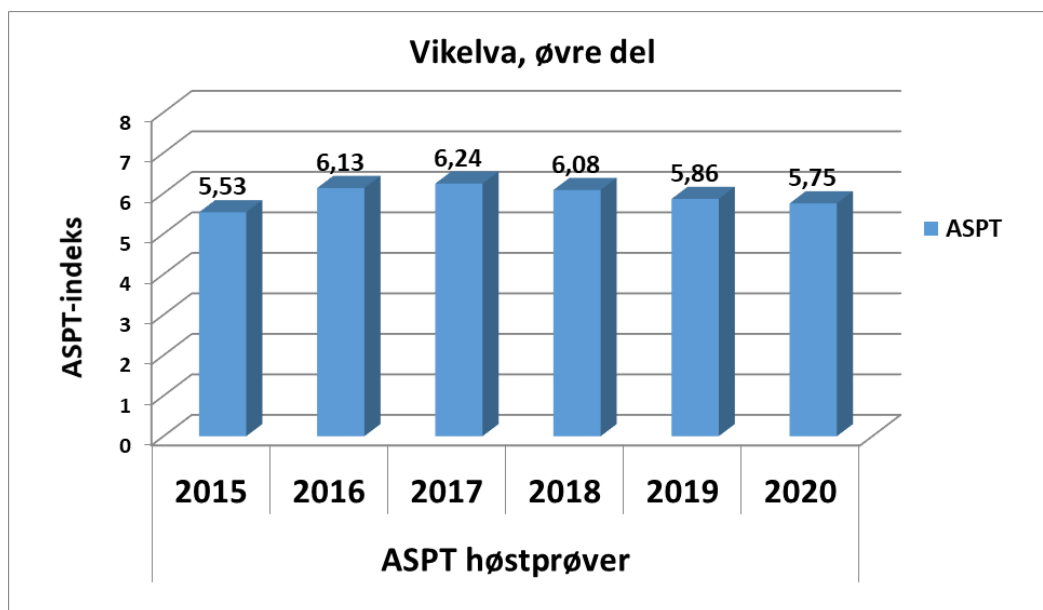


**Figur 1.** Nedre del av Vikelva og stasjon 1 den 15. oktober 2020. Synlige gytegroper laget av stor sjørret i stasjonsområdet. Foto: Morten André Bergan.

Resultatene i 2020 avviker ikke i forhold til de siste årenes resultater for Vikelva, som har vist at den økologiske tilstanden varierer mellom «Moderat» og «God» (**figur 1 og 2**). Noe av årsaken til variasjonen kan trolig knyttes til kalknedslamming og gjenøring av mikrohabitater i Vikelva, nedstrøms et kjent utslippspunkt av kalkslam (Bergan 2019). Denne mekaniske effekten på bunnsubstratet, som er detaljert beskrevet i Bergan (2019), varierer i tid og rom, og kan gjøre at bunndyrfaunaen påvirkes av kalkslam nedstrøms utslippspunktet. Effekten er vannføringsavhengig og dermed klimastyrt, da mengden av kalk som slippes ut er mer eller mindre konstant.



**Figur 2.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Vikelva i perioden 2015-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

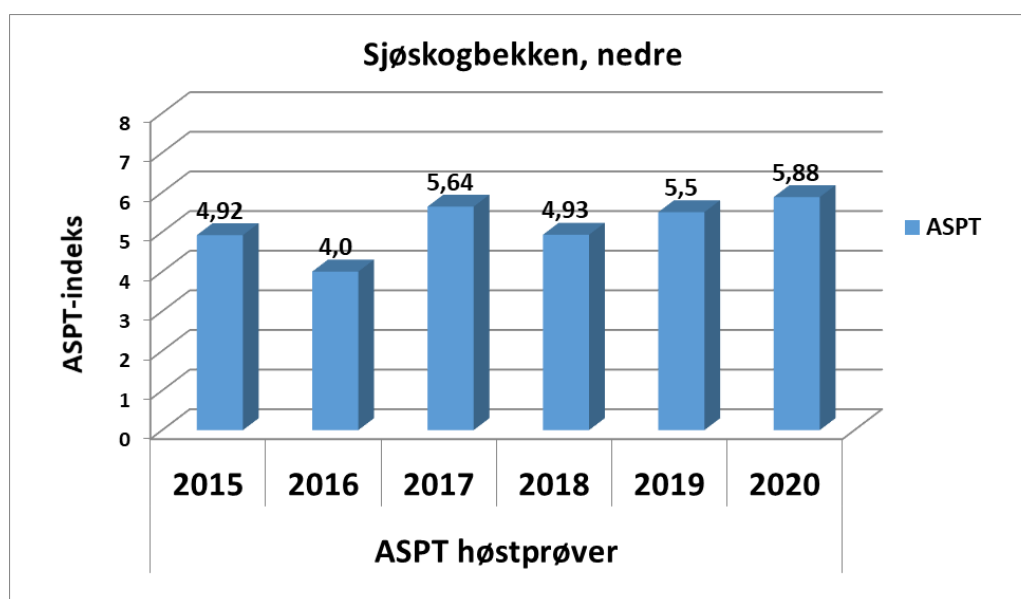


**Figur 3.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Vikelva i perioden 2015-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Resultatene de siste årene viser at Vikelvas bunndyrsamfunn påvirkes i varierende grad av utslippet av kalkslam. Stasjoner like nedstrøms utslippet har endret dominansforhold av bunndyrgrupper, lavere bunndyrproduksjon og redusert mangfold av døgn-, stein- og vårflyer utover det som normalt kan forventes på disse elvestrekningene (Bergan 2019). Deretter bedres dette raskt. Den negative vannøkologiske effekten er likevel ikke vesentlig de to siste årene, spesielt siden utslippet av kalkslam ikke er skadelig på vannmiljøet på samme måte som kraftig organisk belastning og/eller miljøgiftig utslipp. Negative effekter er kun knyttet til fysisk/mekanisk påvirkning av elveløpet, som gir reduksjon i habitatkvalitet for bunndyr (og fisk) i elva, som følge av gjenøring, tiltetting og nedslamming av biotoper for mange arter/grupper av bunndyr. Utviklingen i nedre del av Vikelva er likevel relativt tilfredsstillende de siste årene, med et stabilisert bunndyrsamfunn på vei mot et fastsatt miljømål for vanlig forekommende og «viktige» partier (nedre anadrom strekning) i vassdraget. Effekten av kalkslam anses derfor ikke å være av stor negativ betydning ved de nederste elvepartiene. Bunndyrproduksjonen her er den høyeste i hele Vikelva, selv om det biologiske mangfoldet periodevis er noe redusert. Bunndyr er her viktige nærings- og byttedyr for elvas anadrome bestander av laks og sjørret, og denne økologiske funksjonen er derfor godt ivaretatt i 2020, som alle tidligere år (Bergan 2010, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019), etter at det ble gjennomført sanering av termisk forurensning og industriutslipp til Vikelva. Før denne saneringen av industriutslipp var elva å regne som biologisk og vannøkologisk død som følge av termiske prosessvann-utslipp og utslipp av lutholdige stoffer og tungmetaller (Bergan mfl. 2008).

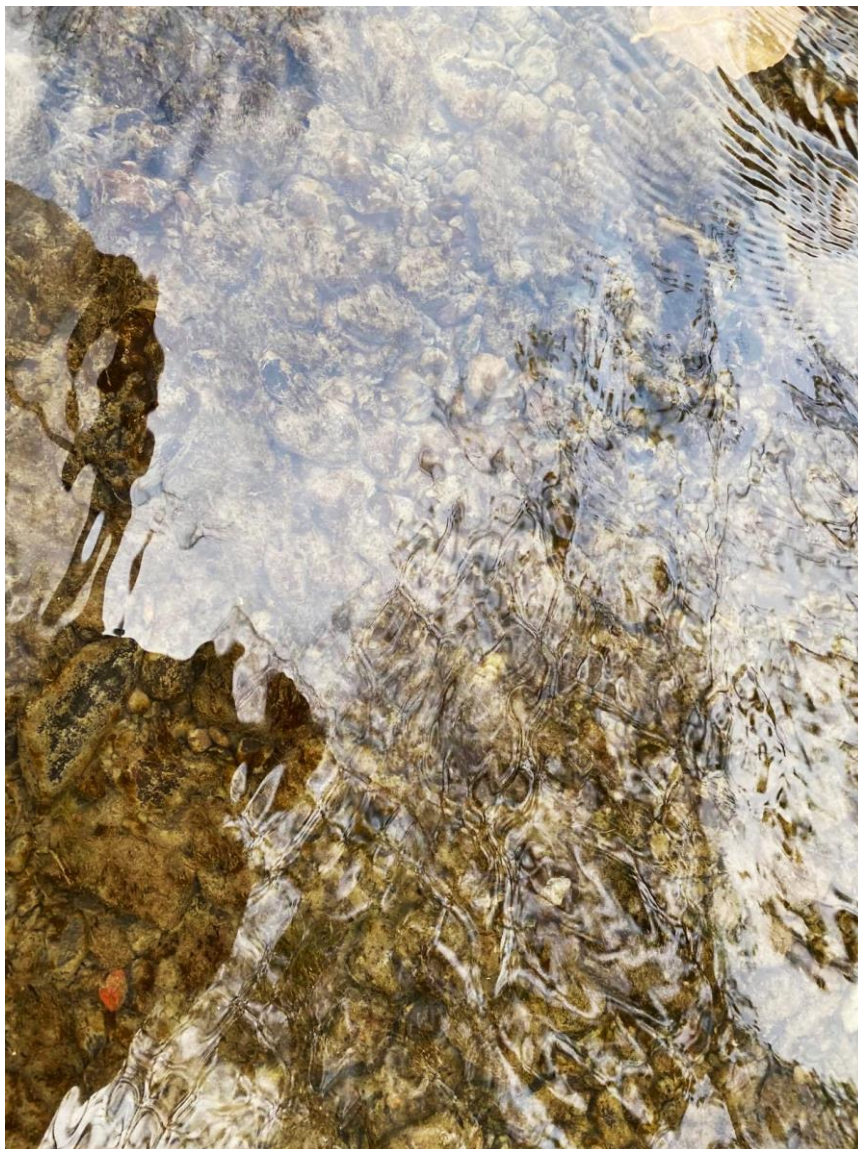
### 5.1.2 Sjøskogbekken

Sjøskogbekken ble undersøkt med en stasjon (st. 3) i 2020, på bekkestrekninger like nedstrøms der jernbanen krysser bekken. Resultatene viser en miljøtilstand lik fjoråret (2019), som var vesentlig bedre enn i 2018. 2018-resultatet var imidlertid preget av overløp/feilkobling av kloakk til Sjøskogbekken, som ga svært negativ effekt på bunndyrfaunaen. Bunndyrfaunaen i nedre del av Sjøskogbekken oppnår «Moderat» økologisk tilstand, da enkelte rentvanskrevende arter mangler eller er fåtallige. Bekkeløpet preges videre av stor grad av nedslamming, som ikke gir rom for stort bunndyrmangold og forekomst av f.eks. steinfluer. Undersøkelser i perioden 2015-2020 (**figur 4**) viser en relativt ustabil og redusert økologisk tilstand i Sjøskogbekken. Stor nedslamming av bekkebunnen i nedre del (**figur 5**) utgjør en risiko for vannmiljøet i bekken.



**Figur 4.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Sjøskogbekken i perioden 2015-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.





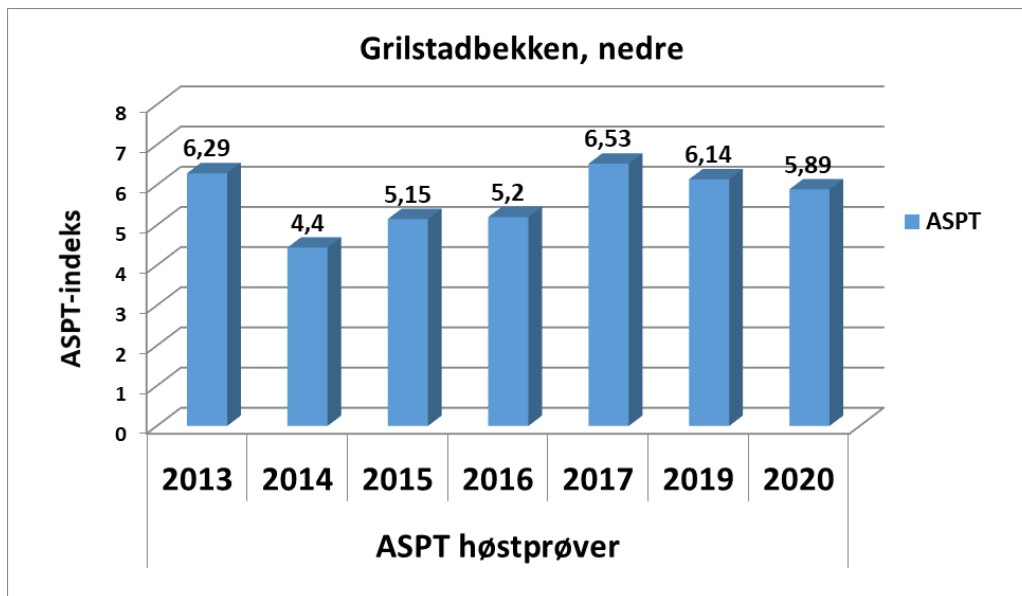
**Figur 5.** Nedslammet bekkesubstrat i Sjøskogbekken nedstrøms jernbanekulvert (st. 3). Dette er forhold som gir oksygensvinn på bekkebunnen. Foto: Morten André Bergan.

### 5.1.3 Grilstadbekken

I Grilstadbekken det det innhentet bunndyrprøve fra nedre del av bekken (st. 4) i 2020. Økologisk tilstand ble klassifisert til «Moderat», med en ASPT-indeksverdi på 5,89. BMWP-verdien var imidlertid svært lav (53). Videre var antall EPT-arter også svært lavt (**tabell 4**). Resultatet indikerer ikke en tilfredsstillende miljøtilstand, og sannsynligvis er miljøtilstanden også vesentlig dårligere enn det som framgår av ASPT-indeksen.

Grilstadbekken har tidligere år mottatt stor vannkjemisk belastning, fortrinnsvis fra punktutslipp (overløp ved store nedbørmengder) av kloakk og annen diffus urban avrenning på strekningen Brundalen-Skovgård-Grilstad. Her går også bekken for en stor del under bakken i rør, med et ukjent antall utslippsrør/lekkasjer/påkoblinger/overløp av overvann/kloakk. Summen av tilførselene har gitt stor nedslamming og eutrofieringseffekter i nedre del av bekken, noe som også har vist seg i tydelig i bunndyrfaunaen enkelte år (**figur 6**). Rentvannskrevende arter har vært svært fåtallige i bekken, og forurensningstolerante, gravende bunndyrformer har dominert kraftig. Dette har gitt svært redusert økologisk tilstand enkelte år. Resultatene fra 2020 forsterker inntrykket

fra tidligere år, da drift av rentvannskrevende bunndyr fra renere bekkepartier lenger oppe kan kamuflere en dårligere miljøtilstand enn hva klassifiseringsmetodikken som er anvendt fastsetter. Med mindre det er gjort omfattende tiltak med nedbørfeltavrenning, overløp, og vann- og avløpssystemer til Grilstadbekken, så er det fortsatt stor risiko for forurensninger og redusert økologisk tilstand i vassdraget i tiden framover.



**Figur 6.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Sjøskogbekken i perioden 2015-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



**Figur 7.** Spor av gyteaktivitet fra sjørret høsten 2020 i nedre anadrom del av Grilstadbekken og stasjonsområde 4. Foto: Morten Andre Bergan.

## 5.2 Bekker til nedre del av Nidelva

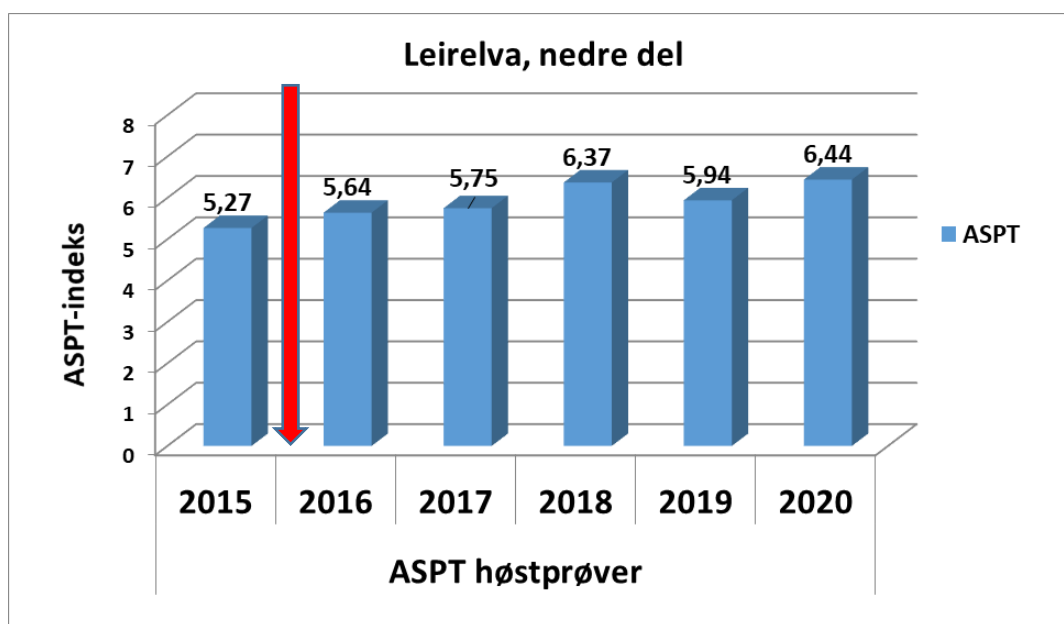
Med unntak av Heimdalsbekken (st. 14), så er øvrige stasjoner omtalt i kapittel 5.2 lokalisert på bekkestrekninger som har blitt påvirket av rotenonbehandlingen av Bymarka (som ble gjennomført sensommer/høst 2016).

### 5.2.1 Leirelva

Leirelva ble prøvetatt med to stasjoner (st. 8 og 9) ved Prøven Bil (nedre) og Forsøkslia (midtre). Resultatene fra 2020 viser «God» økologisk tilstand ved begge stasjoner, og det biologiske mangfoldet av EPT er høyt. Vanlig forekommende arter som ble borte under og etter rotenonbehandlingen, er igjen kommet tilbake i bunndyrfaunaen på de ulike stasjonsområdene. Stasjon 9 ligger nedstrøms Uglabekken, og stasjon 8 ligger nedstrøms både Uglabekken og Heimdalsbekken. Begge disse bekkene bidrar i perioder med punktutslipp av forurensninger og organisk belastning til Leirelva. Samlet sett er dette noe som påvirker vannkvalitet, habitatkvalitet og bunndyrfaunaen i Leirelva. Det er økende grad av nedslamming nedover vassdraget, fra kildene oppe ved Granåsen og Leirsjøen og ned til samløp med Nidelva. Utover dette er bunndyrproduksjonen god, med innslag av rentvannskrevende arter også i nedre del av elva, slik at næringstilbudet for ungfisk av laks og ørret synes svært tilfredstillende i 2020.

Døgnflua *Ephemera danica* ble påvist med ett individ på nederste stasjon i Leirelva høsten 2020, i likhet med året før. Arten registreres svært sjelden i vassdraget, og dette er andre gang denne arten er påvist så langt nede i Leirelva. Den er tidligere dokumentert med noen få individer i bunndyrprøver langt oppe i elva, ved Stavset (Bergan 2012). Funnet er positivt med hensyn til overlevelse etter rotenonbehandling i 2016, og i en forurensingsammenheng. Arten anses som svært forurensningsfølsom i forhold til miljøgifter og pH-endringer, men er mer tolerant for eutrofieringseffekter og organisk belastning. *E. danica* har en gravende atferd, og foretrekker mudderbunn og moderate vannhastigheter. Arten er et svært attraktivt næringsemne for ørret og laks i vassdrag der den er tallrik.

Vann- og miljøtilstanden i nedre del av Leirelva er ustabil og tidvis redusert, og dette har ført til at den økologiske tilstanden har variert mellom «Moderat» og «Dårlig» de siste årene (**figur 8**).

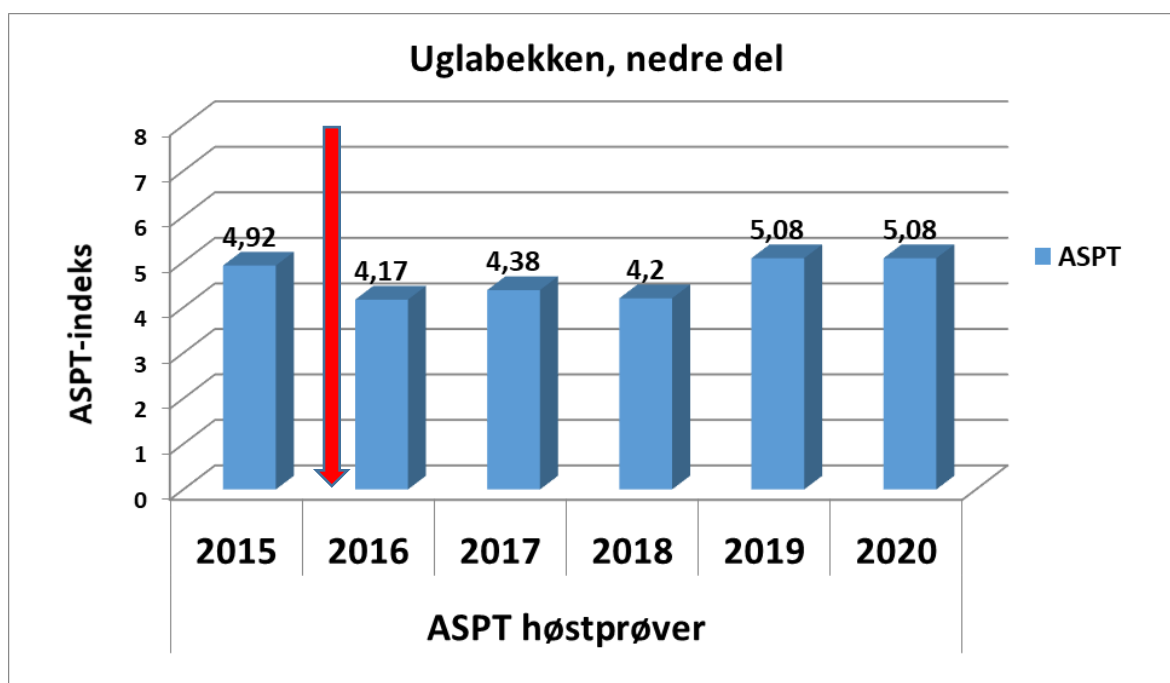


**Figur 8.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Leirelva i perioden 2015-2020. Rød pil: Rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Uheldige utslippsepisoder av kloakk, spesielt etter store nedbørsmengder eller uhell i forbindelse med gravearbeider, ble karakterisert som en stor trussel for miljømål, biologisk mangfold og fiskebestander (laks og sjørret) i Leirelva i 2018 (Bergan 2019). Denne risikoen og stor risiko for avrenning fra næringsaktivitet nært elva er fortsatt gjeldende for Leirelva urbaniserte nedbørfelt. Slike utslipp bidrar også til økt samlet belastning på Nidelva, som er resipient for Leirelva.

## 5.2.2 Uglabekken

Uglabekken ble i 2020 prøvetatt med tre stasjoner (st. 10, 11 og 12), lokalisert langs en gradient fra Gammelina (nedre del av bekken) og opp til strekninger ovenfor General Bangs vei (øvre del). Resultatene for høsten 2020 viste et påvirket bunndyrssamfunn i nedre del (st. 9), og forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer. Likevel er det økning i mangfold og bunndyrtall sammenlignet med tidligere år, der spesielt døgnfluer i 2020 utgjør en vesentlig del av bunndyrfaunaen ved stasjon 10. Samtidig er det innslag av rentvannskrevende steinfluer og andre bunndyrgrupper. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Dårlig», som er lik fjoråret. Bekken har synlige nedslammingsproblemer, men tilstanden siden 2019 synes noe stabilisert (**figur 9**).

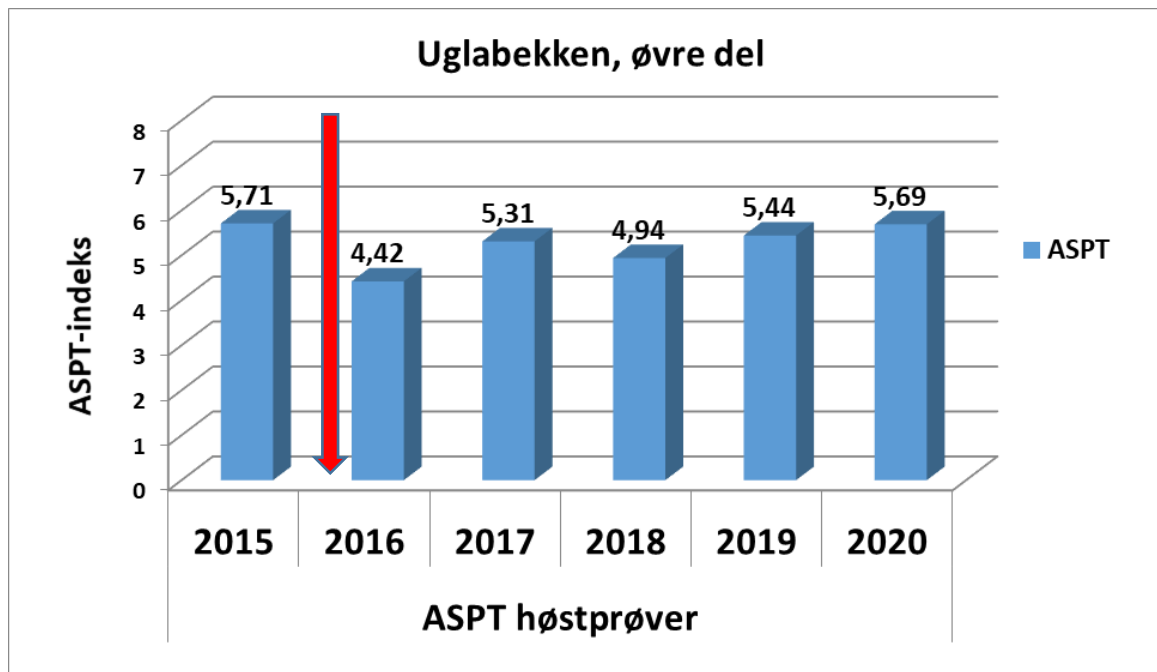


**Figur 9.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Uglabekken i perioden 2015-2020. Rød pil: Rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Stasjonen i midtre del (st. 11) er ny i overvåkingsprogrammet, og lokalisert i en nylig gjenåpnet og restaurert strekning av bekken. Her har rekolonisering av bunndyr nettopp kommet i gang. Antall bunndyr per prøve er høyt, og de vanligst forekommende bunndyrgruppene og artene har allerede etablert seg i bekkestrekningen. Videre overvåking vil avdekke om bunndyrsamfunnet rekoloniserer fullt ut for dette bekkepartiet, noe som avhenger av tilstanden i øvre del av bekken og grad av nedslamming i restaurert strekning.

For øvre del av Uglabekken (st. 12) viser resultatene en bedring sammenlignet med midtre og nedre del. Her klassifiseres den økologiske tilstanden til «Moderat», med kun små avvik fra miljømålet «God» økologisk tilstand. Også her synes utviklingen i tilstand å være positiv og relativt

stabil (**figur 10**). Alle vanlig forekommende bunndyrgrupper (arter av døgnfluer, steinfluer og vårflyer) som var tilstede før rotenonbehandlingen er nå kommet tilbake til Uglabekken.



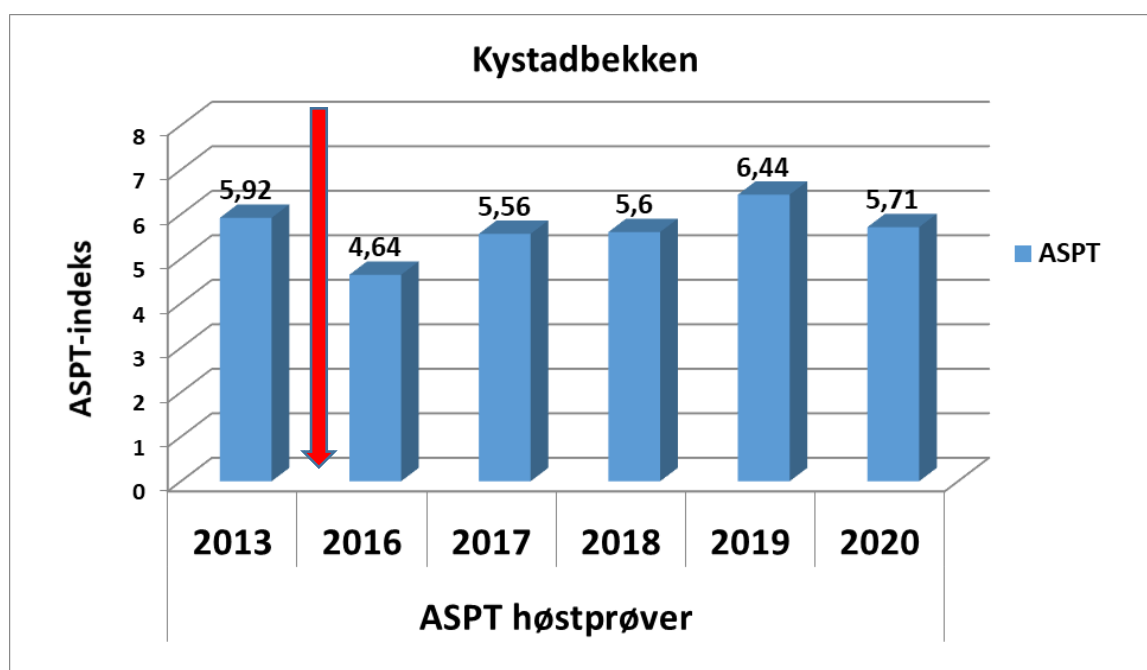
**Figur 10.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Uglabekken i perioden 2015-2020. Rød pil: Rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### 5.2.3 Kystadbekken

Kystadbekken ble i 2020 prøvetatt med én stasjon (st. 13) i midtre del av bekken (under Kystadbrua, se **figur 11**). Resultatene for 2020 i likhet med året før, viser en stor forbedring fra 2018. Nøkkelarter blir igjen påvist etter rotenonbehandlingen i 2016. Den økologiske tilstanden klassifiseres imidlertid til «Moderat», men avviket fra «God» er lite. Det biologiske mangfoldet er noe redusert, men ikke veldig avvikende i forhold til før rotenonbehandlingen. Økologisk tilstand synes å ha stabilisert seg etter rotenonbehandlingen (**figur 12**), og rentvanskrevende arter er godt representert i bunndyrmaterialet.



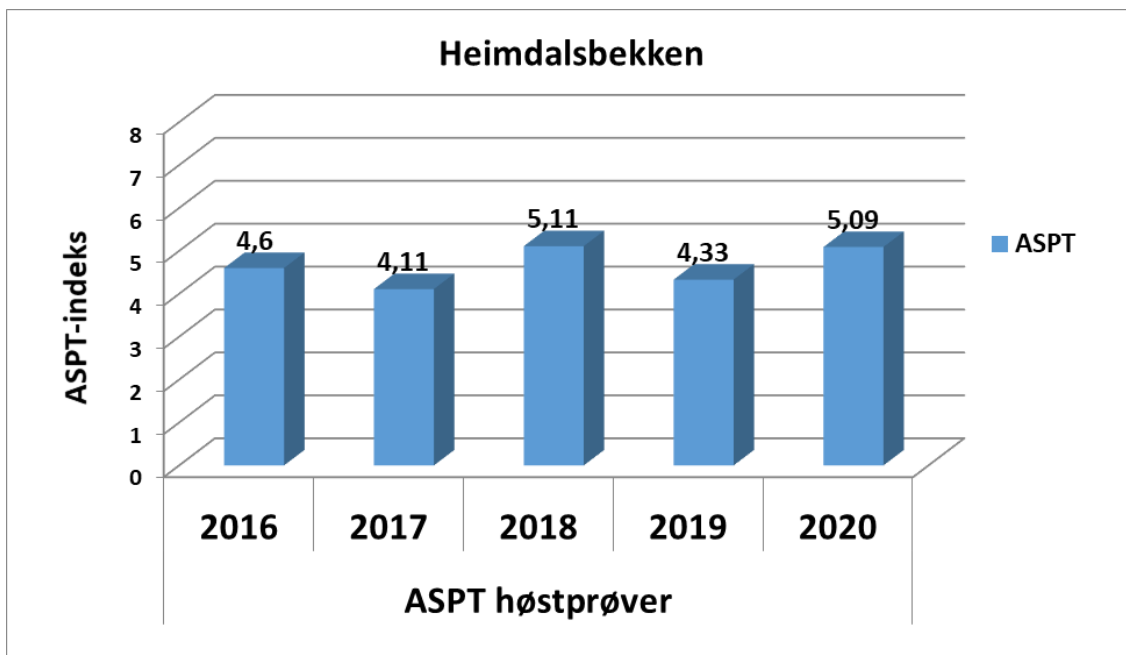
**Figur 11.** Kystadbekken og stasjonsområde under Kystadbrua. Foto: Morten Andre Bergan.



**Figur 12.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Kystadbekken i 2013 og årene 2016-2020. Rød pil: Rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### 5.2.1 Heimdalsbekken

Heimdalsbekken ble i 2020 prøvetatt med én stasjon (st. 14) i nedre del før samløp med Leirelva. Dette partiet av bekken akkumulerer samlet belastning fra hele nedbørfeltet, inkludert alle punktutslipp og overløpssør for overvann/kloakk. Resultatene fra 2020 viser et svært belastet bunndyrsamfunn med redusert mangfold, tilsvarende «Dårlig» økologisk tilstand. Forurensningstolerante bunndyrformer dominerer bunndyrsamfunnet, samtidig som bunndyrproduksjonen er svært høy. Mange rentvanskrevende bunndyrformer og arter mangler helt i bekken, eller fins med svært liten forekomst. Økologisk tilstand i nedre del av Heimdalsbekken varierer noe i tid. (figur 13). Resultatet fra 2020 er noe bedre enn i 2019, da tilstanden var «Svært dårlig».



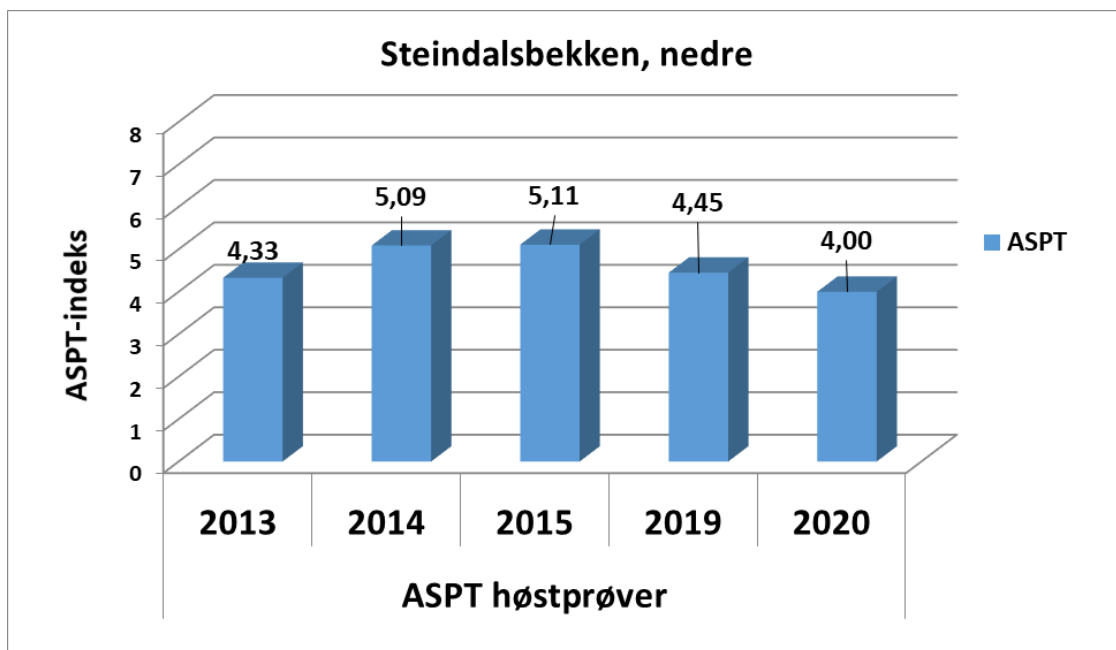
**Figur 13.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Heimdalsbekken i årene 2016-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Heimdalsbekken mottar for mye vannkjemisk forurensning og organisk belastning, og bekken er svært nedslammet. Vassdraget har overskredet resipientkapasitet (bekkens selvrensingsevne klarer ikke å takle belastningene fra nedbørfeltet), og vannøkologien i bekken er derfor nær en kollaps. Årsaken til dette er et stadig økende press på nedbørfeltet (økt utbygging, kontinuerlige gravearbeider, anleggsvirksomhet, mm), kombinert med allerede eksisterende belastning (overløp kloakk, lekkasjer, veiavrenning, mm) fra et urbanisert og utbygd nedbørfelt.

## 5.3 Tilløpsbekker til Nidelva ovenfor anadrom strekning

### 5.3.1 Steinsdalsbekken

Steinsdalsbekken munner til Nidelva like oppstrøms demningen ved Øvre Leirfoss. I 2020 ble det undersøkt én stasjon (st. 29) i nedre del før munning til Nidelva. Resultatet i 2019 viste stor belastning på dette bekkeavsnittet, og økologisk tilstand ble klassifisert til «Dårlig», men nært «Svært dårlig». I 2020 er tilstanden «Svært dårlig», og bunndyrfaunaen synes å ha kollapset. Det biologiske mangfoldet er svært lavt, og domineres kraftig av tolerante bunndyrformer og -arter. Steinfluer og andre rentvanns-bunndyr er helt borte fra artsinventaret i bekken. Resultater fra tidligere år har også vist at bekkeavsnittet er belastet i perioder, men dataene synliggjør en klar negativ tendens siden 2015 (**figur 14**).



**Figur 14.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Steindalsbekken i årene 2013-2015. og 2019-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

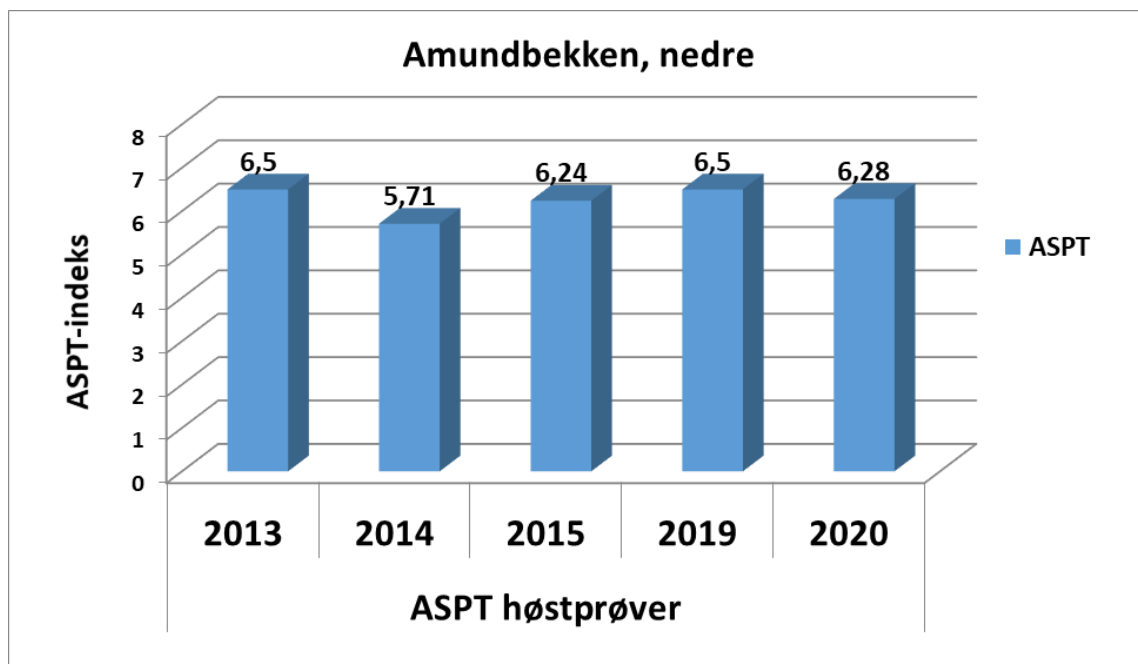
Bekkeløpet er tydelig nedslammet, og bekkens selvrensningsevne vurderes som langt overskredet. Det er omfattende forurensning til Steindalsbekken, uten at vi kan peke konkret på hva dette er eller hvor utslippene er lokalisert. Steindalsbekken mottar avrenning fra intensivt drevet landbruk i nedbørfeltet, og det er potensielt flere punktutslipp fra diffuse kilder (bl.a. søppeldeponi, med ukjent innhold) til bekkeløpet ovenfor stasjonen. Øvre del av bekken (oppstrøms Bratsbergveien) har hatt «God» til «Svært god» økologisk tilstand tidligere (Bergan 2014, 2015). De siste års problemkartlegging viser at det er store utfordringer for vannmiljøet i bekken, fortrinnsvis fra Sandflatvegen og nedover, men også lenger oppe (punktutslipp fra rør nedstrøms Bratsbergveien). Videre er nedre del av bekken kanalisert og utrettet (eldre inngrep), og mangler et naturlig stein-/grus- bunnsstrat, som også bør være til stede for å danne grunnlag for et mangfoldig og rikt bunndyrssamfunn.

### 5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken

Amundbekken med sidevassdraget Solemsbekken munner til Nidelva ved Nordset. Bekkeløpene har vært gjenstand for omfattende sikringsarbeider de siste årene, der hele nedre del av både Amundbekken og Solemsbekken er steinsatt og erosjonsikret. Enkelte vassdragspartier er styrket for gyting av ørret i den forbindelse. Etter noen år med opphold i overvåkingen som følge av anleggsarbeider i disse to bekkene, er det gjort bunndyrundersøkelser de siste to årene. I 2020 ble det opprettet en stasjon i Amundbekken (st. 28), lokalisert i nedre del før munning til Nidelva. I Solemsbekken ble en stasjon anlagt i midtre del (st. 29), på det øvre partiet av bekken som er steinsatt og sikret.

I Amundbekken er resultatene tilfredsstillende for 2020, der økologisk tilstand klassifiseres til «God». Det biologiske mangfoldet er moderat høyt, og rentvannskrevende bunndyrformer og -arter er tilfredsstillende representert. Resultatet viser en relativt stabil tilstand for ASPT-indeksen sammenlignet tidligere undersøkelser (figur 15).



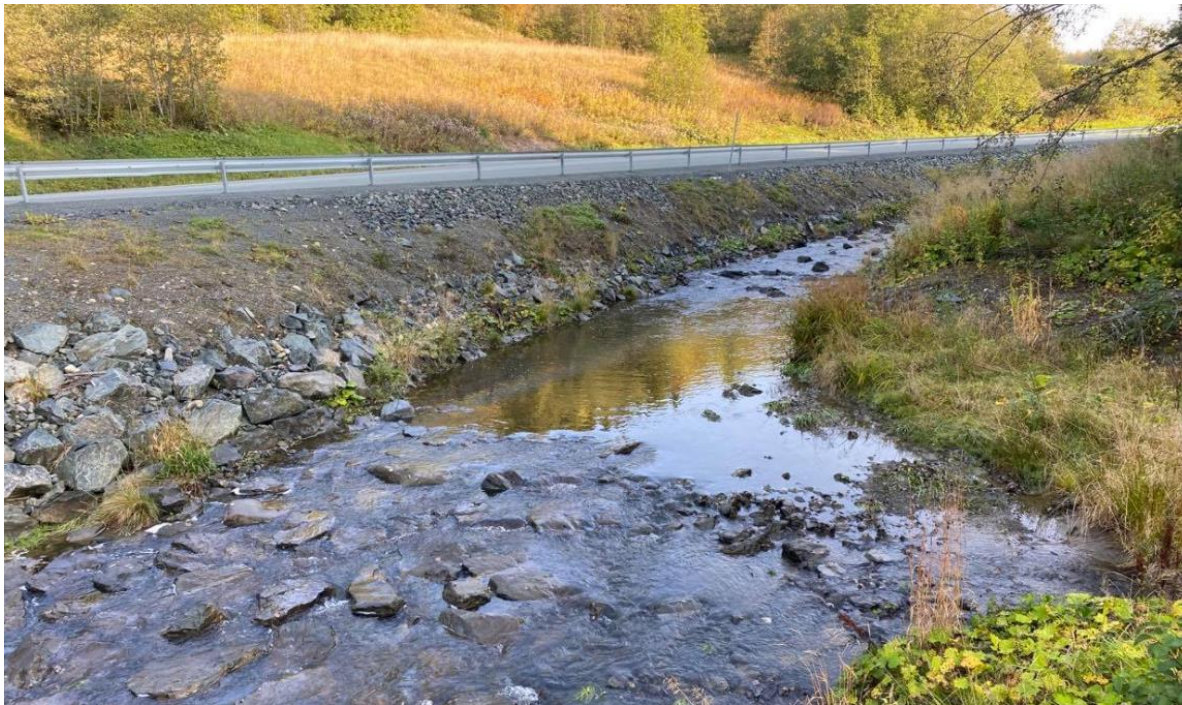


**Figur 15.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Amundbekken i årene 2013-2015 og 2019-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Amundbekken nedstrøms samløp med Solemsbekken var tidligere (før erosjonssikringen) sterkt preget av partikkelforurensning. Selv på lav vannføring og i tørre perioder var turbiditeten i vassdraget høy, og sikten svært dårlig. Dette ser ikke ut til å være et like stort problem i dag. Vi ser en klar forbedring av vann- og miljøkvaliteten på denne bekkestrekningen, og dette gjenspeiler seg i bunndyrresultatene for 2020.

I Solemsbekken viser resultatene «Moderat» økologisk tilstand, men svært nær grensenivået for «God» tilstand. I 2019 oppnådde Solemsbekken «God» økologisk tilstand på en stasjon lokalisert på sikret strekning noe lenger ned i vassdraget. I tidligere år, før sikringstiltakene, har imidlertid dette bekkepartiet hatt en svært belastet vann- og habitatkvalitet (Bergan & Arnekleiv 2009), med økologisk tilstand mellom «Dårlig» og «Svært dårlig».

Selv om både Amundbekken og Solemsbekken viser en forbedring i vannmiljøet og bunndyr-samfunnet sammenlignet med status før sikringstiltak i vassdragene, observeres det tiltagende nedslamming i de nyrestaurerte bekkeløpene etter endt anleggsperiode. Dette gjelder spesielt for Solemsbekken, men er også merkbart ved nederste stasjon i Amundbekken. Noe av årsaken kan forhåpentligvis knyttes til anleggsperiodens innvirkning på tilgrensende nedbørfelt, bekkeløp og vassdragskanter i bekkeløpene, som enda ikke har stabilisert seg og fått en velutviklet kantvegetasjon. Etter hvert som kantvegetasjon gror til og bekkkantene stabiliserer seg, vil forhåpentligvis erosjon og avrenning av finstoff reduseres. Situasjonen bør holdes under oppsikt, og videre overvåking vil avdekke utviklingen i vassdragene. Det er viktig at nedslammingsproblemer ikke får negativ effekt på viktige gyteområder for Nidelv-ørret i Amundbekken og Solemsbekken. Stor ørret fra Nidelva (0,5-1 kg) vandrer hvert år opp og anvender Amundbekken, og til dels også Solemsbekken, som gyteområder.



**Figur 16.** Amundbekken og stasjonsområde 28, like før samløp ved Nidelva. Foto: Morten Andre Bergan.

## 5.4 Bekker i Bymarka

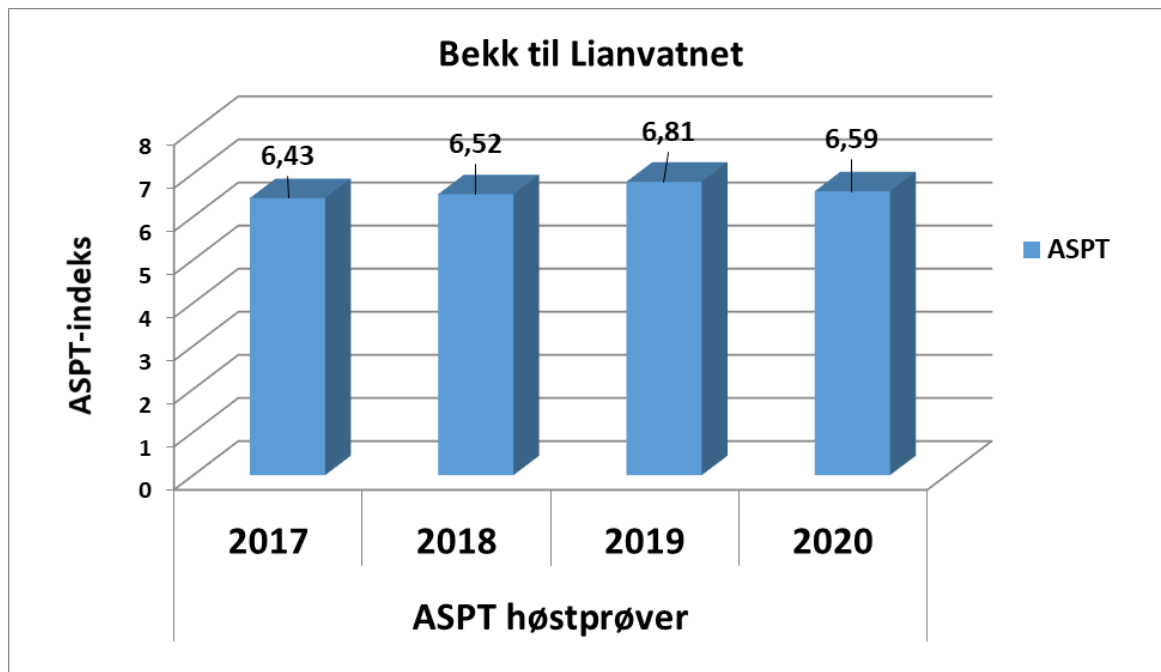
Bekker i Bymarka omfatter tilløp og utløp fra vann som ble behandlet med rotenon høsten 2016. Hele eller deler av enkelte av disse bekkene ble påvirket av rotenonbehandlingen, men for noen av vassdragene ble de øvre bekkestrekninger ikke behandlet, og dermed ikke påvirket. Disse bekkene har for en stor del lite påvirkede nedbørfelt, og utgjør viktige kilder til revitalisering og rekolonisering av det biologiske mangfoldet i påvirkete deler av vannforekomstene.

Resultatene for 2020 forsterker inntrykket fra året før (Bergan 2020), og viser at bunndyrsamfunnet langt på vei har blitt rekolonisert og tilsvarer situasjonen før rotenonbehandlingene i de undersøkte bekkene. Alle nøkkelarter og vanlig forekommende arter påvises igjen i alle bekkene. Dette skyldes at vassdragene for en stor del ligger i områder med mindre menneskelig aktivitet, og med god vannkjemisk og hydromorfologisk tilstand før rotenonbehandlingen, samt at enkelte ubehandlede strekninger har bidratt med drift av bunndyr nedstrøms. Rikelig med grunnvannstilførsel kan også ha bidratt til giftfrie partier i rotenonpåvirkete bekkestrekninger, noe som kan ha gjort at enkelte bunndyrarter har overlevd eksponering av rotenon.

### 5.4.1 Bekk til Lianvatnet

Denne bekken munner ut i nordre ende av Lianvatnet, og kommer fra lite berørte skogs- og myrområder øst for Solemsåsen. Noe boligbebyggelse tilkommer i nedre del av nedbørfeltet, men bekkeløpet ligger i et område som stort sett er lite berørt. Øvre deler av denne bekken ble ikke utsatt for rotenonbehandling, men de undersøkte bekkeavsnittene ble eksponert for rotenon. Stasjonen i bekk til Lianvatnet (st. 11) ble lokalisert nedstrøms krysning av trikken, om lag 150 meter før munning til Lianvatnet. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til «God», med kun små avvik fra «Svært god», som ble klassifisert i 2019. De siste tre års bunndyrundersøkelser etter rotenonbehandling viser en rekolonisert bunndyrfauna, med en relativt stabil høy ASPT-verdi (**figur 17**).

Det biologiske mangfoldet er høyt, med tilfredsstillende andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.



**Figur 17.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Bekk til Lianvatnet i årene 2017-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

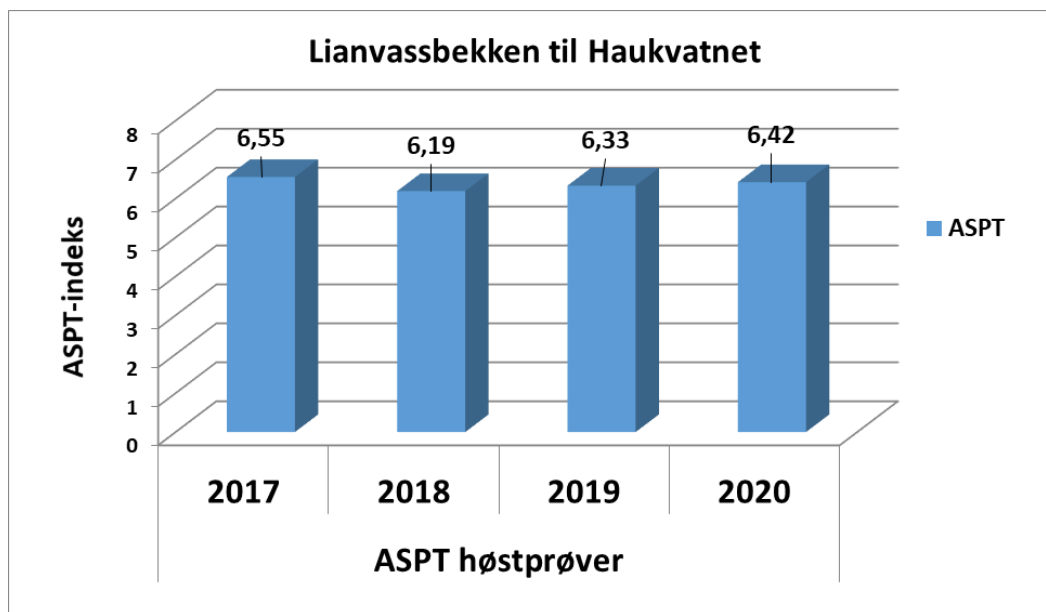
Høsten 2020 har stor ørret fra Lianvatnet anvendt bekken som gyteområde. Det ble 16.10.2020 påvist minst 10 gytegrøper på strekningen nedstrøms trikkesporet og ned mot utløp til Lianvatnet (**figur 18**). Videre ble det observert flere store gytefisk av ørret med størrelser på 1-2 kilo i nedre del av bekken. Dette er første gang i nyere tid, og etter rotenonbehandling, at ørret har tatt i bruk bekken til gyting. Dette er større ørret som er satt ut av TOFA etter rotenonbehandlingen. Samtidig er det i løpet av 2020/2021 gjennomført tiltak og utbedringer i nedre del av bekken, for å lette oppgang for fisk forbi et myr- og sivområde i nedre del før munning til Lianvatnet. Noen bekkepartier er også tilført gytesubstrat i den forbindelse.



**Figur 18.** Mer enn 10 store gytegrøper fra ørret ble registrert i bekken til Lianvatnet ved bunndyrprøvetaking den 16.10.2020. Foto: Morten Andre Bergan.

#### 5.4.2 Lianvassbekken (til Haukvatnet)

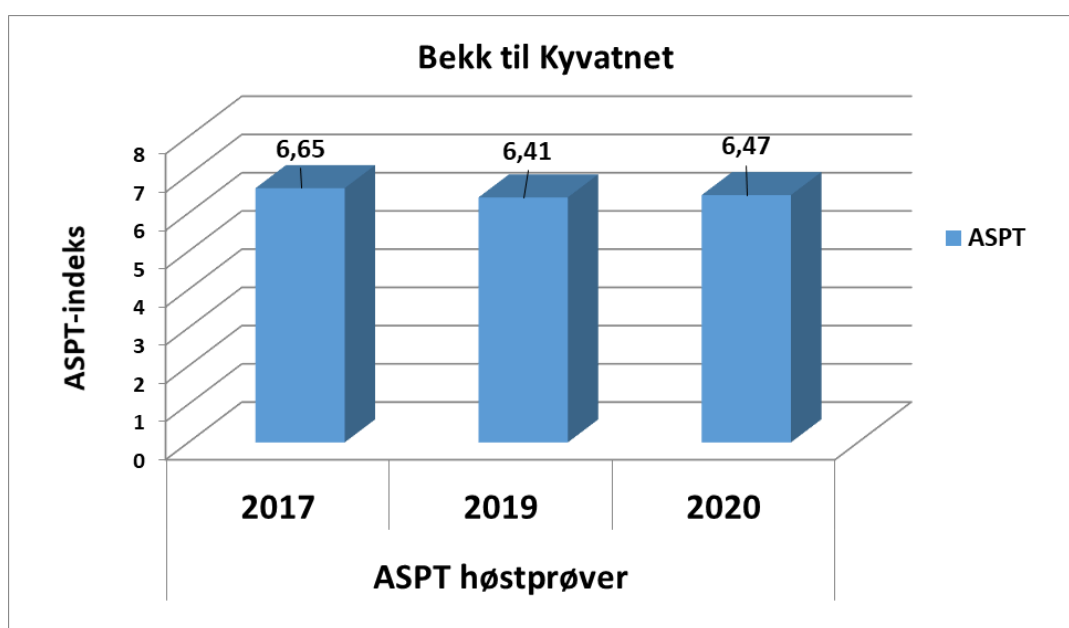
Denne bekken renner mellom vatna Lianvatnet og Haukvatnet. Begge vatn ble rotenonbehandlet høsten 2016, noe som betyr at hele bekkestrekningen ble påvirket av rotenon. Stasjonen i Lianvassbekken (st. 12) ble lokalisert like før munning til Haukvatnet. Resultatene viste et bunndyr-samfunn som er godt på vei å være rekolonisert etter rotenonbehandling. Økologisk tilstand ble klassifisert som «God», som fjoråret, og det biologiske mangfoldet er tilfredsstillende, med en høy andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.



**Figur 19.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Lianvassbekken i årene 2017-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

#### 5.4.3 Bekk til Kyvatnet

Denne bekken munner ut i nordvestre ende av Kyvatnet, og kommer fra skogs- og myrområder ved foten av Bakliåsen, nord for boligområder ved Sigrid Johansens vei og Vinkelstien. Stasjonen i bekk til Kyvatnet (st. 10) ble lokalisert i nedre del, etter samløp med en grunnvannsrik sidebekk, om lag 130-140 meter før utløp i Kyvatnet. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er langt på vei rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Data fra 2017, 2019 og 2020 indikerer en stabil bunndyrsituasjon (figur 20).

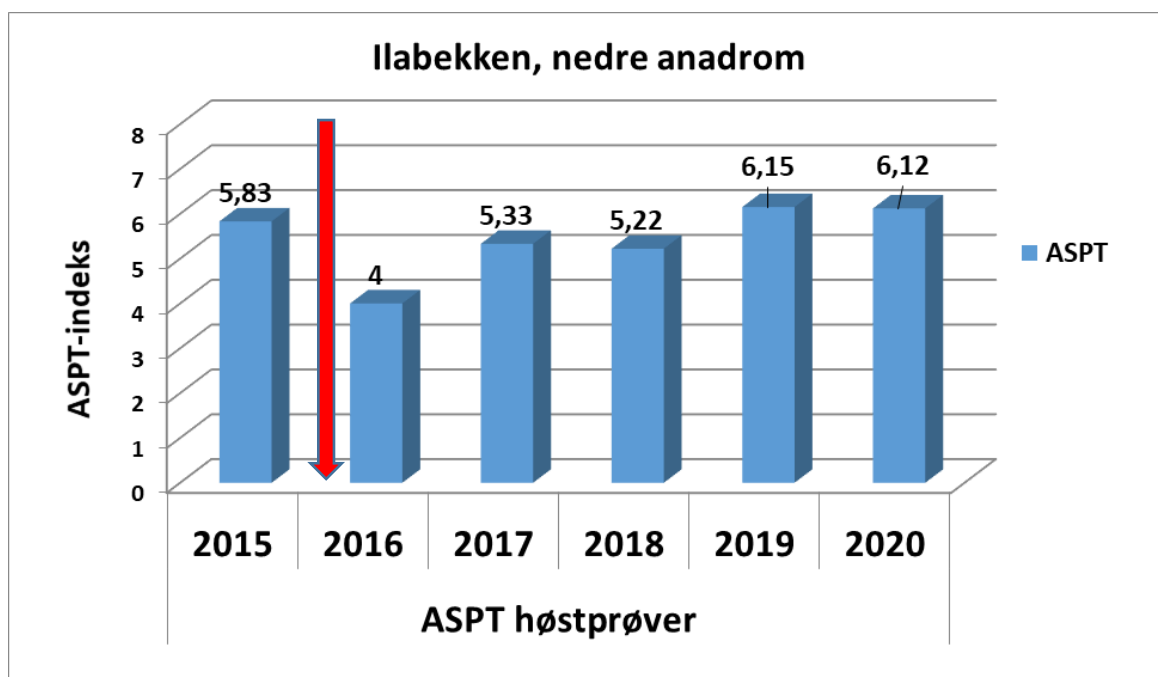


**Figur 20.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Bekk til Kyvatnet i årene 2017-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

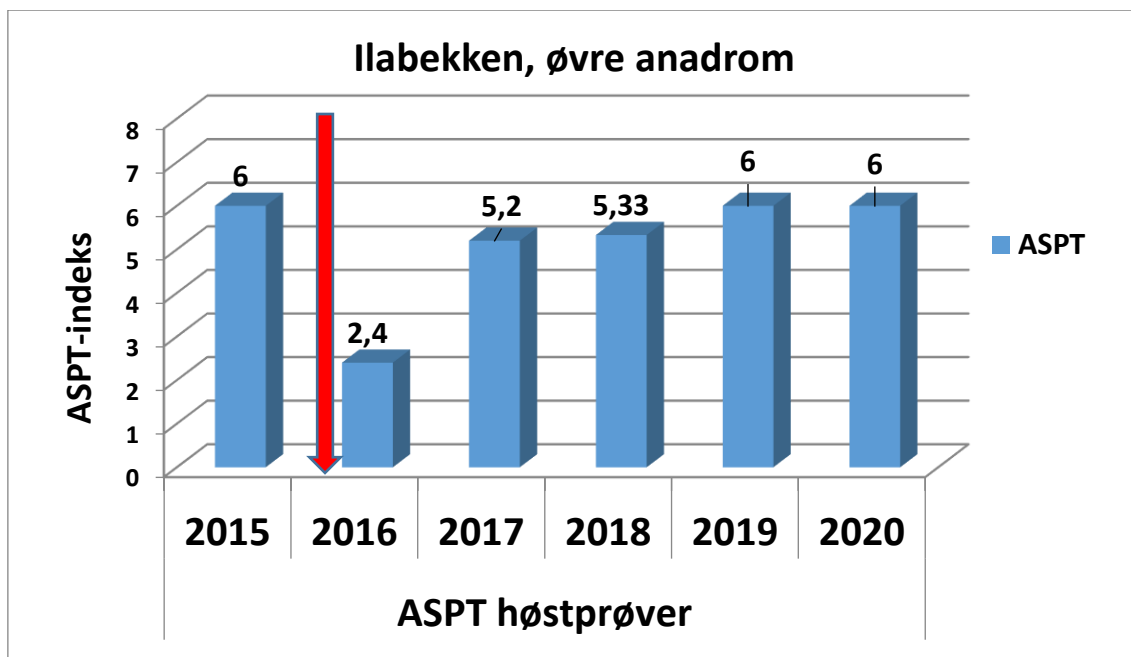
Økologisk tilstand klassifiseres til «God». Det biologiske mangfoldet er tilfredstillende, med god andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper. Samtidig med bunndyrprøvetakingen ble det avdekket flere gytegrøper fra ørret i bekken. Dette ble også registrert året før (Bergan 2020), og har gitt godt tilslag av ørretyngel i bekken i 2020 (Nøst 2021). Bunndyrprøvetakingen ble konsentrert på bekkepartier utenom synlige gytegrøper. Likevel ble det påvist flere rognkorn i bunndyrprøven etter innsamling.

## 5.5 Ilabekken

To stasjoner ble undersøkt i Ilabekken høsten 2020, der begge ble lokalisert i anadrom strekning (st. 15 -nedstrøms dam og st. 16 -oppstrøms dam). Den økologiske tilstanden klassifiseres til «God» ved begge stasjoner. Det høyeste mangfoldet påvises på nederste stasjon (st. 15). Resultatene fra 2020 viser samme trend som året før, og er generelt sett positive med hensyn til både miljøtilstand og reetableringen av bunndyr etter rotenonbehandling. De fleste bunndyrarter har blitt påvist igjen for første gang etter behandlingen i løpet av de siste par årene, noe som viser at reetableringen fortsatt foregår. Den økologiske tilstanden er også langt på vei gjenopprettet etter rotenonbehandling i 2016, med ASPT-verdier som har stabilisert seg rundt «God» økologisk tilstand i 2019 og 2020 (figur 21).



**Figur 21.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre anadrom strekning i Ilabekken i årene 2015-2020. Rød pil: Rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



**Figur 22.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre anadrom strekning i Ilabekken i årene 2015-2020. Rød pil: Rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Til tross for stabile ASPT-verdier over miljømålet siste to år, så synes det biologiske mangfoldet av EPT fortsatt å være noe redusert og varierende for Ilabekken som en helhet, sammenlignet med bunndyrdata fra før-tilstanden. Før rotenonbehandling hadde alle stasjoner i Ilabekken til dels stabilt høyt biologisk mangfold. Årsaken til at deler av Ilabekken bruker noe lengre tid for reetablering av bunndyrsamfunnet sammenlignet med enkelte andre vassdrag i Trondheim er usikker. Kanskje mottok vassdraget svært kraftige doser av rotenon, eller det skjedde mindre uttynning som følge av mindre vanntilsig fra tilløpsbekker/grunnvannsig, noe som ville gi større giftvirkning her sammenlignet med andre vassdrag. Videre kan noe av årsaken også trolig knyttes til de ulike menneskeskapte belastningsfaktorene som gjelder for vassdraget. Belastningene varierer fra år til år, med spyleflom høsten 2019, episodiske tørrlegginger av bekkeløpene (som følge av graving av vannledning, brudd på vann-/avløpsledninger, vedlikehold av demninger i nedbørfeltet eller andre gravearbeider nært knyttet til vassdraget). I tillegg bærer nedre del av bekken et svært parkmessig preg, uten noen form for kantvegetasjon, som aktivt holdes nede hvert år. Dette kan også medvirke til et lavere mangfold av bunndyr og lengre rekoloniseringstid. Bunndyrsamfunnets evne til å rekolonisere tilbake til før-tilstanden, både i tallrikhet (bunndyrproduksjon) og mangfold (artsrikhet) vil være viktig bl.a. for reetablering av ørret-/sjørretbestanden i vassdraget. Næringsgrunnlaget gjennom året må være tilstede for at disse bestandene skal ha livsvilkår. Med hensyn til sistnevnte, anses føde- og byttedyrgrunnlaget å være tilfredstillende reetablert for Ilabekkens ungfiskbestand av ørret (både sjørret, men også bekkørret ovenfor fossen ovenfor Hanskemakerbakken).

## 5.6 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen

### 5.6.1 Ristelva/Høstadbekken

En nylig steinsatt del av Ristelva (st. 17) nedstrøms Medhaugveien ble undersøkt i 2020, tilsvarende som i 2019. Stasjon 18 er lokalisert lenger opp, ved Brenslan, ovenfor en større dam i elva.

Resultatene viser at den økologiske tilstanden ved øverste stasjon (st. 18) er «Svært god». Bekkepartiet har et rikt biologisk mangfold med høy bunndyrproduksjon, der andelen rentvannskrevende bunndyrarter og former, spesielt steinfluer, er tilfredstillende. Ved stasjon 17 reduseres den økologiske tilstanden til «Dårlig». Bunndyrfaunaen domineres av tolerante bunndyrformer, og spesielt rentvannskrevende steinfluer er lite representert på dette bekkepartiet.

Forskjellen i økologisk tilstand, og bunndyrfaunaens strukturelle/funksjonelle sammensetning mellom disse to stasjonene er svært stor, tross at de ligger relativt nær hverandre. Det er kun litt over 900 meter mellom de to stasjonene. Dette indikerer at det skjer betydelig belastning på denne stekningen. Forskjellen kan trolig knyttes til flere samvirkende årsaker, men grundigere problemkartlegging må gjennomføres for å komme nærmere en sikker vurdering av dette. Mellom stasjonene foregår et betydelig tråkk av beitedyr (kveg) i bekkeløpet, som vil ha størst negativ effekt på stasjon 17. Videre er det nylig avdekket kraftig avrenning av turbid vann og stor partikkelforurensning fra gravearbeider/deponi nært bekkeløpet mellom stasjon 17 og 18, med punktutslipp via en liten sidebekk til Ristelva/Høstadbekken. Partikkelpåvirkning og nedslamming herfra påvirker derfor kun stasjon 17 (se **figur 23**).



**Figur 23.** Åpenbar forskjell i turbiditet og partikkelbelastning mellom stasjonsområde 17 (t.v.) sammenlignet med stasjonsområde 18 (t.h.) i Ristelva. Foto tatt på samme dag, med minutters mellomrom, i oktober 2018. Foto: Morten Andre Bergan.



Samtidig har stasjon 17 ikke utviklet kantvegetasjon etter sikringstiltaket, slik at det er full lysinnstråling til bekkeløpet, noe som ved økt innhold av næringssalter kan gi økt begroing og nedslamming. Det er synlig mer nedslamming og begroing i bekkeløpet ved stasjon 17 sammenlignet med stasjon 18 (**figur 24**). Ved stasjon 18 har oretrær og busker vokst seg høye nok til å gi skygge.



**Figur 24.** Elvebunnen ved stasjon 17 (t.v.) sammenlignet med st. 18 (t.h.) i Ristelva. Foto: Morten Andre Bergan.

### 5.6.2 Eggbekken

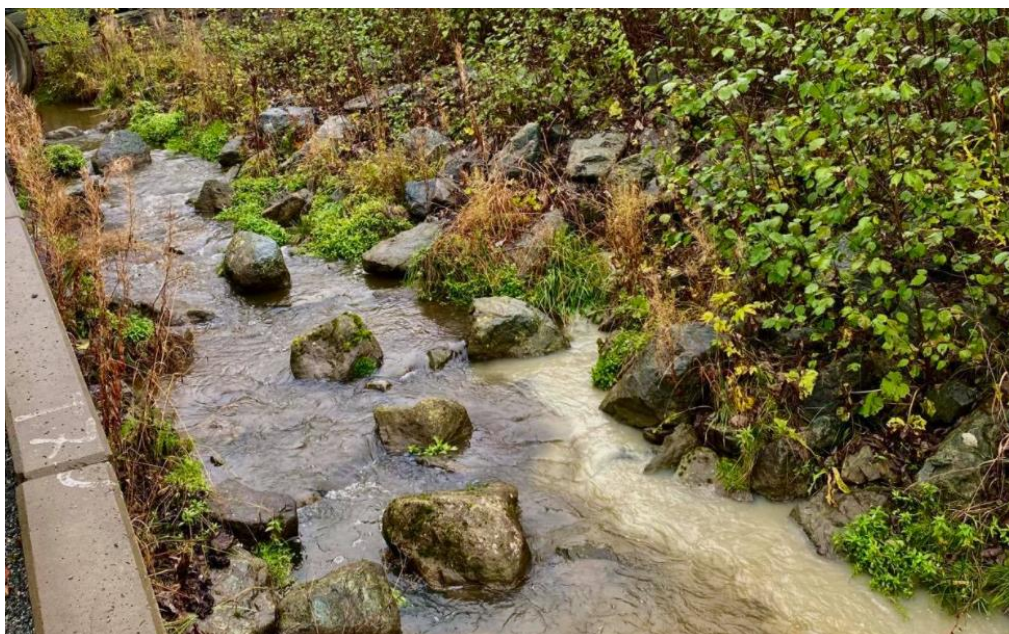
Eggbekken ble prøvetatt på to stasjoner i 2020, på samme måte som året før; en stasjon nedstrøms Fv 707 og samløp med forurensningskilden Ustbekken (st. 19), og en stasjon i øvre anadrom strekning (st. 20). Nedre stasjon i Eggbekken oppnår «God» økologisk tilstand, som er bedring fra «Moderat» tilstand sammenlignet med året før. Forbedringen i tilstand kan knyttes til utlegging av elvestein og -grus, som har gitt mer skjul og hulrom for bunndyr, og skyldes ikke nødvendigvis bedring i vannkvalitet. Bunnsubstratet ved stasjonen året før var svært nedslammet, og bar preg av langvarig belastning.

Reduksjon i økologisk tilstand i nedre del av Eggbekken de senere år har vært knyttet til stor erosjonstilførsel av finpartikler, massetransport og annen forurensning fra Ustbekken, spesielt etter at det har pågått anleggsarbeid og blitt etablert deponi nært Ustbekken. Samtidig er det konsekvent høstpløying i både Eggbekkens og Ustbekkens nedbørfelt, med bratt gradient ned mot bekkeløpene, så tilførselen av næringssalter, forurensning, masse- og erosjonsproblematikk i perioden mellom høst og vår utgjør en stor vannøkologisk risiko for vassdragene. Ved øvre stasjon i Eggbekken klassifiseres den økologiske tilstanden også til «God», som er tilsvarende tidligere års status.

Under bunndyrinnsamlingen den 22.10.2020 ble det registrert store gytegroper fra sjørret i Eggbekken, både i det nyutlagte gytesubstratet ved stasjon 19 og i øvre anadrom del ved stasjon 20. Dette er svært positivt for rekrutteringen av sjørret i vassdraget, og viser at gytefisken passerte kulverten under jordbruksveien lenger nede i vassdraget dette året.

### 5.6.3 Sørå

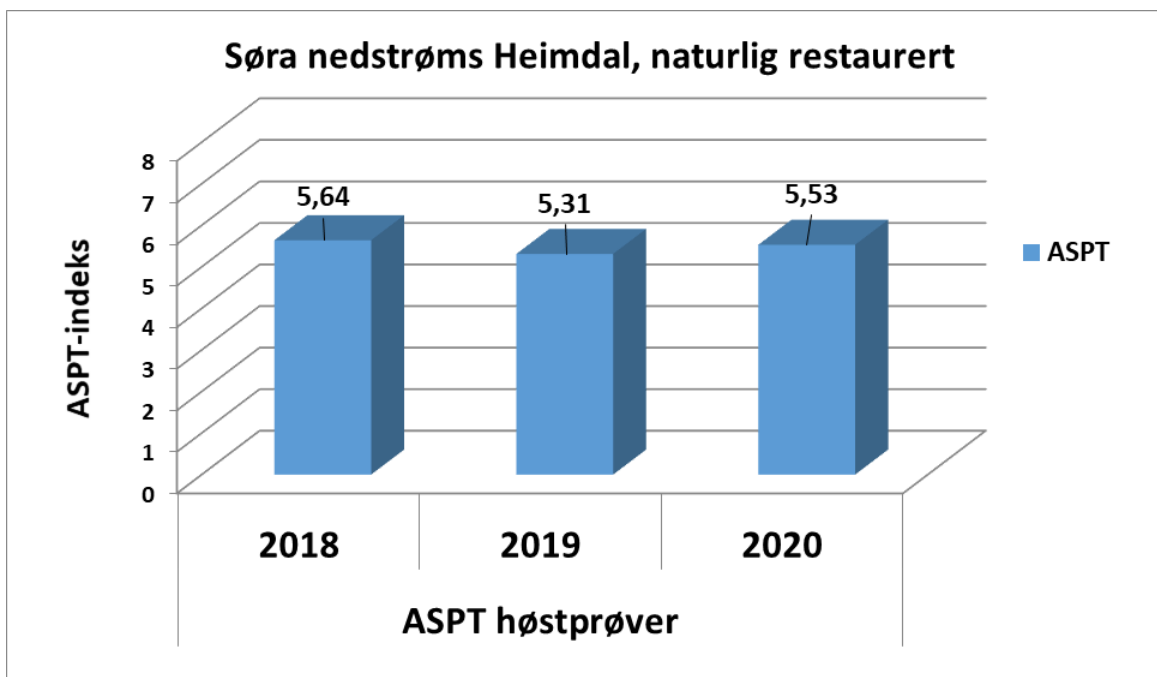
Det ble undersøkt til sammen tre stasjoner i Sørå (st. 21-23) fra Søbstadmyra/Nordmyra på Heimdal. Stasjon 21 er nederste stasjon i Sørå i nylig steinsatt strekning, på bekkepartier like nedstrøms E 39 og Klett. Stasjon 22 ble lokalisert i steinsatte, restaurerte bekkestrekninger av Sørås midtre del ovenfor Klett og samløp med Heggstadbekken, mens stasjon 23 er lokalisert i øvre natur-restaurert del, nedstrøms avkjøring til Katterm



**Figur 25.** Punktutslipp av høykonsentrert slam, leire og finpartikler (nederst) fra nylige anleggs-/gravearbeider (øverst), som ga ufordrøyd drenering direkte til Sørå høsten 2020. Omfanget av partikkelbelastning til Sørå synes økt de senere år. Foto: Morten Andre Bergan.

Resultatene fra undersøkelsene i nedre del av Sørå høsten 2020 viser en «Dårlig» økologisk tilstand ved st. 21, og «Svært dårlig» tilstand ved st. 22. Årsaken er kraftig nedslamming av bekkesubstratet, som fører til fravær av rentvannskrevende bunndyrformer. Ved stasjon 21 er tilstanden likevel en bedring fra året før, da bunndyrfaunaen i 2019 var mer eller mindre kollapset. Det var nesten ikke bunndyr å finne i prøvene fra disse nedre partiene i Sørå dette året. Antall bunndyr per prøve er vesentlig høyere i 2020. Årsaken til tidvis kollaps i bunndyrfaunaen i Sørås midtre og nedre deler er trolig voldsom vannkjemisk og partikulær belastning på Sørå de to siste årene. Det er stort press på nedbørfeltet til Sørå, med stadig økende aktivitet, som gir uvanlig stor partikkelavrenning og tilførsel av generell forurensning. Både Lersbekken (st. 24) og Heggstadbekken (st. 25 og 26) utgjør punktutslipp av slam og partikler til Sørå, i tillegg til en rekke andre konkrete utslippspunkt (rør), der noen også ser ut til å være relativt nye (**figur 25**).

Øvre restaurert strekning nedstrøms Heimdal sentrum (st. 23) har innslag av steinfluer og større biologisk mangfold, og oppnår «Moderat» økologisk tilstand, med kun små avvik fra miljømålet. Tilstanden synes stabil siste tre år etter restaurering (**figur 26**). Sammenlignet med data fra bekkepartier ovenfor Heimdal sentrum i 2017 (Bergan 2018) synes bunndyrfaunaen langt på vei å være reetablert på denne restaurerte strekningen, selv om enkelte rentvannskrevende arter fortsatt ikke påvises. Dette bekkepartiet synes også å bli mer nedslammet etter hvert som tiden går etter restaurering. Noe av årsaken kan trolig knyttes til omfattende arbeider nært bekken ved Ringvålveien lenger opp. Dette arbeidet er nå avsluttet, og vil ikke lenger gi avrenning til bekken. Videre overvåking vil avdekke om vannmiljøtilstanden holder seg innenfor det akseptable i øvre del av Sørå, noe som blir avgjørende for at bekkørret skal etablere livskraftige bestander i vassdraget over tid. I nedre del av Sørå må tilstanden bedre seg vesentlig dersom det skal være rom for sjørørret/ørret å overleve og reproducere i bekken.



**Figur 26.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Sørå nedstrøms Heimdal sentrum i årene 2018-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### 5.6.4 Lersbekken (til Søra)

Lersbekken er undersøkt for første gang i 2020. Bekken har samløp med Søra ved Klett (**figur 27**), i nærheten av Kletthallen. En stasjon i nedre del før samløp med Søra (st. 24) avdekker et relativt fattig biologisk mangfold av bunndyr og redusert bunndyrproduksjon. Bunndyrfaunaen domineres likevel av døgnfluer, og har innslag av enkelte steinfluer og vårflyer, Økologisk tilstand klassifiseres til «Dårlig». Vannkvaliteten i Lersbekken er ukjent, men selv om vannkvaliteten ikke nødvendigvis er dårlig, så er bekkeløpet svært nedslammet av finstoff og leire. Dette finstoffet ligger som et teppe over stein og grussubstratet i bekken (**figur 28**). Bekken drenerer naturlig noe marin leire, men mesteparten av denne økte nedslammingen stammer trolig fra et stort masseuttak i øvre del av nedbørfeltet til bekken. Forholdet må problemkartlegges nærmere for å vurdere omfanget av og kilder til belastning. Per i dag er Lersbekken å anse som et belastende partikkelutslipp av finstoff, slam og organiske forbindelser til Søra, og utgjør en vesentlig del av samlet belastning til nedre del av Søra.



**Figur 27.** Den svært partikkelbelastede Lersbekken samløper med Søra ved Klett. Foto ved to anledninger i 2020, hhv. 3.juni (t.v.) og 21. oktober (t.h.). Det er synlig stor forskjell i turbiditet på Søra (klart vann) og Lersbekken (brunfarget/grått vann) ved samløpet, til tross for det ikke har vært nedbør dagene i forkant av da bildene ble tatt. Lersbekken utgjør et punktutslipp til Søra, og er vesentlig en del av samlet belastning til Søra. Foto: Morten Andre Bergan.



**Figur 28.** Stasjonsområde i Lersbekken. Svært turbid, leirbelastet vannkvalitet, med substrat dekket av finstoff, slam og leire. Foto: Morten Andre Bergan.

### 5.6.5 Heggstadbekken til Sørå

I 2020 ble det undersøkt to stasjoner i Heggstadbekken. Nederste stasjon ble lagt på strekningen mellom fangdam i Heggstadbekken og samløp med Sørå (st. 25). Øvre stasjon ble lagt på strekninger ovenfor fangdammen (st. 26). Resultatene fra 2020 er grundigere omtalt, med resipientvurderinger, i NINA-prosjektnotat 258 (Bergan 2020b). Under følger en oppsummering av dette notatet:

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i Heggstadbekken i 2020 viser at vannkvaliteten i bekken er forbedret (biologisk sett), sammenlignet med status ved forrige undersøkelse i 2018. Døgnfluer i slekten *Baetis* sp. er tilbake i bekken på begge undersøkte stasjoner, og er til dels svært tallrike og representert med flere ulike arter. Døgnfluene er produsert i bekken, og stammer ikke fra drift ovenfra eller oppvandring fra Sørå. Resultatet knyttet til døgnfluer er den sikreste biologiske beviset på at tidligere påvist betongavrenning eller annen miljøgiftig avrenning (tungmetaller og pH-forstyrrelser) nå er sanert. Bunndyrgruppen døgnfluer, og spesielt Baetidaer, er en indikatorarter som er sårbare for slike belastninger, som fort forsvinner dersom dette er til stede. Det var nettopp fravær av døgnfluer som avdekket at betongsforurensningen hadde biologiske konsekvenser i Heggstadbekken ved forrige undersøkelse (Bergan 2019). Videre er det kommet tilbake en mer velutviklet og mangfoldig bunndyrfauna bestående av flere taksa sammenlignet med forrige undersøkelse, der bunndyrfaunaen nå begynner å ta en form slik man opprinnelig forventet skulle skje etter steinsetting og nytt bekkeløp. Det biologiske mangfoldet, uttrykt ved samlet antall døgn-, stein- og vårfluer (EPT), har også økt vesentlig, fra hhv. to og fire ulike taksa ved forrige undersøkelse, til 10 og 11 i 2020. Dette er positiv utvikling. Flere av de artene som ble funnet i 2011 (før steinsetting, se Bergan 2012) påvises nå for første gang i Heggstadbekken etter at nytt bekkeløp ble anlagt.

Enkelte følsomme bunndyrgrupper og arter er fortsatt borte fra bekken, for eksempel rentvannskrevende steinfluearter, som er normalt forekommende i alle små vassdrag i regionen, dersom de har lav belastningsgrad. Disse steinflueartene er heller ikke å finne i nedre del av hovedresipienten Sørå de siste årene, og dette har samme årsak som i Heggstadbekken. Derfor oppnår

man ikke vesentlig bedring i økologisk tilstand, som i 2020 klassifiseres til «Dårlig» for Heggstadbekken. Tilsvarende tilstand ved forrige undersøkelse i 2018 var «Svært dårlig». Mye tyder på at det fortsatt er for mye transport av finstoff og slam i bekken, med kilder fra øvre del av nedbørfeltet og industriområdet. Som for Lersbekken, utgjør derfor Heggstadbekken en belastningskilde av slam og finstoff. Fangdammen som ble laget for å fordrøye og holde tilbake finstoff og masser til hovedresipienten Sørå, er gjenfylt, og har i 2020 ikke lenger noen funksjon.

## 5.7 Bekker som drenerer til øvre del av Nidelva

I 2020 er to vassdrag som drenerer til Nidelva i tidligere Klæbu kommune inkludert i bunndyrundersøkelsene. Fra og med 2020 er Klæbu og Trondheim slått sammen til en kommune, slik at vassdrag i tidligere Klæbu fra 2021 av vil innlemmes i Trondheim kommune vannovervåkingsprogram.

### 5.7.1 Storvollbekken (Håggåbekken/Haugdalsbekken)

Denne bekken har mange navn. I Berger mfl. (2008) og Bergan & Arnekleiv (2009) omtales bekken som Haugdalsbekken. Andre navn på kart er Storvollbekken og Håggåbekken. I Vannnett er bekken, etter samløp med to sidegreiner, definert til vannforekomst 123-588-R Storvollbekken. Storvollbekken har sitt utspring fra tjern og myrområder (sør-)vest for Klæbu sentrum. Bekken renner på sørvestsiden av Klæbu sentrum og passerer mellom Storvollen og Øver-Eidstu, før den munner i Nidelva omlag 600 meter nedenfor Svean bru. Bekken er i utgangspunktet 3-5 meter bred, har sikker helårsavrenning, men kan periodevis ha meget lav vannføring uten å naturlig gå helt tørr. Storvollbekken har nylig (2018/2019) gjennomgått store endringer i bekkeløpet, med omfattende sikringstiltak, delvis restaurering og anlegging av dammer på partier omkring Sveanvegen (veinr. 6680) og oppover mot Børjavegen (**figur 29**).

I 2020 ble det undersøkt to stasjoner i Storvollbekken, lokalisert i hhv. nedre del nedstrøms Sveanvegen (st. 33) og øvre del ovenfor nylig restaurert parti (st. 34). Nedre stasjon i Storvollbekken (st. 33) oppnådde en ASPT-verdi på 6,41, som tilsvarer klassifisering til «God» økologisk tilstand. Samtidig er BMWP-indeksen på 109, og det biologiske mangfoldet av EPT var 18. Øvre stasjon (st. 34) oppnådde en ASPT-indeksverdi på 6,71, som er nær grensenivået for «Svært god» økologisk tilstand, men faller likevel inn under «God» økologisk tilstand. Ved denne stasjonen oppnås en BMWP-indeks på 155, samtidig som antallet EPT er svært høyt (28). Resultatene fra begge stasjoner er relativt tilfredsstillende vurdert fra miljøbedømmingsindeksene, og indikerer en god miljøkvalitet på bekkestrekningene i Storvollbekken.



**Figur 29.** Storvollbekken og partier som nylig har gjennomgått rassikring og restaurering. Flyfoto fra 2019. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

Ved grundigere sammenligninger og vurderinger av artslistene fra Storvollbekken (**Vedlegg A**) observeres en klar forskyving av dominansforhold mot forurensningstolerante arter og bunndyrformer, markant lavere mangfold av EPT og stor forskjell i antall bunndyr per prøve på den nedre stasjonen sammenlignet med øvre stasjonen. Dette er en klar indikasjon på at det nedre bekkeavsnittet er vesentlig mer belastet enn de øvre bekkestrekningene. Samtidig synes bekkeløpet ved stasjon 33 i nedre del å bære preg av framskredet nedslamming, i tillegg til at bekkebunnen ikke har naturlig elvestein. Dette bekkepartiet er nylig plastret utelukkende med sprengstein, som ikke er vannøkologisk og biologisk optimalt.

Faglig vurdert synes kombinasjonen av uhensiktsmessig steinsetting og økt belastning (partikkelbelastning og forurensing) å være forklaringen på forskjellene i bunndyrfaunaen ved stasjon 33 og 34. Denne steinsettingen gjorde eksempelvis at bekkepartier like ovenfor stasjonen, men nedstrøms Sveanvegen, også gikk helt tørr sommeren 2020 (**figur 30**). Samtidig ble det observert ødelagte rundballer i bekkeløpet (**figur 31**). Det er også bl. a. et punktutslipp like ovenfor st. 33 som vurderes å utgjøre en potensiell risiko, spesielt i perioder med mye nedbør og overløpsfare i påkoblinger til dette røret. Videre overvåking vil avdekke om situasjonen er stabil, forverrer seg eller blir bedre, etter hvert som det restaurerte bekkeavsnittet får stabilisert seg og kantvegetasjon vokser til.



**Figur 30.** Det nylig steinsatte bekkeløpet i Storvollbekken gikk helt tørt sommeren 2020 like nedstrøms Sveanvegen, før vatnet igjen kom inn i bekkeløpet etter omlag 100 meter. Foto: Morten Andre Bergan.





**Figur 31.** Det nylig steinsatte bekkeløpet i Storvollbekken gikk helt tørt sommeren 2020 like nedstrøms Sveanvegen, og det lå ødelagte rundballer i bekkeløpet. Foto: Morten Andre Bergan.

Ungfisktellinger og gytegroptakseringer ble gjennomført i Storvollbekken i løpet av høsten 2020, men resultater og vurderinger fra denne studien er enda ikke rapportert eller publisert (publisere i egen NINA-rapport i 2022). De foreløpige resultatene viser at stor ørret fra Nidelva går langt opp i bekken, og mange store gytegroper ble avdekket i den nylig restaurerte strekningen i vassdraget (**figur 32** og **33**). Vandrende nidelvørret hadde dermed passert det tørrlagte, omtalte partiet lenger nede, kulvert under Sveanvegen (**figur 34**), og nylagde terskler og vandringshindre i restaurert del av bekken, høsten 2020 (**figur 35**). Samtidig ble det funnet svært høye tettheter av årsyngel ørret på mange stasjoner i Storvollbekken ovenfor Sveanvegen, helt opp til bekkpartier ovenfor restaurert strekning. Dette indikerer at gytefisken også passerte høsten 2019.



**Figur 32.** Gyttgroper fra stor nidelvørret i Storvollbekken høsten 2020. Foto: Morten Andre Bergan.



**Figur 33.** En stor gyttgrop fra nidelvørret i Storvollbekken høsten 2020. Foto: Morten Andre Bergan



**Figur 34.** Kulvert under Sveanvegen i Storvollbekken. Foto: Morten Andre Bergan



**Figur 35.** Flere vanskelige partier for fiskevandring i Storvollbekken etter steinsetting og restaurering, men stor gytefisk fra Nidelva har klart å passere på høy vannføring høsten 2020. Foto: Morten Andre Bergan.

Resultatene fra 2020 viser at Storvollbekken er en svært viktig gytebekk for vandrende nidelvørret. Samtidig har bekken stor forekomst av ørekyte (*Phoxinus phoxinus*), som også har kolonisert de nylagde dammene i restaurert strekning (**figur 36**). Det ble påvist svært mye ørekyte i innløpsområdet til første dam. Det er en risiko for at disse dammene kan danne nøkkelområder og egnede habitater for ørekyte i vassdragsystemet over tid, slik at denne innførte, svartelistede fiskearten danner en livskraftig bestand her. Størst forekomst av ørekyte var likevel nedstrøms Sveanvegen (**figur 37**). Allerede i 2008 ble det advart mot økende forekomst av ørekyte i bekken (Berger mfl. 2008).



**Figur 36.** Dammer og utvidelser i Storvollbekken har ørekyte. Foto: Morten Andre Bergan.



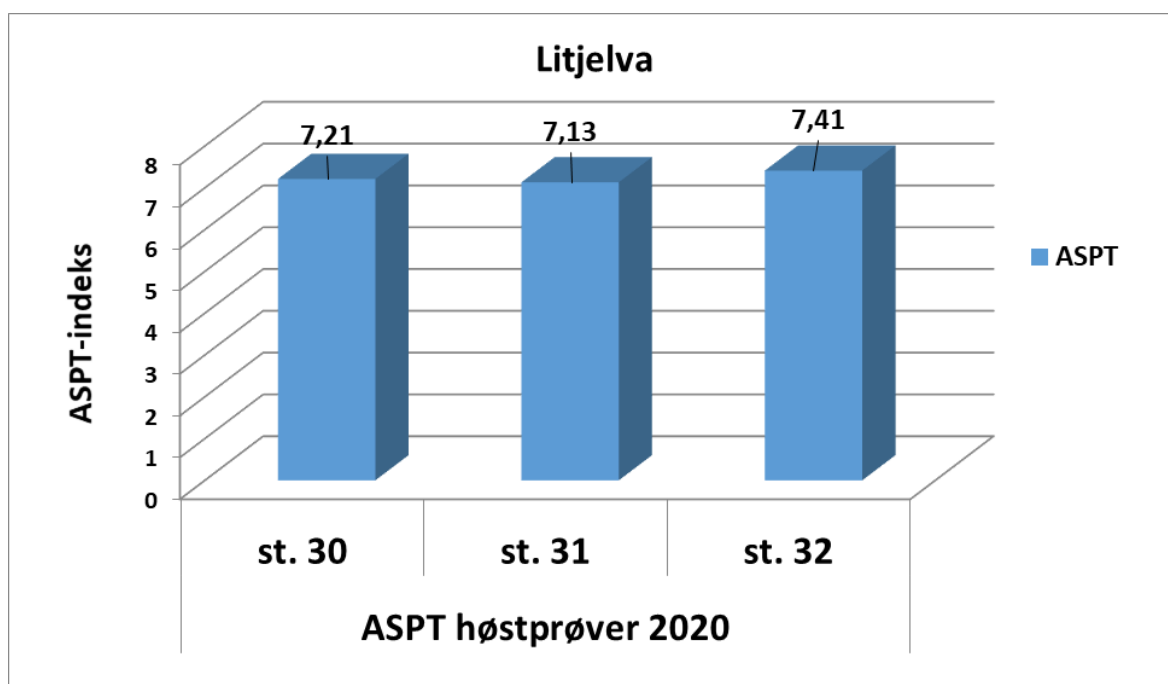
**Figur 37.** Stor forekomst av ørekyte i Storvollbekken nedstrøms Sveanvegen, og svært lite ørretunger. I nedre del av Storvollbekken har ørekyta tatt fullstendig over fiskebestanden. Foto: Morten Andre Bergan.

### 5.7.2 Litjelva (Litlelva)

Litjelva, også kalt Litlelva eller Vullubekken, munner til Nidelva ved Svean på motsatt side av Løkaunet kraftverksutløp, om lag 1,3 kilometer ovenfor Svean bru. Litjelva er problemkartlagt og undersøkt fiskebiologisk i 2020 (Bergan & Nøst 2020), og vassdraget er grundig beskrevet i denne rapporten. I forbindelse med de fiskebiologiske undersøkelsene av Litjelva i 2020, ble det også gjennomført bunndyrundersøkelser på tre stasjoner i vassdraget. Undersøkelsene ble gjennomført for å avdekke eventuelle effekter på vannøkologi og bunndyrfauna av nylig gjennomførte inngrep og endringer, som sommeren/høsten 2020 hadde gitt synlig stor nedslamming i elva. Dette var i tillegg inngrep som stengte for oppvandring av nidelvørret (Bergan & Nøst 2020).

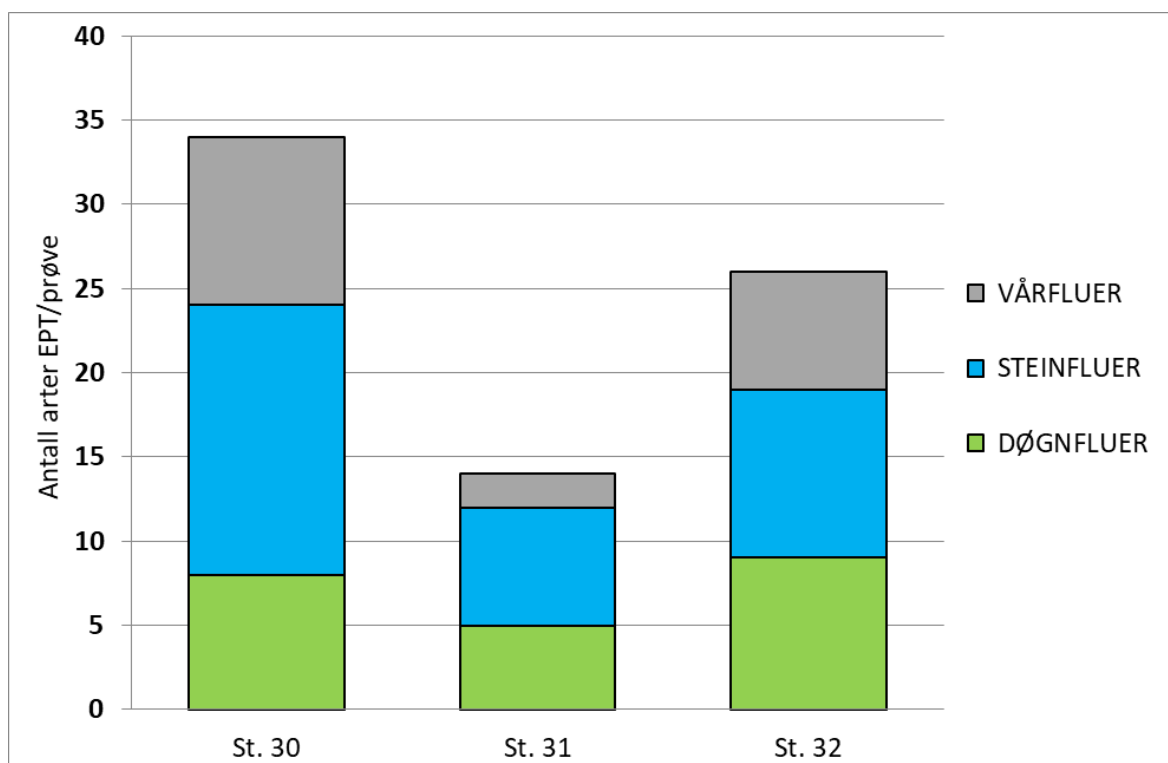
Det ble gjennomført bunndyrundersøkelser på en stasjon i nedre del av Litjelva (st. 30), midtre del (st. 31) og øvre del (st. 32). Området som har gitt økt partikkelbelastning på vassdraget var lokalisert like oppstrøms st. 31, samtidig som st. 32 ble lokalisert relativt nære st. 31. Dermed fungerer st. 32 som referanse for eventuelle negative belastninger knyttet til inngrepene.

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i Litjelva 2020 viser generelt sett at elva har en svært artsrik og mangfoldig bunndyrfauna, bestående av stor andel rentvannskrevende bunndyrarter og former. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært god» ved alle undersøkte stasjoner høsten 2020, med svært høye ASPT-verdier på alle undersøkte stasjoner (**figur 38**).

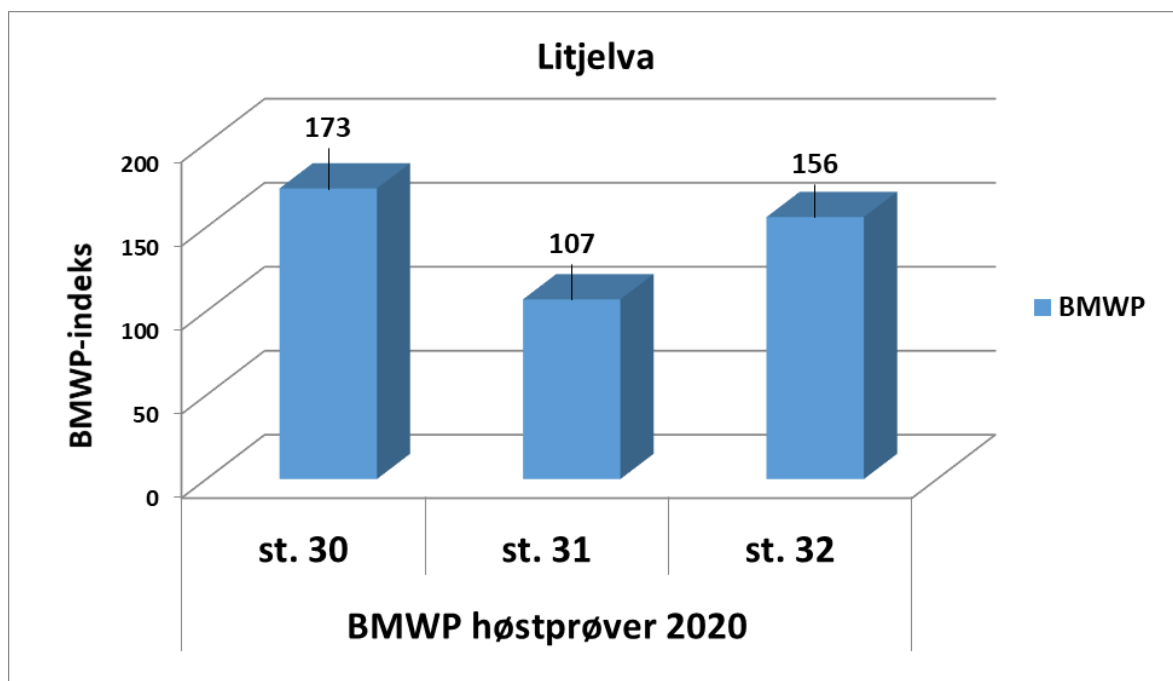


**Figur 38.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra tre stasjoner i Litjelva i 2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

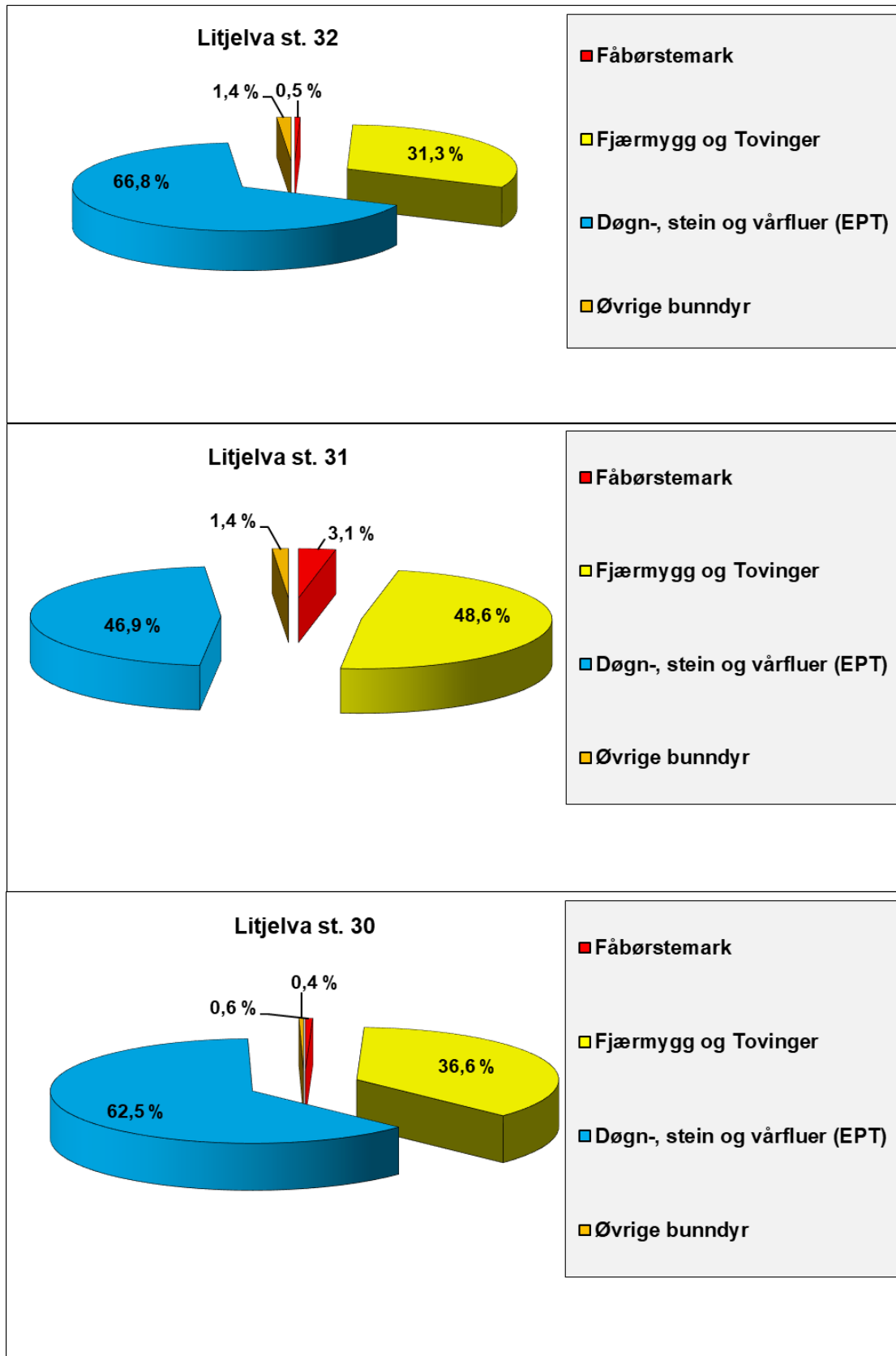
Av resultatene (artslistevurdering og faglig ekspertvurdering) kommer det imidlertid klart fram at en større belastning har kommet inn i elva ved st. 31 sammenlignet med stasjon 32. Både artsrikhet, dominansforhold av arter i bunndyrfaunaen og antall bunndyr per prøve viser markante tegn til forstyrrelser. Antall EPT reduseres fra 26 (st. 32) til 14 ved st. 31, for så å øke til 34 igjen på nederste stasjon (st. 30) (**figur 39**). Lignende reduksjon observeres også i BMWP-indeksverdien ved st. 31 sammenlignet med øvrige stasjoner (**figur 40**). Det er også belastningsrelaterte forskjeller i dominansforholdene for ulike bunndyrgrupper på stasjonene, der andelen forurensningstolerante grupper øker i prosentandel ved st. 31 (**figur 41**).



**Figur 39.** Antall døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) påvist i bunndyrprøver fra tre stasjoner i Litjelva høsten 2020.



**Figur 40.** BMWP-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra tre stasjoner i Litjelva i 2020.



**Figur 41.** Kakediagram over bunndyrfauna (dominansforhold uttrykt i prosent) fra tre stasjoner i Litjelva høsten 2020.



Samtidig reduseres antall bunndyr per prøve fra st. 31 med over 2000 bunndyr sammenlignet med st. 32 (**Vedlegg A**). Utslagene på miljøbedømmingsindeksene ASPT er imidlertid små, selv om begge indekser gir lavere verdi ved st. 31. Ved nederste stasjon (st. 30) er det likevel ingen tegn til økt belastning og forstyrrelser i elva, da stasjonen har et svært høyt biologisk mangfold og antall bunndyr per prøve igjen har økt vesentlig. Videre er det høye indeksverdier for ASPT/BMWP. Dette tyder på at omfanget av belastning i øvre del ikke har medført negative biologiske effekter langt nede i vassdraget i 2020.

Bunndyrundersøkelsene avdekker at Litjelva har mottatt stor vannkjemisk eller partikulær belastning før undersøkelsene høsten 2020. Trolig har økt turbiditet (**figur 42**, øverst) og fysisk nedslamming av elvebunnen etter anleggsarbeider (Bergan & Nøst 2020, se **figur 42**, nederst) i og nær elva vært den enkeltfaktoren som har hatt størst negativ effekt på bunndyrfaunaen. Likevel viser resultatene at elva har svært god resipientkapasitet i løpet av 2020, slik at evnen til å håndtere belastningen hittil synes å være god. Litjelva vil følges opp i årene som kommer, både med hensyn til fiskebestander i elva (Bergan & Nøst 2020), bunndyrsamfunn og øvrig vannøkologi.



**Figur 42.** Karttig turbiditet etter gravearbeider og nedslammet elvebunn i Litjelva og st. 31 høsten 2020. Dette pågikk over lang tid sommeren og høsten 2020. Foto: Trondheim kommune.

## 6 Referanser

Anonym. 2013. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 02:2013: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet.

Anonym 2009. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 01: 2009. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright J.F. and 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.

Aanes, K. J. & T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. NIVA-rapport O-87119. L.nr. 2278. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2012. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2011. NIVA-rapport L. NR. 6384-2012. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2015a. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2014. NINA Rapport 1150. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2015b. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. NINA Rapport 1359. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2017. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2016. NINA Rapport 1359. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2018. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. - NINA Rapport 1488. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2019. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2018. - NINA Rapport 1656. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2020. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2019. - NINA Rapport 1790. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2020b -ikke publisert. Resipientvurdering av Heggstadbekken. Bunndyrundersøkelser og vurdering av nedslammingsproblematikk. NINA Prosjektnotat 258. Norsk institutt for naturforskning. 12 sider.

Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2020. Litjelv-vassdraget, Klæbu, som gyte- og oppvekstområde for vandrende nidelvørret. Problemkartlegging og ungfisktellinger i 2020. NINA Rapport 1923. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A., Berger, H.M., Skjøstad, M.B., Nøst, T. & M. Haugen 2008. Sjøørretbekker i Trondheim, Sør Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 2 – 2008. Berger feltBIO.

Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – *Can. J. Zool.* 49.

NS 4719. 1/1988. Bunnfauna - Prøvetaking med elvehåv i rennende vann.

NS-ISO 7828. 1/1994. Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr.

Nøst, T. 2006. Program for vannovervåking 2007-2008. - Trondheim kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2006/03. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2007. Vannovervåking i Trondheim 2006. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2007/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2008. Vannovervåking i Trondheim 2007. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2008/02. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2009. Vannovervåking i Trondheim 2008. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2009/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2010. Vannovervåking i Trondheim 2009. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2010/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2011. Vannovervåking i Trondheim 2010. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2011/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2012. Vannovervåking i Trondheim 2011. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2012/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2013. Vannovervåking i Trondheim 2012. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2013/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2014. Vannovervåking i Trondheim 2013. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2014/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2015. Vannovervåking i Trondheim 2014. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2015/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2016. Vannovervåking i Trondheim 2015. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2015/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2017. Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2017/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2018. Vannovervåking i Trondheim 2017. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2018/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2019. Vannovervåking i Trondheim 2018. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2019/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2020. Vannovervåking i Trondheim 2019. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2020/01. Trondheim kommune

## 7 Vedlegg Artslister

### Høstprøver innsamlet i perioden 15.10.2020 - 22.10.2020

Bunndyrtaksa	St.1	St.2	St.3	St.4
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)				
Sphaeriidae- erte/kulemusling	8	1	16	
<b>Gastropoda</b> (Snegler)				
Lymnaeidae- damsnegler	16	20		
Planorbidae- skive/remsnegler	12	1	8	
<b>Hirudinea</b> (Iglar)				
Helobdella stagnalis	2			
<b>Annelida</b> (leddormer)				
Oligochaeta- fåbørstemark	1280	384	1536	10752
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppper)				
Acari- midd	64			
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)				
<i>Centroptilum luteolum</i>	1			
Baetis sp.	128	256	384	
<i>Baetis muticus/niger</i>		128	64	
<i>Baetis muticus</i>	512	1664	192	
<i>Baetis niger</i>	8			
<i>Baetis rhodani</i>	768	3968	1920	1408
<i>Heptagenia sulphurea</i>	7			
Leptophlebiidae	6			
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)				
Isoperla sp.		1	3	
<i>Dinocras cephalotes</i>	256	896		
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		4		
<i>Brachyptera risi</i>			2	2
Amphinemura sp.	160	512	2	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	320	256		
<i>Protonemura meyeri</i>	16	40		1
<i>Leuctra hippopus</i>	96	16	4	1
<b>Coleoptera</b> (Biller)				
Elmidae, juvenile	128	256	2	
<i>Limnius volckmari</i>	1	2		
Hydraenidae		4	48	72
<b>Sialidae</b> , Sialis sp. (Mudderfluer)			1	
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)				
<i>Rhyacophila nubila</i>	32	256	56	40
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	2			
Polycentropodidae	128			1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			6	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	6			

Hydropsyche sp.	128	384		
<i>Hydropsyche siltalai</i>	18	32		
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	2	2		
Limnephilidae sp.	12	2	2	
<i>Sericostoma personatum</i>			10	
Leptoceridae	2			
<b>Diptera (Tovinger)</b>				
Tovingelarver ubest		384	64	
Psychodidae- sommerfuglmygg		8	256	64
Tipula sp.- stankelbein			8	
Limoniidae- småstankelbein	16	8	40	8
Simuliidae- knott	160	128	80	16
Ceratopogonidae- sviknott			16	8
Chironomidae- fjærmygg	7456	7424	640	896
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>11751</b>	<b>17037</b>	<b>5360</b>	<b>13269</b>

Bunndyrtaksa	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10
<b>Bivalia (Småmuslinger)</b>						
Sphaeriidae- erte/kulemusling	8				10	2
<b>Gastropoda (Snegler)</b>						
Lymnaeidae- damsnegler	16	24				
Planorbidae- skive/remsnegler	1		6			
<b>Hirudinea (Iglar)</b>						
<i>Helobdella stagnalis</i>				1		
<b>Annelida (leddormer)</b>						
Oligochaeta- fåbørstemark	2048	512	768	896	896	128
<b>Isopoda (Isopoder)</b>						
<i>Asellus aquaticus</i> - Gråsugge	1	5	22	2	80	
<b>Arachnidae (Edderkoppdyr)</b>						
Acari- midd	160	6	96	1		
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>						
<i>Centroptilum luteolum</i>	1					
Baetis sp.	384	512	896	1536	1408	512
<i>Baetis muticus/niger</i>	16				1024	256
<i>Baetis muticus</i>	512	384			768	
<i>Baetis niger</i>					16	128
<i>Baetis rhodani</i>	3904	1792	5888	4864	1920	1920
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	48					
<i>Heptagenia sulphurea</i>	16	12				
<i>Ephemera danica</i>	1					
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>						
<i>Diura nanseni</i>						1
Isoperla sp.	16	16			48	6
<i>Isoperla obscura/grammatica</i>					24	
<i>Dinocras cephalotes</i>	2	16				

<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		2				
<i>Brachyptera risi</i>	128	16				192
<i>Amphinemura</i> sp.	640	896	208		2560	16
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	256	24	32	12	1536	
Nemouridae	16					
<i>Nemoura</i> sp.	16		10	3	8	16
<i>Protonemura meyeri</i>	8	16	2			
Capniidae		4				
<i>Capniopsis schilleri</i>	64	8				24
<i>Leuctra</i> sp.	32			2		8
<i>Leuctra hippopus</i>	576	256	6	9	16	40
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Elmidae, juvenile	256	192				
<i>Limnius volckmari</i>		32				
Hydraenidae	4					
Scirtidae						8
<b>Sialidae</b> , <i>Sialis</i> sp. (Mudderfluer)	1	16				8
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
<i>Rhyacophila fasciata</i>					1	
<i>Rhyacophila nubila</i>	1152	160	208	192	48	1
<i>Agapetus ochripes</i>	2					
<i>Philopotamus montanus</i>						2
Polycentropodidae				2	96	3
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1	2	6	2	10	1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2			2	48	
<i>Hydropsyche</i> sp.	64	16				
<i>Hydropsyche siltalai</i>	2	96	2		7	
<i>Lepidostoma hirtum</i>		1				
<i>Limnephilidae</i> sp.	8	16	12	4		160
<i>Limnephilidae</i> spp.						16
<i>C. villosa</i> ./ <i>A. obscurata</i>		1				
<i>Potamophylax</i> sp.		1		2		
<i>Potamophylax cingulatus</i>			1			
<i>Silo pallipes</i>	2	4				
<i>Sericostoma personatum</i>	32	56			13	4
<b>Diptera</b> (Tovinger)						
Tovingelarver ubest	16	24			8	128
Psychodidae- sommerfuglmygg	320	64	640	112	32	64
<i>Tipula</i> sp.- stankelbein	32	2				
Limoniidae- småstankelbein	256	192	128	96		192
Simuliidae- knott	384	128	64	768	384	256
Ceratopogonidae- sviknott	48	96	48		96	128
Chironomidae- fjærmygg	4928	2304	2304	5888	1152	1152
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>16380</b>	<b>7904</b>	<b>11347</b>	<b>14394</b>	<b>12209</b>	<b>5372</b>

Bunnedyrtaksa	St.11	St.12	St.13	St.14	St.15	St.16
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae- erte/kulemusling		16	4			
<b>Gastropoda</b> (Snegler)						
Lymnaeidae- damsnegler			4			
Planorbidae- skive/remsnegler			1	4	16	16
<b>Hirudinea</b> (Iglar)						
Iglar ubestemt		1				
<b>Annelida</b> (leddormer)						
Oligochaeta- fåbørstemark	96	256	1280	1056	640	128
<b>Isopoda</b> (Isopoder)						
<i>Gammarus lacustris</i> - Nordlig marflo	1					
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppdyr)						
Acari- midd	8	4	0	12	48	10
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
<i>Baetis</i> sp.	512	128	640	32	128	1280
<i>Baetis muticus/niger</i>	640	3072	2688			
<i>Baetis muticus</i>	128	512	896		512	640
<i>Baetis niger</i>	384	16	6			
<i>Baetis rhodani</i>	3072	1536	1920	3840	5248	4736
<i>Heptagenia sulphurea</i>		12				
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)						
<i>Diura nanseni</i>	1					
<i>Isoperla</i> sp.	16	40	36		64	80
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	4	256			2	
<i>Brachyptera risi</i>	48	1	1	1	2	1
<i>Amphinemura</i> sp.	56	640	40		640	1408
<i>Amphinemura sulcicollis</i>		32			128	128
Nemouridae	16					
<i>Nemoura</i> sp.	16	1		96	16	16
<i>Protonemura meyeri</i>					4	8
<i>Leuctra</i> sp.					4	
<i>Leuctra</i> sp., cf. <i>nigra</i>	8					
<i>Leuctra hippopus</i>	40	256	32		128	384
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Dytiscidae (larve)	2			2		
Elmidae, juvenile	64	512	4		256	256
<i>Elmis aenea</i>	32					
<i>Limnius volckmari</i>		48	4		4	
Hydraenidae	160	4		1		48
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
<i>Rhyacophila nubila</i>		1	48	864	28	160
<i>Ithytrichia lamellaris</i>		3				
<i>Philopotamus montanus</i>	2					
Polycentropodidae	2	32	4	6		4

<i>Plectrocnemia conspersa</i>	4	72			4	4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>					8	
Hydropsyche sp.		144				
<i>Hydropsyche siltalai</i>		16				
Limnephilidae sp.	80	2	16		24	32
Apatania sp.						4
Potamophylax sp.		2			2	2
<i>Sericostoma personatum</i>	48	112	8		16	
<b>Diptera (Tovinger)</b>						
Tovingelarver ubest			256	72		
Psychodidae- sommerfuglmygg	384	40	512	96	4	32
Tipula sp.- stankelbein				8		
Limoniidae- småstankelbein	256	32	48	144	8	8
Simuliidae- knott	512	128	768	120	256	64
Ceratopogonidae- sviknott	16	28	8		80	16
Chironomidae- fjærmygg	768	384	1024	3936	2304	2176
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>7376</b>	<b>8339</b>	<b>10248</b>	<b>10290</b>	<b>10574</b>	<b>11641</b>

Bunndyrtaksa	St.17	St.18	St.19	St.20	St.21	St.22	St.23	St.24
<b>Bivalia (Småmuslinger)</b>								
Sphaeriidae- erte/kulemusling			16	2			256	
<b>Gastropoda (Snegler)</b>								
Lymnaeidae- damsnegler	4			3	24	2432	2	4
Planorbidae- skive/remsnegler					32	1	4	
<b>Hirudinea (Iglar)</b>								
Helobdella stagnalis	40					5		
<b>Annelida (leddormer)</b>								
Oligochaeta- fåbørstemark	256	896	2432	384	576	1280	48	384
<b>Arachnidae (Edderkoppdyr)</b>								
Acari- midd		128		128			10	
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>								
<i>Centroptilum luteolum</i>	20	6			16			
Baetis sp.	384	384	384	896	4992	1024	4480	512
<i>Baetis muticus/niger</i>		2432		384	16	8	384	
<i>Baetis muticus</i>	4	896	640	768	1536			
<i>Baetis niger</i>	2048	256	8	4	8		4	128
<i>Baetis rhodani</i>	5504	4096	768	2176	27648	6016	1152	1152
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>					2	64		
Cloeon sp.						1		
<i>Ephemera danica</i>			4					
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>								
Isoperla sp.		22	28	16				
<i>Isoperla, cf. difformis</i>		2						
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>				2				
<i>Brachyptera risi</i>		384	36	256				
Amphinemura sp.				32				



<i>Amphinemura sulcicollis</i>		8	4					
Nemouridae		128	32	2			112	
Nemoura sp	2		32	16	16		16	4
<i>Nemurella pictetii</i>					4			
Capniidae							640	
Capnia sp								6
<i>Capnia bifrons</i>		30	88	120				
<i>Capniopsis schilleri</i>		96	24	2			5	
Leuctra sp.		24	4	2				
<i>Leuctra sp., cf. nigra</i>							4	
<i>Leuctra hippopus</i>	0	56	4	24			2	
<b>Heteroptera</b> (Teger)								
Corixidae- Buksvømmer						1		
<b>Coleoptera</b> (Biller)								
Dytiscidae (larve)			1			80	12	
Elmidae, juvenile	16	32	48	256		2	8	
<i>Elmis aenea</i>	8							
<i>Limnius volckmari</i>			2	1				
Hydraenidae	4	80	32	32			24	
Scirtidae				96				
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)								
<i>Rhyacophila fasciata</i>		4	2					36
<i>Rhyacophila nubila</i>	72	144	160	128	192	6	104	24
Hydroptila sp.	24							
Oxyethira sp	2							
Polycentropodidae	16	16						
<i>Plectrocnemia conspersa</i>		10	16		24		24	40
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	96							
Hydropsyche sp.	64							
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	88				3	3		
Limnephilidae sp.	2	64	3	8				24
Limnephilidae spp.						16		
Potamophylax sp.		8		16		4	8	
<i>Potamophylax cingulatus</i>					1			
<i>Silo pallipes</i>		16						
<i>Sericostoma personatum</i>		8		5			1	
<b>Diptera</b> (Tovinger)								
Tovingelarver ubest			32					32
Psychodidae- sommerfugl- mygg	128	256	320	1280		10	40	64
Tipula sp.- stankelbein	12	2	8	1	8	40	14	2
Limoniidae- småstankelbein		128	256	160	16		8	112
Simuliidae- knott	8448	128	512	112	32	448	128	12
Ceratopogonidae- sviknott	80	16	32	64		128	8	
Chironomidae- fjærmygg	13696	2176	3200	1152	13440	3328	7296	368
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>31018</b>	<b>12932</b>	<b>9128</b>	<b>8528</b>	<b>48586</b>	<b>14897</b>	<b>14818</b>	<b>2880</b>

Bunndyrtaksa	St. 25	St. 26
<b>Gastropoda (Snegler)</b>		
Lymnaeidae - damsnegler	112	160
Planorbidae - skivesnegl	8	8
<b>Annelida (Bløtdyr)</b>		
Oligochaeta - fåbørstemark	256	512
<b>Arachnidae (Edderkoppdyr)</b>		
Acari - midd		4
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>		
Baetis sp.	1024	640
<i>Baetis muticus/niger</i>	6	1
<i>Baetis niger</i>	12	16
<i>Baetis rhodani</i>	1536	1536
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	4	5
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>		
Nemoura sp.	4	1
<b>Coleoptera (Biller)</b>		
Dytiscidae, larve - vannkalv	1	4
<i>Elmis aenea</i> - elvebiller	1	
<b>Sialidae (Mudderfluer)</b>	1	
<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>		
<i>Rhyacophila fasciata</i>	1	3
<i>Rhyacophila nubila</i>	1	2
Polycentropodidae		8
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	7	22
Limnephilidae sp.	16	14
<b>Diptera (Tovinger)</b>		
Tovingelarver ubest		1
Psychodidae -sommerfuglmygg	4	6
Tipula sp. -stankelbeinlarve	17	18
Ceratopogonidae - sviknott	512	384
Chironomidae - fjærmygg	896	1792
<b>Sum antall bunndyr</b>	<b>4419</b>	<b>5137</b>

Bunndyrtaksa	St.27	St.28	St.29	St.30	St.31	St.32	St.33	St.34
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling	384							2
<b>Gastropoda</b> (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler		3	2				1	
Planorbidae- skive/remsnegler	1		1	1				16
<b>Hirudinea</b> (Iglar)								
<i>Helobdella stagnalis</i>							1	
<b>Annelida</b> (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	5120	256	768	40	128	32	1664	128
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppdyr)								
Acari- midd	8		32	8	48	16		128
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)								
<i>Ameletus inopinatus</i>						8		2
Baetis sp.		1280	256	256	192	640	256	768
<i>Baetis muticus/niger</i>						256		
<i>Baetis muticus</i>		640	2048	384	64	512	512	2560
<i>Baetis niger</i>		8		1			16	2
<i>Baetis rhodani</i>	26	11008	7040	1664	576	1024	896	3968
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	6							
Heptageniidae				40	1	96		
<i>Heptagenia dalecarlica</i>				4	3	2		
Leptophlebiidae				2		1		
<i>Epheremella aurivilli</i>				8		8		
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)								
<i>Diura nanseni</i>				20	2	9		1
Isoperla sp.		3	18	8			20	72
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>				12	3	16	10	16
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				8		3		
<i>Brachyptera risi</i>		16	160	128	960	384	64	96
Amphinemura sp.		6		384		512	24	768
<i>Amphinemura borealis</i>				32				
<i>Amphinemura sulcicollis</i>				128				128
Nemouridae								64
Nemoura sp		3	32	64		256	20	1
<i>Nemurella pictetii</i>			16					
<i>Protonemura meyeri</i>				3				
Capniidae				256			4	
Capnia sp		64		128	4	256	16	
<i>Capnia bifrons</i>		320	128				4	
<i>Capniopsis schilleri</i>		4	288	384	4	16	16	384
Leuctra sp.		16		64	72	16		32
<i>Leuctra sp., cf. nigra</i>				4	16			1
<i>Leuctra hippopus</i>				96		32	12	8
<b>Coleoptera</b> (Biller)								
Dytiscidae (voksen)								1

Dytiscidae (larve)	1	16			1		10	
Elmidae, juvenile	2	256	10		3	32	64	
<i>Elmis aenea</i>		16				1	1	
<i>Limnius volckmari</i>			1			2		
Hydraenidae	1	48	16	3	6	64	2	48
Scirtidae		2						
<b>Sialidae</b> , (Mudderfluer)				2	2			
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)								
Trichoptera, ubest.(1.st instar)						1		
<i>Rhyacophila fasciata</i>			60				12	
<i>Rhyacophila nubila</i>	60	896	112	20		5	88	112
<i>Agapetus ochripes</i>			2					8
Hydroptilidae								16
Hydroptila sp.				24		6		16
Oxyethira sp				2				
<i>Philopotamus montanus</i>								1
Polycentropodidae		1	1	2				1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				6		6		1
Limnephilidae sp.	192	2	12	56	4	2	4	112
Limnephilidae spp.				4		16		
Potamophylax sp.				2		10		8
<i>Silo pallipes</i>			8	2				24
Sericostomatidae								50
<i>Sericostoma personatum</i>		5	0	24	7	32	1	
<b>Diptera</b> (Tovinger)								
Tovingelarver ubest	96		64	32				
Psychodidae-sommerfuglmygg	128	16	256	96		256	128	896
Tipula sp.- stankelbein		2	24	1			5	1
Limoniidae- småstankelbein	144	8	384	4	56	8	32	80
Simuliidae- knott	896	1408	896	256	1024	256	256	128
Ceratopogonidae- sviknott	1		5	32	3	8	8	384
Chironomidae- fjærmygg	4480	1152	4224	2048	896	1408	2944	8704
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>11543</b>	<b>17170</b>	<b>17141</b>	<b>6754</b>	<b>4071</b>	<b>6177</b>	<b>7051</b>	<b>19811</b>



*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

1988

NINA Rapport

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426- 4767-2

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger