

2256

NINA Rapport

Bunndyrovervåking av små vassdrag i Trondheim kommune i 2022

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 små vassdrag i Trondheim kommune i 2022

Morten André Bergan

Bergan, M. A. 2023. Bunnndyrovåking av små vassdrag i Trondheim kommune i 2022. NINA Rapport 2256. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mars 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5053-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Marius Berg

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jørnli

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim kommune

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

-

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst

FORSIDEBILDE

En utrangert betonginstallasjon i nedre del av Leirelva ved Sluppen ble fjernet i 2022, slik at laks og sjørret kan vandre uhindret fra Nidelva og opp i elva. Foto: © Morten André Bergan

NØKKELOD

- Trøndelag
- Bekker
- Miljøovervåking
- Bunnedyr
- Forurensning
- Inngrep
- Økologisk tilstand
- Vannforskriften

KEY WORDS

- Norway
- Streams
- Environmental monitoring
- Macroinvertebrates
- Pollution
- Impact
- 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

Sammendrag

Bergan, M.A. 2023. Bunn dyrovervåking av små vassdrag i Trondheim kommune i 2022. NINA Rapport 2256. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag fra Trondheim kommune har NINA foretatt undersøkelser av bunndyrsamfunnet i vassdrag i kommunen i 2022. I løpet av oktober og november dette året ble 27 bunndyrprøver samlet inn fra stasjonsområder i vassdrag av typen bekker eller små elver i kommunen. Hensikten var å klassifisere økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement, vurdere vannforekomstenes vann- og miljøkvalitet, og angi risikofaktorer for at miljømål ikke oppnås eller opprettholdes. Økologisk tilstand ble klassifisert ved bruk av forurensningsindeksen ASPT, samtidig som EPT-indeks, BMWP-indeks og dominansforhold av bunndyr også er anvendt i en samlet miljøbedømming av bunndyrfaunaen.

Av totalt 27 undersøkte stasjoner oppnådde kun en stasjon «*Svært god*» økologisk tilstand (*Naturtilstand*) ved bruk av ASPT-indeks som klassifiseringsmetode. Videre oppnådde 16 stasjoner miljømålet om «*God*» økologisk tilstand. Tre stasjoner hadde noe avvik fra dette miljømålet, og ble klassifisert til «*Moderat*» økologisk tilstand. Sju stasjoner ble klassifisert å ha betydelige avvik fra forventet miljømål, med store vannkjemiske og/eller hydromorfologiske utfordringer, og ble klassifisert til enten «*Dårlig*» eller «*Svært dårlig*» økologisk tilstand. Flere av disse stasjonene har vannkjemisk ulevelige forhold for en rentvanskrevende, mangfoldig bunndyrfauna.

De tre mest forurensede vassdragene i Trondheim kommune i 2022 er nedre del av Søra nedstrøms Klett, nedre del av Steindalsbekken ved Bratsberg/Øvre Leirfoss og Heimdalsbekken. I Søra skyldes den svært dårlige tilstanden et uhellsutslipp av diesel og samlet belastning fra nedbørfeltet. I Heimdalsbekken er det en kombinasjon av stadige kloakkutslipp/-lekkasjer fra avløp og partikkelbelastning fra anleggsarbeid, mens for Steindalsbekken er årsaken utslipp av husdyrgjødsel til bekken.

Årlig overvåking de siste 10-15 årene viser at det kan være store årlige variasjoner i bunndyrsamfunnet i kommunens bekker, der den økologiske tilstanden varierer mellom år i mange vassdrag. Negative effekter og variasjoner i tilstand kan skyldes kjente eller ukjente utslipp siste år, lekkasjer av miljøfarlig stoff, gjødselutslipp, uregelmessig tilførsel av kloakk/sanitært avløpsvann eller anleggs-/gravearbeid nært vassdragene. Ofte er det flere faktorer i kombinasjon, såkalt samlet belastning, for mange bekker med stor menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Et underdimensjonert og utdatert avløpsnett nær mange bekker gir høy tilførsel av kloakk, spesielt i forbindelse med overløp ved store nedbørmengder. Med de klimaendringer vi står overfor, med mer ekstremvær, kan dette gi en forverring av miljøtilstanden i de mest utsatte bekkene i kommunen. Andre variasjoner styres av mer eller mindre naturlige forhold. Positive trender over flere år kan skyldes at tiltak for å bedre vannkvaliteten er gjennomført, og at dette har hatt gunstig for vannmiljøet.

Flere av bekkene i kommunen befinner seg i intensivt drevet landbrukslandskap. Dette gjelder spesielt bekker som drenerer til fjorden på Byneset, i Gaulosen og tidligere Klæbu, 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. Drensrøfter og rør ledes gjerne rett i bekkene. Samlet sett gir dette økt partikkelforurensning og avrenning av næringssalter gjennom store deler av året til bekkene, noe som er forsterket av milde vintre med regn og avrenning fra barmark. I 2022 avdekket i tillegg dårlig gjødselhåndtering og negative vannmiljøeffekter etter nydyrking. Dette gir store negative vannøkologiske effekter som nedslamming og økt begroing, som bidrar til redusert vannmiljøtilstand. I vassdragene vil dette påvirke biologisk mangfold av bunndyr, og gir dårligere gyte- og oppvekstmuligheter for laksefisk som ørret.

Med økt innslag av ekstremnedbør, styrtregn og mildere vintre i klimaprognoene, blir landbruks-tiltak mot avrenning og utbedring av vann/avløpssystemet for boligområder to viktige satsnings-områder for å bedre vannkvalitet i vann og vassdrag i Trondheim.

Det observeres for tiden stort og økende press i såvel landbruksbekker som urbane bekker i Trondheim kommune. Samtidig synes vern og ivaretagelse av vassdragsnatur å måtte vike for bl.a. lokalisering av deponier, etablering av industri-/næringsvirksomhet og vei-/byggevirksomhet. Samlet sett kan det derfor bli utfordrende å ivareta et oppfylt miljømål om minimum «God» økologisk tilstand i mange bynære vassdrag i årene som kommer.

Morten André Bergan, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.

Epost: Morten.Bergan@nina.no



Foto: Partikkelforensing og nedslamming av vannmiljøet utgjør en stor risiko for økologisk tilstand for små vassdrag i Trondheim kommune. Årsakene knyttes ofte til menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet. Bildet viser kraftig partikkelpåvirkning av Ristelva på Byneset ved Mebygdveien høsten 2022, etter nylig igangsetting av nydyrking nært vassdraget.

Foto: @Morten André Bergan/NINA

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse og omfang	8
3 Metodikk	9
3.1 Innsamlingsmetode.....	9
3.2 Metodikk for vurdering av resultater.....	9
3.2.1 ASPT.....	9
3.2.2 BMWP.....	10
3.2.3 EPT.....	10
3.2.4 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand.....	11
4 Resultater	13
5 Omtale og diskusjon av resultater	14
5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim.....	14
5.1.1 Vikelva.....	14
5.1.2 Sjøskogbekken.....	17
5.1.3 Grilstadbekken.....	19
5.2 Bekker til anadrom strekning av Nidelva.....	20
5.2.1 Leirelva.....	20
5.2.2 Uglabekken.....	24
5.2.3 Heimdalsbekken.....	29
5.3 Tilløpsbekker til Nidelva mellom øvre Leirfoss og Nordsetfossen.....	30
5.3.1 Steinsdalsbekken.....	30
5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken.....	37
5.4 Ilabekken.....	40
5.5 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen.....	42
5.5.1 Ristelva/Høstadbekken.....	42
5.5.2 Eggbekken.....	44
5.5.3 Søra.....	45
5.6 Bekker som drenerer til øvre del av Nidelva i Klæbu.....	50
5.6.1 Tullbekken.....	50
5.6.2 Storrøllbekken (Håggåbekken/Haugdalsbekken).....	52
5.6.3 Litjelva (Litlelva).....	56
6 Referanser	58
7 Vedlegg Artslister	62

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. 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 kunnskapsleverandør til kommunen ved både bunndyrundersøkelser og ungfisktellinger siden 2014, og er også valgt gjennom anbudskonkurranse til vannøkologisk kompetanserådgiver for kommunen i perioden 2018-2022.

Oppdragsgiver for bunndyrundersøkelsene i 2022 har vært Klima- og Miljøenheten i Trondheim kommune, og vår kontaktperson hos kommunen har som alle tidligere år vært naturforvalter 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 i året som har gått.

Trondheim, mars 2023



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 vassdragene. Bekkene dette gjelder er i all hovedsak små, fra 2-10 meter vassdragsbredde, og har gjerne en begrenset størrelse på nedbørfeltet, kombinert med stor menneskelig aktivitet nært bekkeløpene. Graden av grunnvannstilførsel varierer også mye mellom bekkene. Dette gir varierende og til dels lav selvrensningsevne når det gjelder å håndtere avrenning og tilførsel av forurensning fra et stadig økende urbant utbygd og/eller landbrukspreget nedbørfelt. Størst vannøkologisk negativ effekt i Trondheim kommunes små vassdrag synes å være knyttet til kombinasjonen av nedslamming av vassdragshabitater og ulike fysisk inngrep /endringer i bekkeløpene, som stor grad skyldes avrenning fra samlet belastning i nedbørfeltene og sumbelastninger fra vei og boligutbygging.

Hovedproblematikken for bekkene i kommunen er fortrinnsvis overløp/punktutslipp av kloakk fra bebyggelse, næringsaltanriking og organisk belastning fra landbruk, og stadige økende grave-/anleggsarbeider knyttet til urbanisering og veiarbeid nært vassdragene. I tillegg kommer akutte forurensningstilslag fra en rekke diffuse eller ukjente kilder, og avrenning fra vei og andre bynære områder med høy menneskelig aktivitet. I enkelte bekker påvirkes også vannkvaliteten av vannkjemisk forurensning fra industri og annen næringsaktivitet (deponi, skianlegg, papirindustri, mm.).

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 i implementert i norsk vannforvaltning gjennom vannforskriften, og vil gjøre seg gjeldende i norsk vannforvaltning 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. Bunndyrovervåkingen de siste 10-årene har vist tilfredsstillende presisjon i tilstandsklassifiseringen ved bruk av denne indeksen, men indeksen er imidlertid dårligere egnet og mindre presis ved akuttutslipp eller punktutslipp, som også forekommer i vassdragene.

I tråd med vannforskriften har Trondheim kommune som miljømål å oppnå og opprettholde minimum god økologisk tilstand i sine by- og landbruksnære bekker, der menneskelig aktivitet som gir risiko for redusert miljøtilstand skal hensynta vassdragene, med krav om avbøtende tiltak for at miljømålene oppfylles/ivaretas. 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. Antall lokaliteter og stasjoner som er undersøkt varierer fra år til år. Resultater og vurderinger er presentert og publisert i årlige bunndyrappporter fra og med overvåkingsåret 2009 (Bergan 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022, 2023 og 2024). Et kortere utdrag og hovedmomenter fra de årlige resultatene ved bunndyrundersøkelsene er fram til og med 2020 presentert i kommunens årlige rapporter fra vannovervåkingen i Trondheim (Nøst 2006-2021), men ikke etter dette (Nøst 2022, 2023). Trondheim kommunes årlige vannovervåkingsrapporter presenterer data og vurderinger knyttet til ungfisktellinger og vannkvalitet for mange av de samme vassdragene som er undersøkt for bunndyr.

Denne NINA-rapporten presenterer resultater og vurderinger fra bunndyrundersøkelsene som ble gjort i vassdrag i Trondheim i 2022, og baserer seg på et datamateriale innsamlet i løpet av oktober og november (høstprøver) dette året.

2 Områdebeskrivelse og omfang

Høsten 2022, i perioden 20.oktober til 01.november, ble det samlet inn bunndyrprøver fra 27 stasjoner i ulike vassdrag. Alle vassdrag/vannforekomster er av typen bekker eller små elver lokalisert i Trondheim kommune (**tabell 1** og **2**). Vassdrag som før kommunesammenslåing tilhørte Trondheim kommune er vist i **tabell 1**, mens vassdrag som tidligere var lokalisert i Klæbu kommune, er vist i **tabell 2**.

Tabell 1. Navn, stasjonsnummer, kartreferanse (32 V UTM), lokalisering av stasjoner og innsamlingsdato for bunndyrundersøkelser i bekker i Trondheim kommune i 2022.

Vassdrag	St.nr.	Øst	Nord	Lokalisering	Dato
Vikelva	1	576393	7034142	Nedre anadrom strekning	20.10
Vikelva	2	576498	7033420	O/E6, før innløp kulvert	20.10
Sjøskogbekken	3	575912	7034162	O/Ranheimsvegen	20.10
Grilstadbekken	4	574834	7034878	N/ Nedre Grilstadkleiva	20.10
Leirelva	5	569142	7030161	Nedre, o/revet betonginstallasjon	24.10
Leirelva	6	568704	7029333	Nedre, ved Prøven Bil	24.10
Leirelva	7	568352	7029116	Langs støttemur	24.10
Leirelva	8	568114	7029029	O/avkjøring Romolslia	25.10
Uglabekken	9	568294	7029224	Nedre, Gammelina	25.10
Uglabekken	10	567851	7029833	Midtre, restaurert strekning	20.10
Heimdalsbekken	11	568508	7028728	Nedre, Romolslia bussholdeplass	25.10
Ilabekken	12	568061	7034349	Nedre, N/ andedam	20.10
Ilabekken	13	568068	7034170	Nedre, O/ Hanskemakerbakken	20.10
Ristelva	14	556744	7029517	Sikret strekning, N/ Mebygdveien	21.10
Ristelva/Høstadbekken	15	557552	7029972	Restaurert strekning, Brenslan	21.10
Eggbekken	16	564408	7023427	Nedre anadrom, N/ Leinstrandvegen	21.10
Søra	17	564926	7021993	Nedre, N/terskler,	21.10
Søra	18	565115	7022107	Nedre, rett nedstrøms E39	21.10
Søra	19	565998	7022154	Ved Kletthallen	21.10
Søra	20	567592	7024804	Øvre, restaurert bekk, n/dammer	21.10
Steinsdalsbekken	21	570725	7028075	Nedre bekkestrekninger	24.10
Steinsdalsbekken	22	571168	7028325	N/ Sandflakvegen, O/gjødselutslipp	24.10

Tabell 2. Navn, stasjonsnummer, kartreferanse (32 V UTM), lokalisering av stasjoner og innsamlingsdato for bunndyrundersøkelser i bekker i tidligere Klæbu, nå Trondheim, kommune i 2022.

Vassdrag	St.nr.	Øst	Nord	Lokalisering	Dato
Amundbekken	23	572336	7024206	Nedre, før samløp med Nidelva	24.10
Solemsbekken	24	573636	7024266	Nedre, steinsatt del	24.10
Tullbekken	25	572405	7019921	Nedre, før samløp Nidelva	01.11
Litjelva (Litlelva)	26	572238	7017291	Nedre, nedstrøms Brøttemsvegen	01.11
Storvollbekken (Haugdalsbekken)	27	574232	7018860	Nedre, 130 m N/Sveanvegen	01.11

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 om lag 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 rentvanskrevende bunndyrformer og arter, spesielt nøkkelarter av 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

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 vann- og habitatkvaliteten. Bunndyrene er derfor meget godt egnet i forurensningsovervåking (Bækken & Aanes 1989).

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 bunnfaunaen i elver. **Tabell 3** angir klassegrenser for ASPT-verdi for bunndyrfaunaen innenfor hver tilstandsklasse.

Tabell 3. Klassegrenser for tilstandsvurdering av bunndyrfaunaen i rennende vann etter ASPT-indeks. Tabell hentet fra Anonym (2009).

Bunnsfauna 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 lavere 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 vassdragstrekninger kan ha enkeltindivider av rentvannskrevende arter som stammer fra drift fra strekninger ovenfor punktutslippet, til tross for ulevelige vilkår og vannmiljø i det undersøkte vassdragsavsnittet. På bakgrunn av dette inkluderer miljøbedømmingen også en samlet 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, spesielt med tanke på valg/prioritering av tiltak for 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 (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera) 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 2021-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, avdekking av synlige utslipp eller andre observasjoner av stor menneskelig belastning til vassdraget. Ekspertvurderingen er foretatt på bakgrunn av NINAs omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyrfaunaen de siste 15-20 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 forureningsindekser. 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, miljøgifter (såpevann/desinfeksjonsmiddel), partikler, osv). Vår erfaring er derfor at det i enkelte tilfeller også er nyttig å foreta en ekspertvurdering av miljøtilstanden. Denne forankres i vannforskriftens normative definisjoner av økologisk tilstand (**tabell 4**).

Tabell 4. De økologiske tilstandsklassenes normative definisjoner i Vanddirektivets Anneks V.

Økologisk tilstand	Forklaring/beskrivelse av tilstandsklasse
Svært god tilstand	Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet (vassdraget) framstår som om det er uten, eller omtrent uten, menneskelig påvirkning.
God tilstand	Påvirkningen er innen akseptable nivåer. Økosystemet er nesten intakt og er bærekraftig. Representerer EUs minimumsmål for alle vannobjekter.
Moderat tilstand	Økosystemet viser tegn på stress som forringer mangfoldet. Usikker bærekraftighet. Vannobjektet skal derfor være gjenstand for tiltak.
Dårlig tilstand	Skadet økosystem med betydelig forringet mangfold i form av manglende arter og/eller oppblomstring av enkelte hardføre arter. Ikke bærekraftig.
Svært dårlig tilstand	Økosystemene er svært skadet.

4 Resultater

Resultatene fra tilstandsklassifiseringene er vist i **Tabell 5**. Antall individer av EPT per bunndyrprøve, bunndyrgruppenes fordeling i bunndyrprøvene (antall individer per taksa og bunndyrgruppe) på den enkelte stasjon kommer fram av de komplette artslistene, som er vedlagt bakerst i rapporten (se **avsnitt 7 –Vedlegg Artslister**).

Tabell 5. Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2021. Fargekoder ASPT-verdi angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand (se **tabell 3 og 4**).

Vannforekomster i Trondheim Kommune				
St.	Vassdragsnavn	EPT	ASPT	BMWP
1	Vikelva, nedre	20	6,19	99
2	Vikelva, o/E6	16	6,46	84
3	Sjøskogbekken, o/Ranheimsvegen	11	5,69	74
4	Grilstadbekken, nedre	13	6,64	93
5	Leirelva, nedre	17	6,14	86
6	Leirelva, v/Intakt Skade AS	17	6,21	87
7	Leirelva, n/Uglabekken	20	6,41	109
8	Leirelva, o/ avkj. Romolslia	25	6,57	138
9	Uglabekken, nedre	10	5,29	74
10	Uglabekken, gjenåpnet/restaurert	12	4,79	67
11	Heimdalsbekken, nedre	4	4,14	29
12	Ilabekken, nedre- n/dam	20	6,00	114
13	Ilabekken, nedre- o/dam	17	6,21	87
14	Ristelva, Medhaugveien	10	4,62	60
15	Ristelva/Høstadbekken, Brenslan	19	6,64	93
16	Eggbekken, nedre	17	6,44	116
17	Søra, nedre- n/E39	4	3,29	23
18	Søra, nedre- n/e39	8	4,50	45
19	Søra, nedre - Kletthallen	13	4,92	59
20	Søra, øvre- restaurert	10	5,31	69
21	Steinsdalsbekken, nedre -n/utslipp	2	4,00	32
22	Steinsdalsbekken, midtre -o/utslipp	14	6,00	84
23	Amundbekken, nedre	18	6,18	105
24	Solemsbekken, nedre	13	6,60	99
25	Tullbekken, nedre	13	6,45	71
26	Litjelva (Litlelva), nedre	32	7,25	174
27	Storvollbekken (Haugdalsbekken), nedre	16	6,07	91

5 Omtale og diskusjon av resultater

Under følger en omtale og diskusjon av resultatene for hvert vassdrag, som omfatter en faglig vurdering av bunndyrsamfunnet ved hver enkelt stasjon i de undersøkte vassdragene. Resultatene fra 2022 er for noen vassdrag knyttet opp mot tidligere undersøkelser og utvikling over tid, der potensielle og/eller påviste risikofaktorer for økologisk tilstand og vannmiljøet ellers er diskutert..

5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim

5.1.1 Vikelva

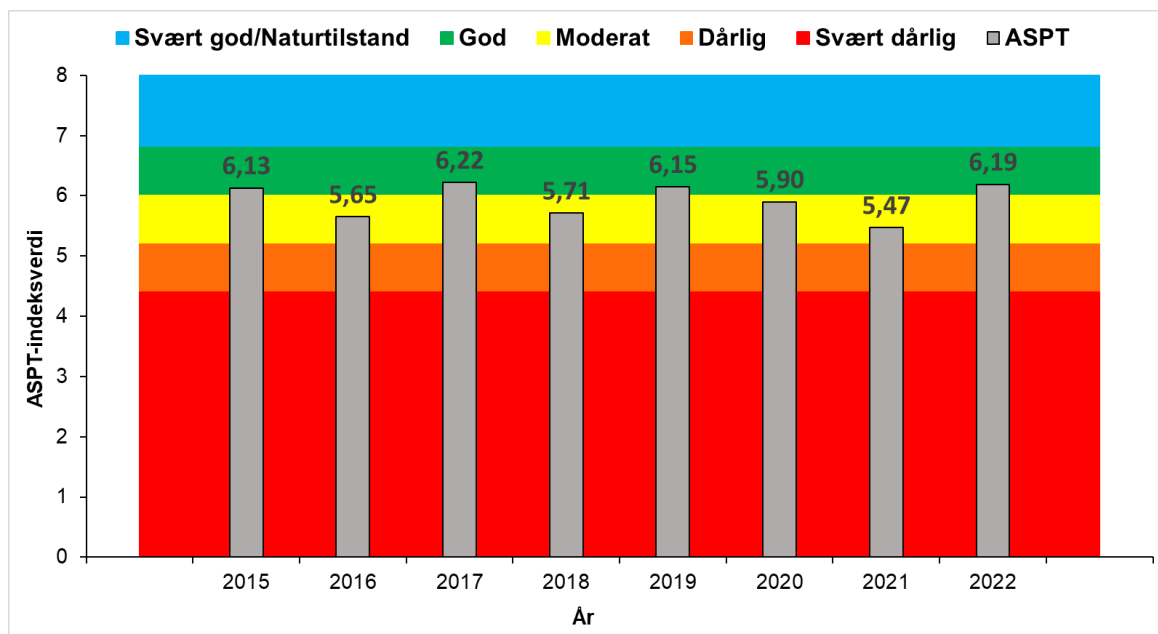
Vikelva ble undersøkt med to stasjoner (st. 1 og 2) i 2022, lik de siste årenes overvåking i vassdraget (Bergan 2021, 2022). Stasjon 1 er lokalisert på strykstrekninger i nedre anadrom del av elva, men ovenfor terskeldammene, på naturlige elvepartier med tilført elvegrus- og stein (**figur 1**, t.v.). Stasjon 2 er lokalisert på strykstrekninger like ovenfor E6 (**figur 1**, t.h.). Stasjonslokaliseringen representerer nedre og øvre elveavsnitt av Vikelva, som alle tidligere undersøkelsesår i perioden 2010-2022 (Bergan 2011-2021). Vikelva er resipient for utslipp av kalkslam fra Vikelvdal vannbehandlingsanlegg i øvre del ved Nydammen, samt diffus avrenning fra det øvrige nedbørfeltet (bebyggelse, E6/vei og industriområdet knyttet til Ranheim papirfabrikk) videre nedover til utløp i Trondheimsfjorden.



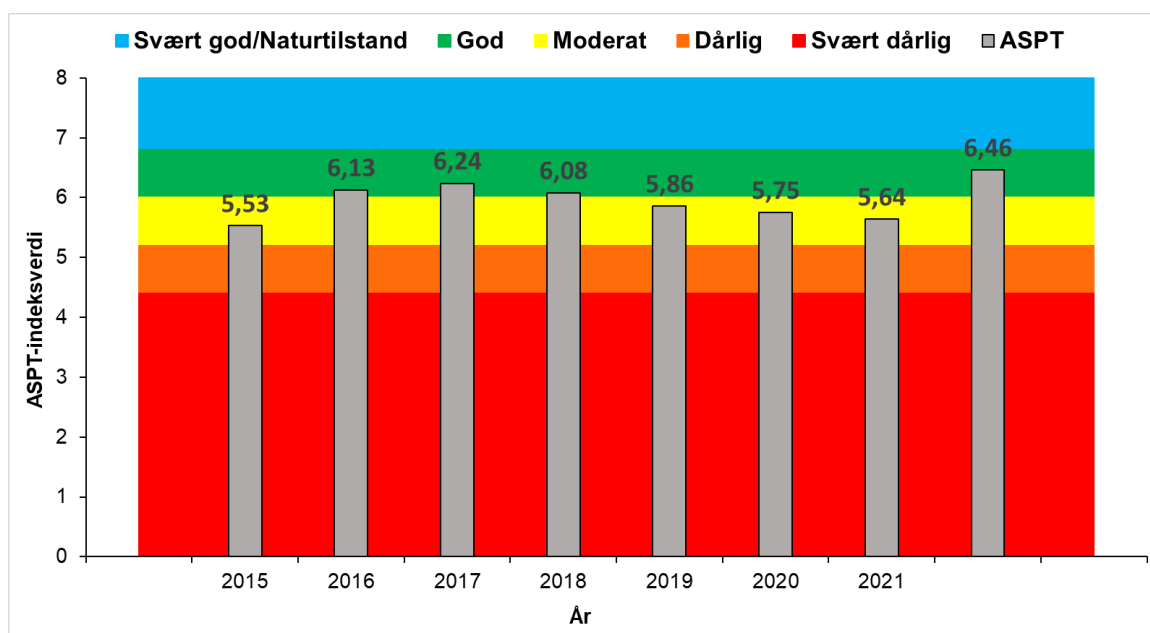
Figur 1. T.v.: Stasjon 1 i nedre del av Vikelva. Foto fra oktober 2022. T.h.: Stasjon 2 ovenfor E6 i Vikelva. Arkivfoto fra våren 2014. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Resultater i 2022

Den økologiske tilstanden klassifiseres til «God» ved begge stasjoner i Vikelva i 2022 (**tabell 5**, **figur 2** og **3**). Det biologiske mangfoldet er trolig noe redusert sammenlignet med en antatt naturtilstand, både når det gjelder antall EPT og BMWP-indeksverdi, men rentvannskrevende bunndyrarter og -former dominerer likevel bunndyrsamfunnet. Resultatet fra 2022 er bedre enn året før for Vikelva (**figur 1** og **2**) for begge stasjoner, spesielt på stasjon 1 nedstrøms papirfabrikken. Her ble det registrert 20 ulike EPT (**tabell 5**), som er det høyeste mangfoldet som noen gang er påvist i denne delen av elva, noe som kan ha en sammenheng med de siste årenes tilførsel av elvestein, og at dammene nedstrøms stasjonen bidrar med spredning av økt mangfold oppover elva. Det er likevel noe forskjell i nedslammingsstatus på st. 1 og 2, der elvebunnen ved stasjon 1 har relativt stor økning i organisk materiale, slam og algebegroing sammenlignet med stasjon 2 lenger oppe i vassdraget. Dette er forhold som bør holdes under oppsikt med tanke på Vikelvas vannmiljø i nedre del.



Figur 2. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Vikelva i perioden 2015-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



Figur 3. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Vikelva i perioden 2015-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Resultatene viser ingen store belastninger knyttet til vannkvalitet eller vannmiljøet nedstrøms industriområdet/papirfabrikken det siste året for Vikelva. Denne vurderingen er også i tråd med data fra overvåkingen av ungfiskbestanden av sjørret og laks i elva samme år, som fortsatt viser svært positiv tendens (Nøst 2023). En noe økt grad av nedslamming i Vikelvas nedre del kan trolig knyttes til utslippet av kalkslam lenger opp, som i utslippsperioder farger elvevannet grått av kalkpartikler, og tetter hulrom på elvebunnen, og reduserer mikrohabitater i elva (Bergan 2019, 2021). Den naturlige gradienten i Vikelva avtar noe i nedre del (ved st. 1), og det vil derfor

sedimenteres mer finstoff av kalk og organisk materiale på disse partiene sammenlignet med de brattere strykpartiene lenger oppe (ved st. 2, se **figur 1**). Dette kan derfor gi økt nedslamming og forhold for begroing ved st. 1. Denne mekaniske effekten på bunnssubstratet, som er detaljert beskrevet i Bergan (2019), varierer i tid og rom, og kan gjøre at bunndyrfaunaen kan påvirkes av kalkslam nedstrøms utslippspunktet, spesielt i elvepartier med slakere gradient. Effekten er vannføringsavhengig og dermed klimastyrt, da mengden av kalk som slippes ut er mer eller mindre konstant.

Konklusjon

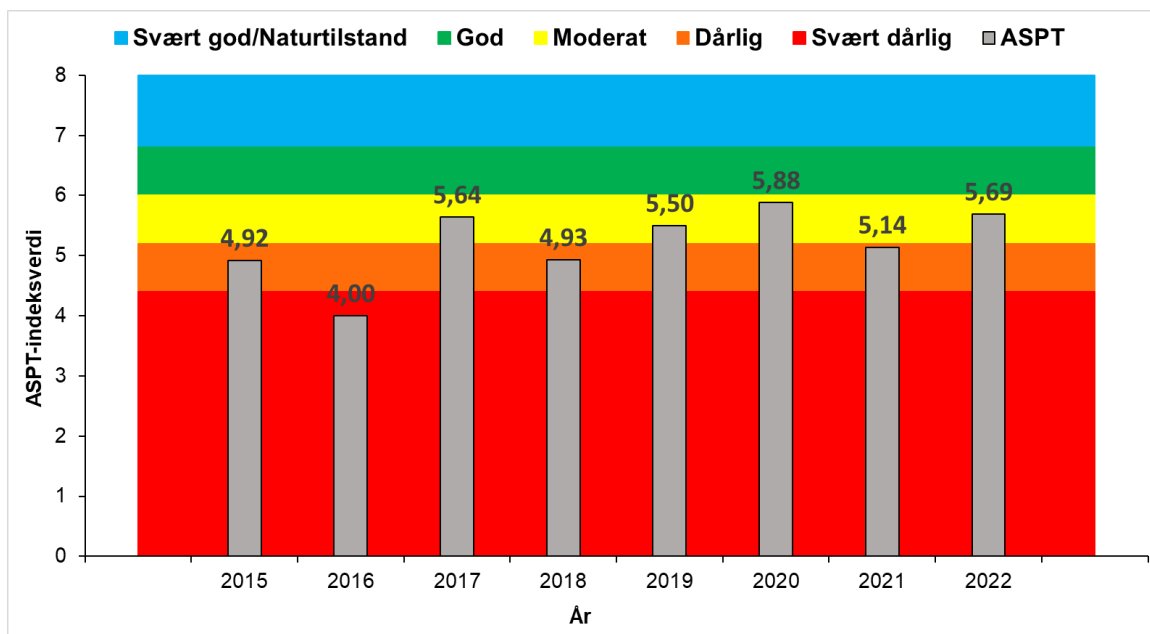
Resultatene i 2022 er tilfredstillende sammenlignet med tidligere år, men avviker ikke mye i forhold til de siste årenes resultater for Vikelva, som har vist at den økologiske tilstanden varierer mellom «Moderat» og «God». Resultatene de siste årene viser at Vikelvas bunndyrsamfunn ikke har mottatt store belastninger fra industriområdet ved papirfabrikken, og oppstrøms påvirkes elva 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 ned til st. 2, som er undersøkt hvert år de siste årene. Siden utslippet av kalkslam ikke er skadelig på vannmiljøet på samme måte som kraftig organisk belastning og/eller miljøgiftig utslipp, er en negativ effekt begrenset. 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. Effekten av kalkslam anses derfor ikke å være av stor negativ betydning ved de nederste elvepartiene, selv om det biologiske mangfoldet periodevis har vært noe redusert enkelte år. Samlet bunndyrproduksjon har vært stor de fleste år, og har gitt et godt næringstilbud for fisk. Bunndyr er her viktige nærings- og byttedyr for elvas anadrome bestander av laks og sjørørret, og denne økologiske funksjonen for Vikelva er derfor godt ivaretatt i 2022, som alle tidligere år (Bergan 2010, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 og 2021), etter at det ble gjennomført sanering av termisk forurensning og industriutslipp til Vikelva. Før denne saneringen av industriutslipp viste bunndyrundersøkelser at elva var å regne som biologisk og vannøkologisk død, som følge av utslipp av varmt prosessvann med lutholdige stoffer og tungmetaller (Bergan mfl. 2008, se **figur 4**).



Figur 4. Foto fra forsøk på fiskebiologiske undersøkelser i Vikelva nedstrøms Ranheim Papirfabrikk i september 2006. Undersøkelsen måtte avbrytes, da det ble vurdert som helsemessig farlig å jobbe i elva. Vanntemperaturen ble målt til nærmere 40 grader etter utslipp av industriprosessvann fra papirproduksjonen ved elva. Foto: @Morten André Bergan/Hans Mack Berger, FeltBio.

5.1.2 Sjøskogbekken

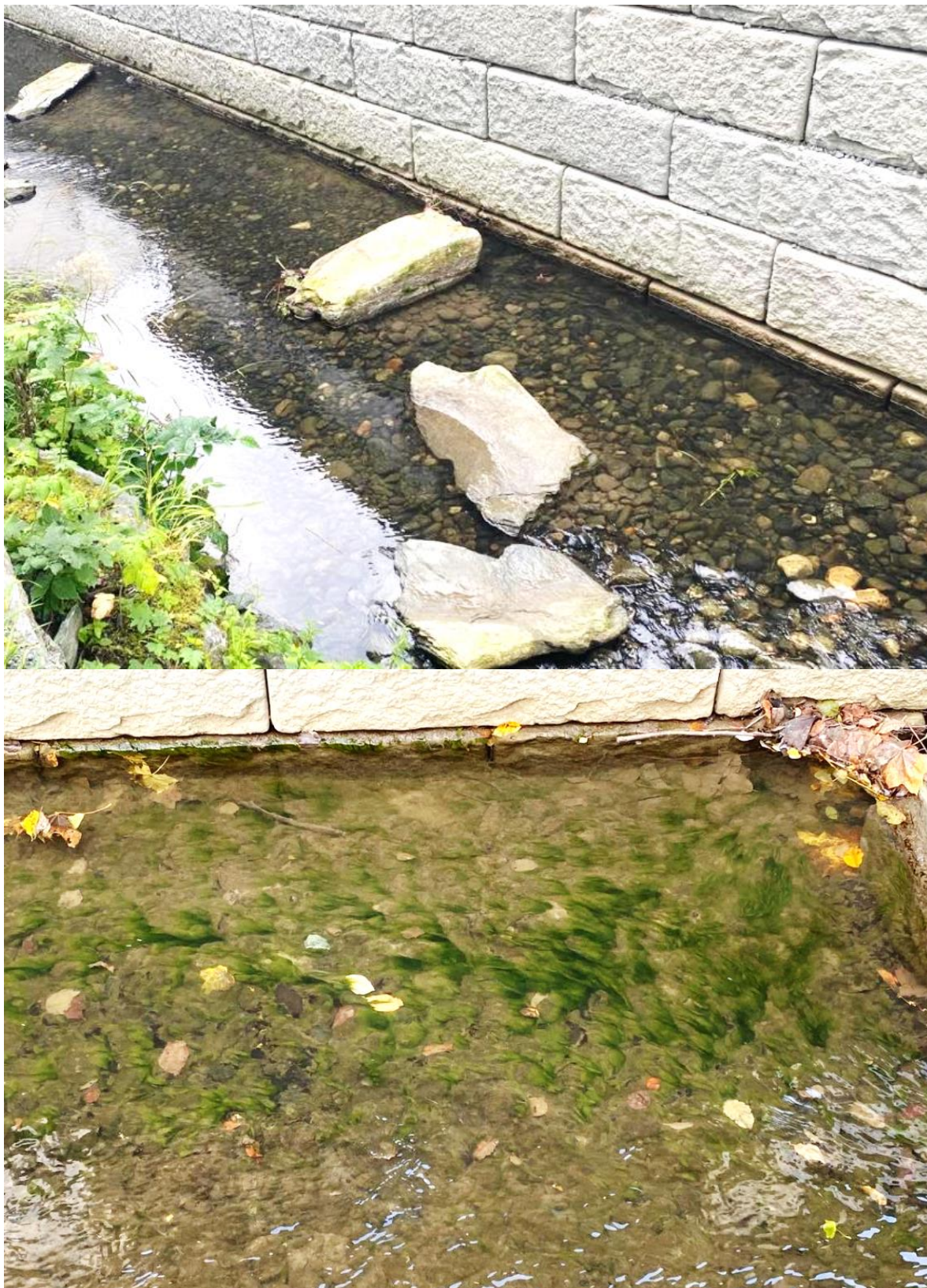
Sjøskogbekken ble undersøkt med en stasjon (st. 3) i 2022 i nedre del, på bekkestrekninger like oppstrøms Ranheimsvegen. Bekkepartiet har fått tilført gytesubstrat i løpet av det siste året. Resultatene fra 2022 viser et vannmiljø som er redusert, tilsvarende en «Moderat» økologisk tilstand (**tabell 5**). Dette er en forbedring i tilstandsklassifiseringen sammenlignet med året før, og den tredje høyeste ASPT-verdien som er oppnådd i nedre del av Sjøskogbekken siden 2015 (**figur 5**).



Figur 5. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Sjøskogbekken i perioden 2015-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Konklusjon

Undersøkelser i perioden 2015-2022 (**figur 5**) viser en relativt ustabil og redusert økologisk tilstand i Sjøskogbekken for mange undersøkelsesår, der årsaken knyttes til hendelser med overløp/feilkoblinger av kloakk og periodevis for stor partikkelbelastning (Bergan 2022). Samlet belastning i bekken gjennom året gir derfor for stor nedslamming av bekkebunnen i nedre del, og utgjør en stor risiko for vannmiljøet. Noe bedring i tilstand i 2022 sammenlignet med 2021 kan trolig knyttes til at nytt substrat er lagt ut i bekkeløpet det siste året, noe som har gitt økt mikro-hulrom og bedre habitatkvalitet i bekken i stasjonsområdet (se øverste foto i **figur 6**). Det er likevel allerede tegn til kraftig nedslamming og begroing på dette nye bekkesubstratet (se nederste foto i **figur 6**). Dette er en klar indikasjon på at det i perioder av året er belastninger som overskrider Sjøskogbekkens selvrensningsevne (resipientkapasitet), og har negative konsekvenser for bunndyrsamfunnet. Med tanke på en planlagt reetablering av sjørrret i vassdraget, synes miljøtilstanden for dårlig, tross ulike fiskeforsterkende tiltak i nyere tid (Nøst 2022).



Figur 6. Foto viser utvikling av nedslamming og begroing på kun to måneder i 2022, fra 15. august (øverst) til 20. oktober (nederst), på strekninger som nylig har fått tilført elvegrus oppstrøms Ranheimsvegen. Hendelser med utslipp av kloakk, og tidvis stor partikkelforurensning fra aktiviteter i nedbørfeltet til Sjøskogbekken, gjør at samlet belastning gjennom året er for omfattende i vassdraget i dag. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

5.1.3 Grilstadbekken

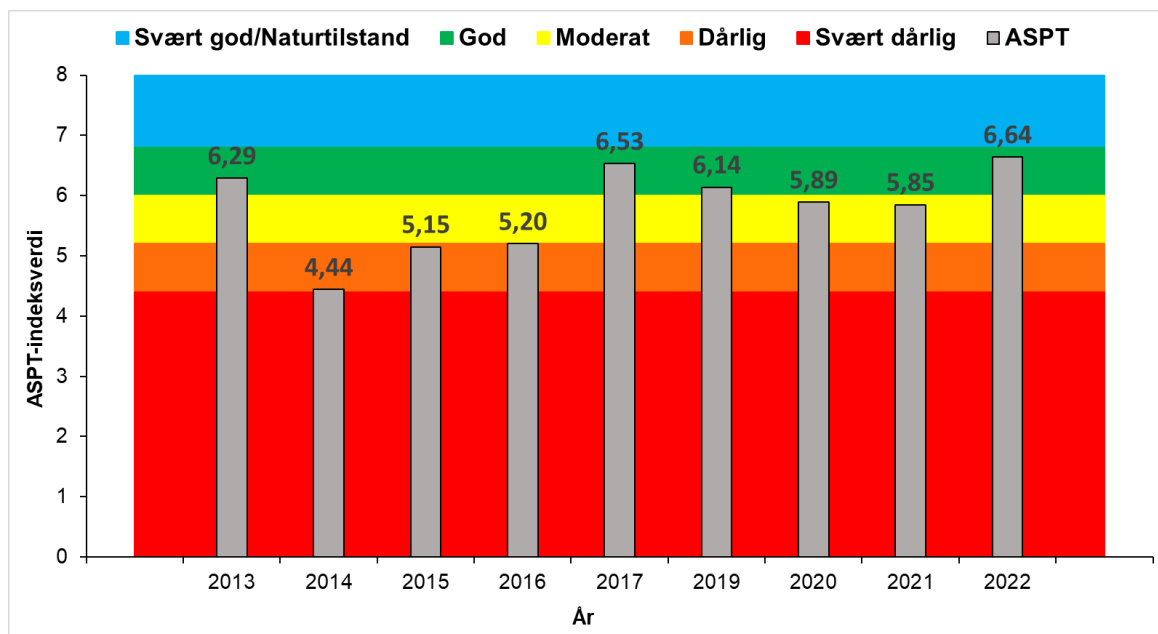
I Grilstadbekken det det innhentet bunndyrprøve fra nedre del av bekken (st. 4) i 2022 (**figur 7**), tilsvarende tidligere år. Økologisk tilstand klassifiseres til «God», med en ASPT-indeksverdi på 6,64, som er vesentlig bedre enn fjoråret (**tabell 5, figur 8**). Både antall EPT (13) og BMWP-verdien (93) er også betydelig høyere enn i 2021. Resultatet indikerer en tilfredsstillende vannmiljøtilstand i 2022.



Figur 7. Grilstadbekken nedstrøms Ranheimsvegen. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Konklusjon

Grilstadbekken har tidligere år mottatt stor vannkjemisk belastning, fortrinnsvis fra punktutslipp (overløp ved store nedbørsmengder) 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 på lukket strekning. Summen av tilførslele har gitt stor nedslamming og eutrofieringseffekter i nedre del av bekken i noen år, noe som også har vist seg i tydelig i bunndyrfaunaen disse årene (**figur 8**). 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 2022 viser imidlertid en bedring i vannmiljøet, selv om drift av rentvannskrevende bunndyr fra renere bekkepartier lenger oppe kan kamuflere noe belastning. Miljøtilstanden i Grilstadbekken vil også kunne være avhengig av klimatiske faktorer, fortrinnsvis knyttet til store nedbørsmengder og flom. For 2022 synes imidlertid de klimatiske faktorene å ha vært gunstig for vannmiljøet i bekken, med relativt stabil høy vannføring gjennom store deler av året, som har gitt bekken god selvrensningsevne, samtidig som kloakkoverløp og punktutslipp ikke synes å ha forekommet like hyppig.



Figur 8. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Sjøskogbekken i perioden 2013-2022 (Bekken ble ikke undersøkt i 2018 pga anleggsarbeid nært bekkeløpet). Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

5.2 Bekker til anadrom strekning av Nidelva

Vassdragene som inngår i denne delen av Nidelva i 2022 er fortrinnsvis Leirelva, med tilløpsbekkene Uglabekken og Heimdalsbekken, som samløper med Leirelva ved Sluppen (laks- og sjørettførende strekning).

5.2.1 Leirelva

I 2022 er stasjonsomfanget i Leirelva noe utvidet i anadrom strekning. Dette for å sikre mer data og kunnskap ned til samløp med Nidelva, etter økende grad av anleggsarbeid i og ved elveløpet det siste året/årene, i tilknytning til bygging av vei, rassikring og diverse urbaniseringsprosjekter nært elva. Samtidig pågår en stor satsning i habitatstyrking og restaurering av elva (Bergan & Nøst 2022), dels for avbøte på den økende belastningen til vassdraget, men også for å hente tilbake vassdragskvaliteter som er gått tapt etter mer enn 50 års inngrep og endringer i Leirelvas elveløp. På bakgrunn av en faglig forankret tiltaksplan (Bergan & Nøst 2022), har elva i løpet av året 2022 fått tilført store mengder gytesubstrat for å avbøte tapte gyteområder og nedslamming i anadrom strekning. En strekning av elva ved Forsøkslia er også sterkt endret etter bygging av vei i 2022. Elvestrekningen er restaurert i etterkant av anleggsarbeidet, og ble derfor prøvetatt i 2022.

Leirelva ble prøvetatt med fire stasjoner (st. 5-8), hhv. nedre del før samløp med Nidelva (st. 5, **figur 9**), midtre del ved Intakt Skade (tidligere Prøven Bil) (st. 6, **figur 10**), nyrestaurert strekning ifbm bygging av vei ved Forsøkslia (st. 7, **figur 11**) og ovenfor avkjøring til Romolslia (st. 8, **figur 12**).



Figur 9. Nedre del av Leirelva og deler av stasjonsområde 5. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 10. Leirelva og stasjonsområde 6 ved Intakt Skade AS. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 11. Oppføring av støttemur for vei mot elva medførte gravearbeider i og ved Leirelva i 2022 ved stasjonsområde 7. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

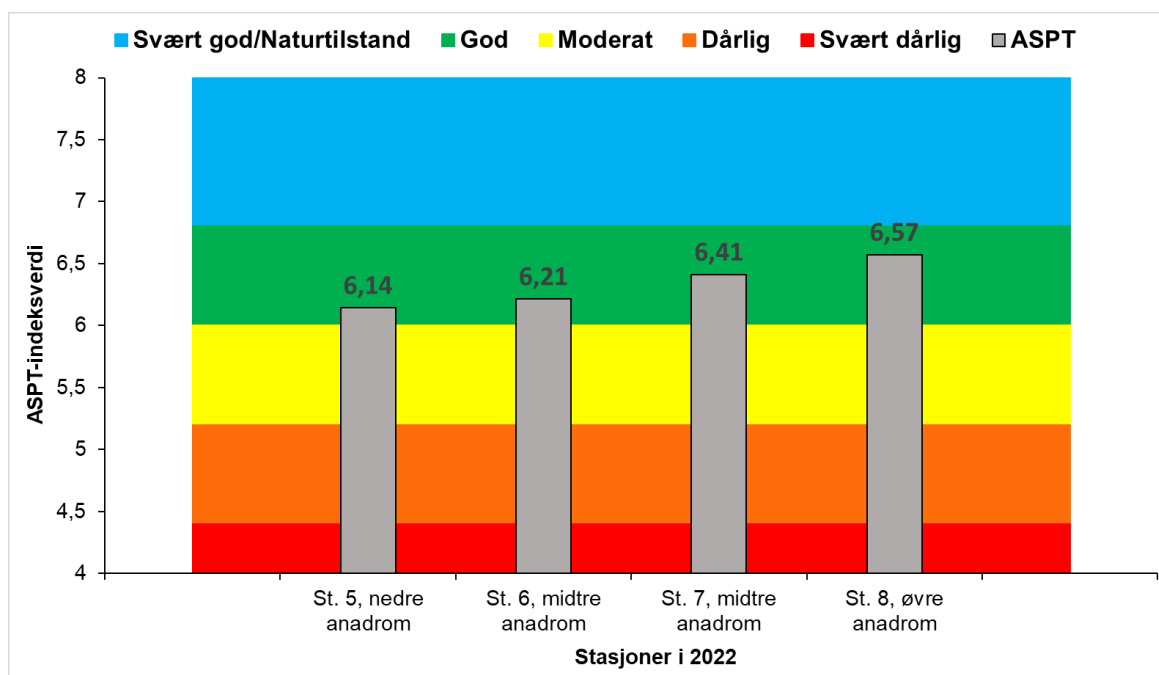


Figur 12. Nyrestaurert strekning etter anleggsarbeidet var ferdig ved Forsøkslia og stasjonsområde 7. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 13. Leirelva ovenfor avkjøring til Romolslia (st. 8). Elvepartiet er i 2022 sterkt endret sammenlignet med tidligere år, som følge av storstilt rassikring og naturlig restaurering i etterkant (av NVE), samt tilførsel av gytesubstrat (av Trondheim kommune). Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Resultatene fra 2022 viser gradvis redusert økologisk tilstand nedover vassdraget som tidligere år, men ikke lavere enn «God» økologisk tilstand ved nederste stasjoner i elva (**tabell 5, figur 14**).

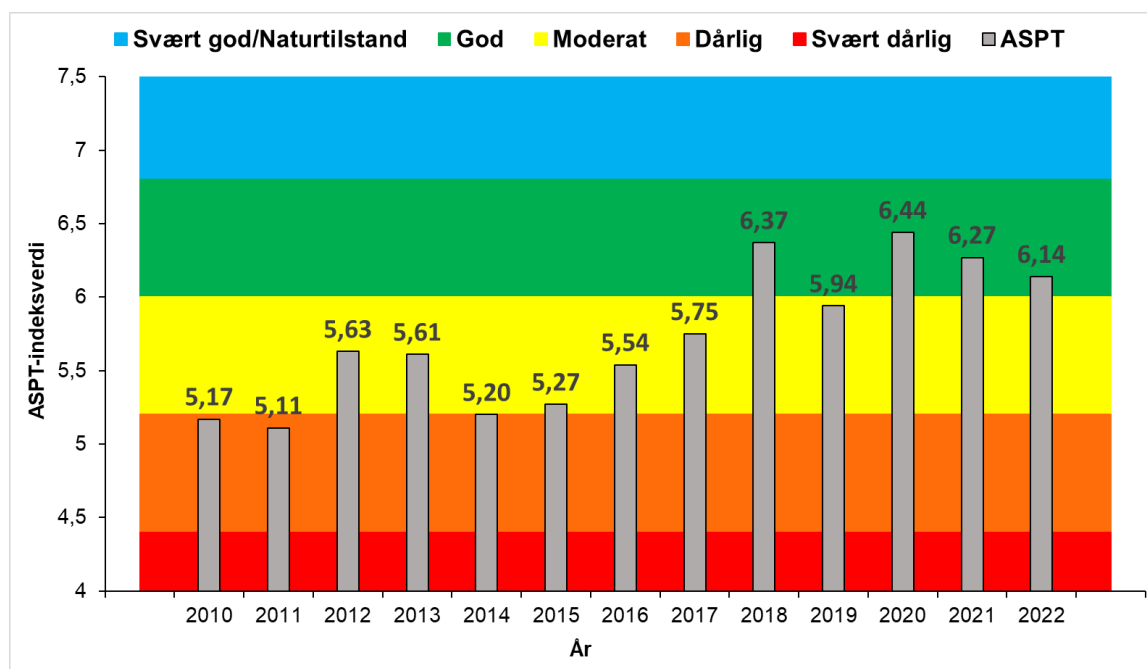


Figur 14. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra anadrom strekning av Leirelva i 2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0

Det biologiske mangfoldet av EPT er høyt, men avtar også nedover elva (**tabell 5**). Stasjon 7 ligger nedstrøms Uglabekken, mens st. 5 og 6 ligger nedstrøms både Uglabekken og Heimdalsbekken. Begge disse bekkene bidrar i perioder med punktutslipp av forurensninger, organisk belastning og slampåvirkning til Leirelva, der Uglabekken har tydelig bedring i forurensingstilstand (se **avsnitt 5.2.2**) de siste årene, mens Heimdalsbekken kan være sterkt forurenset i perioder av året (se **avsnitt 5.2.3**). Samlet sett er dette noe som påvirker vannkvalitet, habitatkvalitet og bunndyrfaunaen i Leirelva ned mot samløp med Nidelva. Det er økende grad av nedslamming nedover vassdraget, fra kildene oppe ved Granåsen og Leirsjøen og ned til samløp Nidelva. Partikkelforurensning og nedslamming er hovedårsaken til at den økologiske tilstanden reduseres nedover vassdraget. Utover dette er bunndyrproduksjonen normalt god, med innslag av rentvannskrevende arter også i nedre del av elva, slik at næringstilbudet for ungfisk av laks og ørret synes tilfredstillende i 2022. Det er likevel jevnt over noe lavere samlet bunndyrproduksjon i hele elva i 2022 sammenlignet med de fleste tidligere år. Dette kan skyldes en midlertidig effekt av stortilt tilførsel av gytesubstrat i hele 2022 i tilknytning til de undersøkte stasjonene, men kan også være påvirket av klimatiske faktorer. Man kan her ikke utelukke at ekstremværet Gyda har hatt en midlertidig effekt på bunndyrsamfunnet i anadrom strekning av Leirelva i hele 2022, slik det også antydes for resultatene for Ilabekken (se **avsnitt 5.4**).

Uheldige utslippsepisoder av kloakk, spesielt etter store nedbørsmengder eller uhell i forbindelse med gravearbeider har vært karakterisert som en stor trussel for miljømål, biologisk mangfold og fiskebestander (laks og sjørret) i Leirelva. Denne risikoen og stor risiko for avrenning fra næringsaktivitet nært elva er fortsatt i høyeste grad gjeldende for Leirelvas urbaniserte nedbørfelt, da aktiviteten langs elva er stor. Slike utslipp bidrar også til økt samlet belastning på Nidelva, som er resipient for Leirelva. Vann- og miljøtilstanden i nedre del av Leirelva (stasjon 7 i denne rapporten) er ustabil og tidvis redusert, og dette har ført til at den økologiske tilstanden har variert

mellom «Moderat» og «God» siden 2010 (**figur 15**). I perioden 2010- 2017 ble miljømålet «god» økologisk tilstand aldri oppnådd (**figur 15**). Tidsserietrenden etter 2017 er imidlertid positiv, der den økologiske tilstanden også er innenfor miljømålet i fire av de siste fem årene (**figur 15**). I et historisk perspektiv er dette spesielt positivt, da nedre del av Leirelva tidligere har vært beskrevet som en av Trondheims mest forurensede vassdrag (Grande 1965, Bongard & Koksvik 1989). Det er stor grad av selvrensningsevne i Leirelva, som gjør at vassdraget tåler noe belastning uten at vannøkologien og biologien i elva kollapser. Dette skyldes et vannrikt nedbørfelt, med Leirsjøene som hovedvannskilde, der kildeområdene til vassdraget kommer fra et lite befolket og lite utbyggt Bymarka.



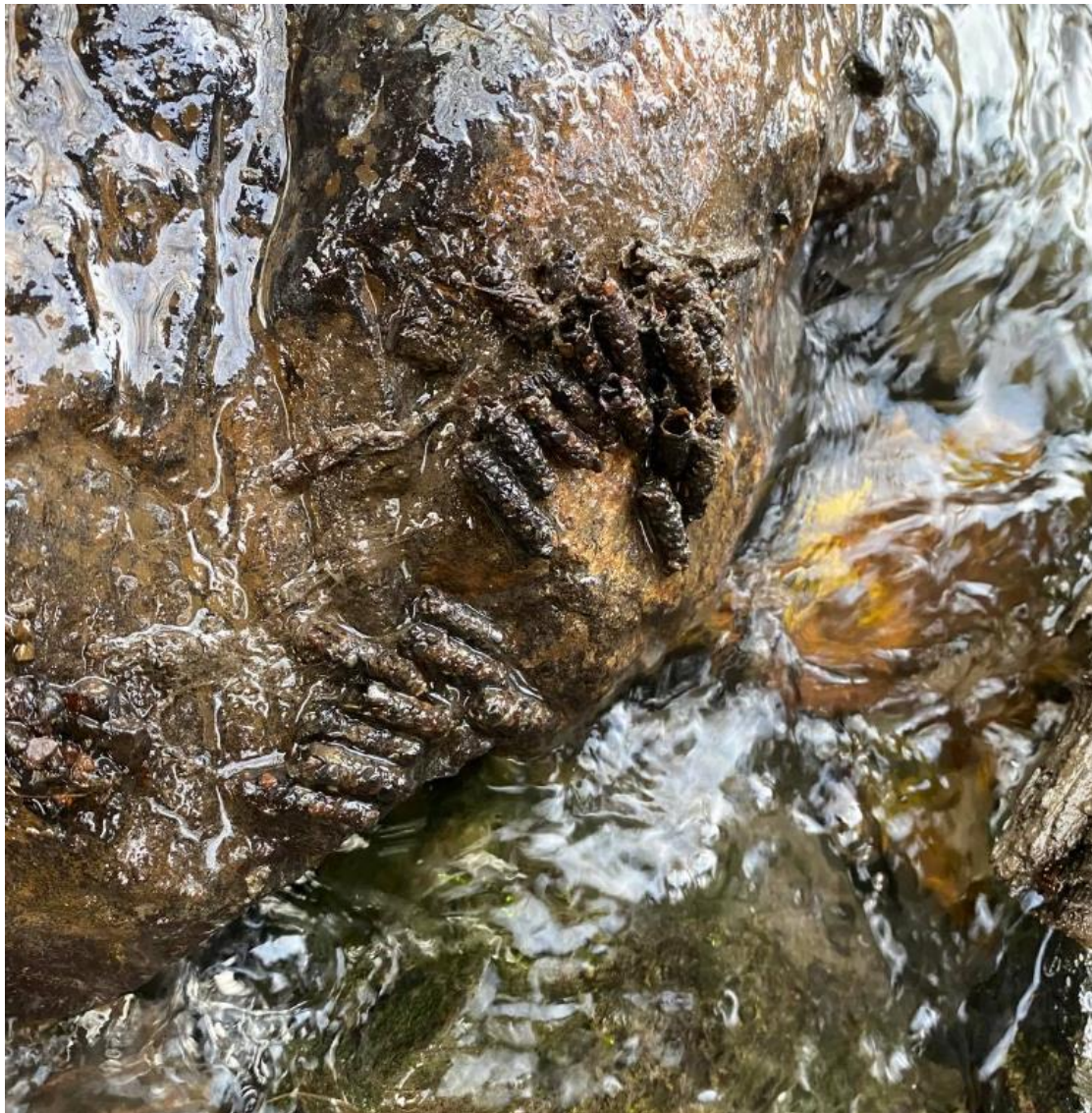
Figur 15. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Leirelva (stasjonsområde 7 i denne rapporten) i perioden 2010-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0

5.2.2 Uglabekken

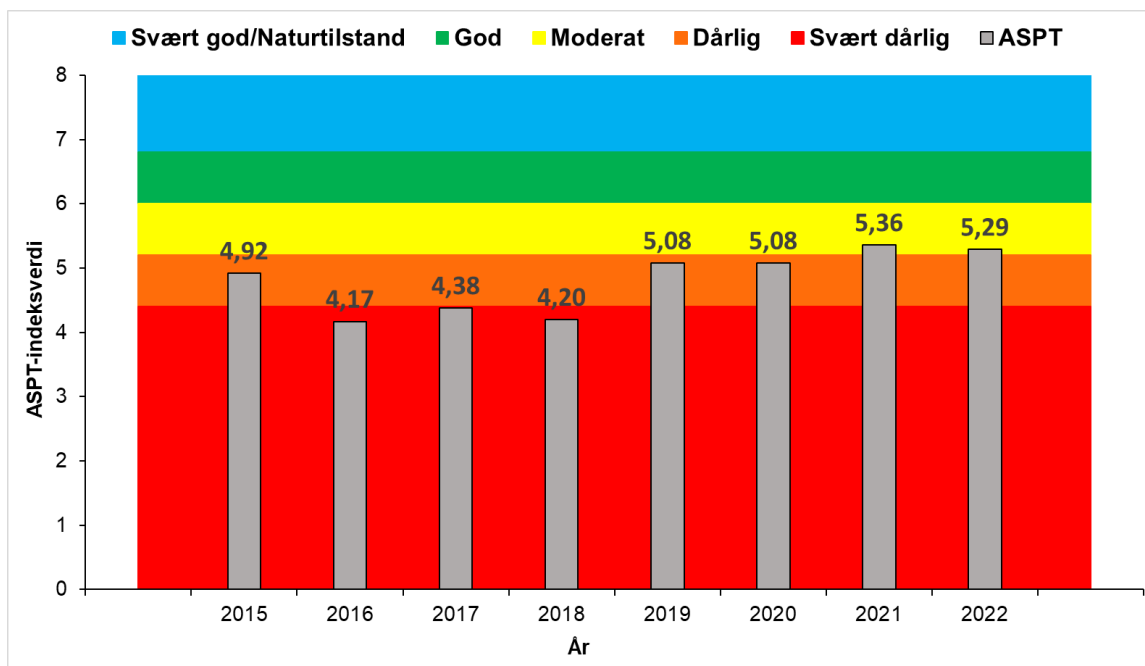
Uglabekken er en sidebekk til Leirelvas anadrom strekning, og ble i 2022 prøvetatt med to stasjoner (st. 9 og 10), der en nedre stasjon (st. 9) er i anadrom strekning ved Gammelina. Øvre stasjon er i en nylig åpnet og restaurert strekning av bekken (Bergan & Nøst 2021) i Moksnesdalen ved Halset.

Nedre del av Uglabekken (st. 9)

Resultatene fra st. 9 i nedre del av Uglabekken i 2022 viste et noe påvirket bunndyrsamfunn, med forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer og et redusert biologisk mangfold. Det er likevel en stabilisering av bunndyrfaunaen sammenlignet tidligere, og en positiv utvikling i vannmiljøet i denne nedre delen av Uglabekken sett i en historisk sammenheng. Andelen rentvannskrevende bunndyr, både i mangfold og antall, har økt i nedre del av Uglabekken de siste årene (**figur 16**). Overvåkingsåret 2022, sammen med året før (Bergan 2022), er det beste resultatet som nedre del av Uglabekken har hatt siden en regelmessig overvåking av bunndyrfaunaen startet i 2015 (**figur 17**). Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Moderat» i 2022, som er lik de fire siste årene (**tabell 5, figur 17**).



Figur 16. Etter mange tiårs fravær på grunn av forurensning, så har nedre del av Uglabekken fått tilbake livskraftige bestander av husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae. Bildet viser en koloni av tomme vårfluehus på elvestein i bekkeløpet på stasjonen i nedre del.
Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 17. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Uglabekken (st.9) i perioden 2015-2022. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

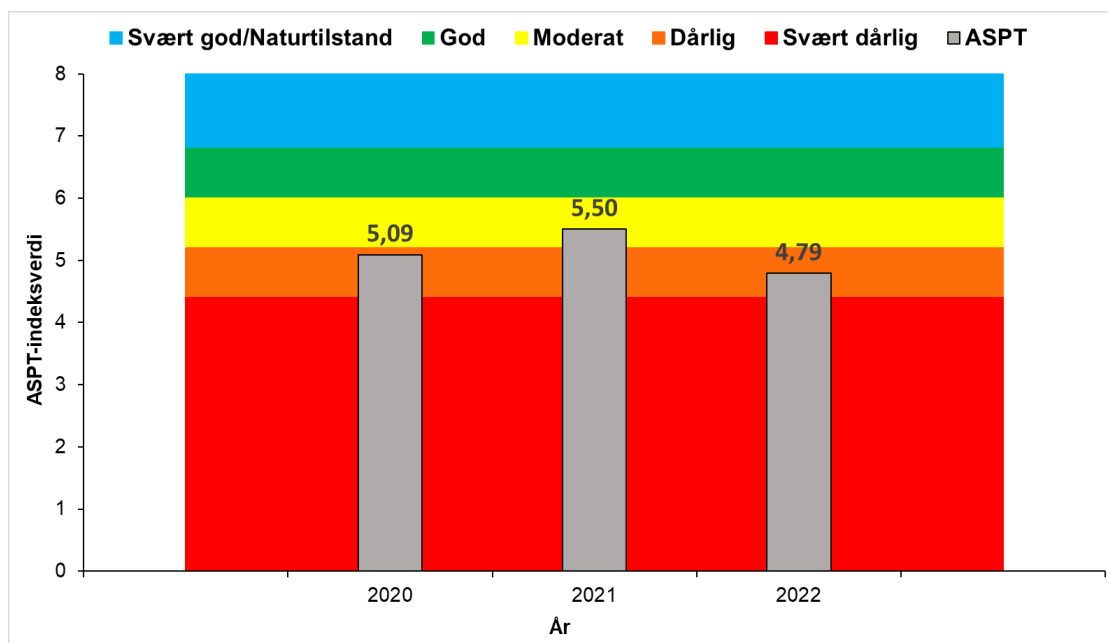
Selv om nedre del av Uglabekken fortsatt har synlige nedslammingsproblemer, registreres det vesentlig mindre nedslamming i 2022 sammenlignet med mange tidligere år. Som for 2021 (Bergan 2022), synes forurensningsbelastningen vesentlig lavere og av mindre omfang enn tidligere (før 2019), trolig som følge av utslippstoppene gjennom året har blitt mindre (i volum) og kortere i omfang (i tid). Samtidig er strekninger lengre oppstrøms gjenåpnet og restaurert (Bergan & Nøst 2021), noe som har gitt bekken større selvrensningsevne enn da disse strekningene lå under bakken i rør (Bergan & Nøst 2021).

Uglabekken, gjenåpnet og restaurert strekning (st. 10)

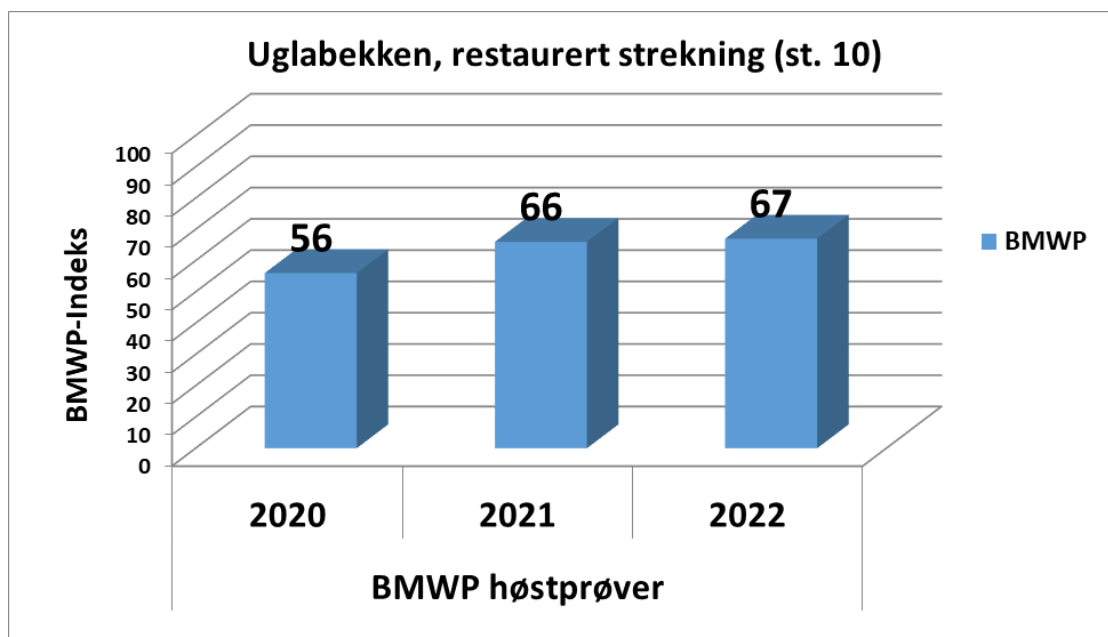
Stasjonen i midtre del (st. 10) er overvåket de siste tre årene i overvåkingsprogrammet. Bekkestrekningen har vært lukket under bakken i lang tid, før gjenåpning og fullrestaurering i 2019/-20 (Bergan & Nøst 2021). Her viste bunndyrundersøkelser i 2020 (Bergan 2021) at rekolonisering av bunndyr var kommet i gang etter gjenåpning og restaurering. I 2021 var antall bunndyr per prøve høyt, og dominert av døgnfluer (Baetis-arter), der de vanligst forekommende bunndyrgruppene og artene hadde etablert seg i restaurert bekkestrekning. Økologisk tilstand ble klassifisert til «Dårlig» i 2020, med en ASPT verdi på 5,08. I 2021 hadde tilstanden bedret seg, og ble klassifisert til «Moderat», med en ASPT-indeksverdi på 5,50.

I 2022 viser ASPT-indeksen en markert nedgang sammenlignet med året før (**figur 18**), og oppnår kun 4,79 og «Dårlig» økologisk tilstand. Det observeres noe tiltagende nedslamming i restaurert strekning, som trolig har en sammenheng med at dette bekkepartiet fortsatt ikke er stabilisert etter restaureringen, og enda ikke har fått utviklet fullverdig kantvegetasjon, samt at noe anleggsarbeid og aktivitet nært bekken stadig foregikk i året som var. Bunndyrresultatet for 2022 er likevel ikke like negativt som ASPT-indeksen tilsier. Den forholdsvis lave ASPT-indeks-scoren er som en følge av at flere lavtscorende indeksgrupper av bunndyr påvises i 2022, eksempelvis *Asellus aquaticus* (gråsugge), lymnaeidae (damsnegler), planorbidae (skive-/remsnegler) og Sphaeriidae (erte-/kulemuslinger). Samtidig har flere rentvannskrevende bunndyrformer enda ikke rekolonisert. Ved å heller se på BMWP-verdien (se **avsnitt 3.2.2** for forklaring), som i 2022 er 67, så er dette en svak økning fra året før og fra 2020-dataene (**figur 19**). Denne indeksen synliggjør en mer positiv utvikling med tanke på bunndyrfaunaens rekolonisering, og gir et bedre

bilde på status og reetableringen av bunndyrsamfunnet i den nylig restaurerte delen av Uglabekken. Bunndyrfaunaen er også svært tallrik i 2022 (se artslister i **Avsnitt 7**, vedlegg), fortrinnsvis som følge av en oppblomstring av døgnfluer, men det er rekolonisert til sammen 12 ulike EPT-taksa (døgn-, stein- og vårflyearter/slekter) i restaurert strekning. Det er også svært positivt at arter av husbyggende vårflyer synes å ha etablert levedyktige bestander på gjenåpnet strekningen, og enkelte rentvanskrevende steinfluer synes i tillegg å være i ferd med å etablere seg.



Figur 18. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra gjenåpnet og restaurert del av Uglabekken i perioden 2020-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



Figur 19. BMWP-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra gjenåpnet og restaurert del av Uglabekken i perioden 2020-2022.

Konklusjon

Samlet sett har utviklingen i Uglabekkens vannmiljø vært positiv i den siste 10-årsperioden. Årsakene til dette er flere. Trondheim kommune har over lengre tid jobbet med omlegging og snering av ulike kloakkpåslag til bekken. Dette har gitt lavere utslippstopper av kloakk sammenlignet med tidligere. Videre har innbygging av sand-/grusdeponi nedstrøms Kyvatnet (for noen år siden) bidratt til lavere samlet partikkelbelastning til bekken. Gjenåpning og restaurering av strekninger i midtre del av Uglabekken har også bidratt svært positivt for vannmiljøet, og gitt bedre resipientkapasitet, og gitt en lengre produktiv strekning for biologisk mangfold og øvrig vannøkologi i vassdraget. Data fra nedre deler av bekken synliggjør disse positive faktorene, og viser at økologisk tilstand har stabilisert seg på et vesentlig høyere nivå over flere år enn tidligere («Moderat» økologisk tilstand).

Gjenåpnet og nylig restaurert strekning av Uglabekken har fortsatt varierende økologisk tilstand, og noe grad av tiltagende nedslamming av bekkebunnen etter 2020. Det er likevel tydelig positive tegn i bunndyr-resultatene fra de tre siste årene når det gjelder rekolonisering av bunndyrfaunaens biologiske mangfold. Også tidligere studier av reetablering av bunndyr på nyåpnede og restaurerte strekninger i små vassdrag viser at det kan ta noe tid (flere år) før bunndyrfaunaen er fullstendig gjenopprettet og har stabilisert seg (Bergan 2010b, Bergan mfl. 2021). Videre er det positivt at vanlig frosk (*Rana temporaria*) rekoloniserer anlagte dammer i tilknytning til restaurert strekning (**figur 20**), helt i tråd med restaureringsråd, anbefalinger og forventninger i tiltaksplanen for Uglabekken (Bergan & Nøst 2021).



Figur 20. I tillegg til at bunndyrfaunaen viser en noe positiv utvikling i reetablering på gjenåpnet og restaurert strekning av Uglabekken, er også frosk (*Rana temporaria*) i ferd med å etablere seg i tilknyttede dammer til bekken i 2022. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

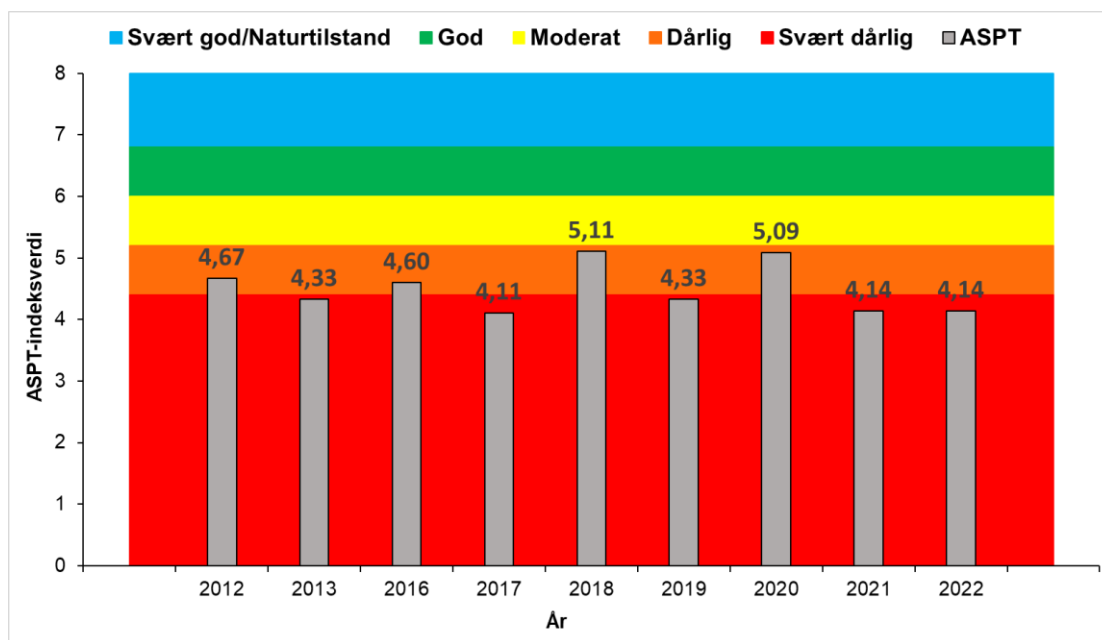
Videre overvåking vil avdekke om bunndyrsamfunnet rekoloniserer fullt ut for dette bekkepartiet av Uglabekken i årene som kommer, slik at den økologiske tilstanden stabiliserer seg på et akseptabelt nivå tilsvarende strekninger oppstrøms. Dette avhenger av vannmiljøtilstanden i øvre

del av bekken nedstrøms Kyvatnet, samt utviklingen i nedbrøfeltavrenning, belastning og nedslamming ned mot og i restaurert strekning.

5.2.3 Heimdalsbekken

Heimdalsbekken ble i 2022 prøvetatt med én stasjon (st. 11) i nedre del før samtløp med Leirelva. Dette partiet av bekken akkumulerer samlet belastning fra hele nedbørfeltet, inkludert alle punktutslipp og overløpssrør for overvann/kloakk. Resultatene fra 2022 er lik året før, og viser et svært belastet bunndyrssamfunn, med redusert mangfold dominert av forurensningstolerante bunndyrformer, tilsvarende «Svært Dårlig» økologisk tilstand (**tabell 5**, se også artsliste i **avsnitt 7**, vedlegg). Rogn fra sjørret ble påvist bunndyrprøven i 2022 (se konklusjon). Det er likevel svært stor produksjon av døgnfluer (*Baetis rhodani*) i Heimdalsbekken i 2022, som gjør nedre deler av bekken er attraktiv som beiteområde for ørret- og laksunger.

Dataene fra 2022 og de siste årene viser at Heimdalsbekken er en av de mest belastede bekkenene i hele Trondheim. Mange rentvannskrevende bunndyrformer og arter mangler helt i bekken. Økologisk tilstand i nedre del av Heimdalsbekken har variert de siste årene, men der laveste tilstandsklasse («Svært dårlig») har forekommet i 5 av 9 prøvetakingsår (**figur 21**).



Figur 21. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Heimdalsbekken i årene 2016-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0, men er aldri oppnådd i vassdraget.

Konklusjon

Heimdalsbekken mottar for mye vannkjemisk forurensning, organisk belastning og partikkelavrenning. Bekken går hyppig med stor partikkelforurensning, og er periodevis svært nedslammet. Vassdraget har overskredet resipientkapasitet og vannøkologien i bekken har derfor kollapset de siste årene. Årsaken til dette er et stadig økende press på nedbørfeltet (økt utbygging, kontinuerlige gravearbeider, anleggsvirksomhet, stadige uhellsutslipp av kloakk), kombinert med allerede eksisterende belastning (overløp kloakk, lekkasjer og veiavrenning) fra et urbanisert og utbygd nedbørfelt. Samtidig viser både ungfiskundersøkelser og gyfiskobservasjoner de siste årene at sjørreten går opp i bekken fra Leirelva, og forsøker å gyte. Høsten 2022, i forbindelse

med bunndyrinnsamlingen, var det stor gyteaktivitet ved bunndyrstasjonen i nedre del av Heimdalsbekken. Det ble observert 5-10 sjørret i størrelsen 0,5-1 kilo, og flere nygravde gytegroper. Øverste registrerte gytefisk og sikre påviste gytegroper i Heimdalsbekken i 2022 ble påvist helt oppe ved Okstadøy, om lag 1,3 kilometer fra samløpet med Leirelva. (**figur 22**).

Forvaltningen av Heimdalsbekken som vannforekomst krever at det tas store miljøhensyn når aktiviteter nært bekken skal gjennomføres. Vannmiljøtilstanden i Heimdalsbekken er for tiden svært bekymringsverdig, og bekkens vannkvalitet, og spesielt partikkelbelastningen, påvirker også resipienten Leirelva svært negativt nedstrøms samløpet.



Figur 22. Øverste registrerte gytefisk og påviste gytegroper i Heimdalsbekken i 2022 helt oppe ved Okstadøy. Foto fra ungfiskundersøkelser i Heimdalsbekken høsten 2022 (Nøst 2023, i arbeid). Foto: @Morten André Bergan/NINA.

5.3 Tilløpsbekker til Nidelva mellom øvre Leirfoss og Nordsetfossen

5.3.1 Steinsdalsbekken

Steinsdalsbekken munner til Nidelva like oppstrøms demningen ved Øvre Leirfoss, og er en av svært få viktige gytebekker til nidelvørret på strekningen mellom Øvre Leirfoss og Nordsetfossen (Nøst 2023). I 2022 ble det undersøkt to stasjoner i bekken som følge av påvisning av omfattende forurensning etter gjødselutslipp.

Nedre del nedstrøms gjødselutslipp

En stasjon (st. 21) ble lokalisert i nedre i nedre del før munning til Nidelva, på bekkepartier som der det ble tilført gytesubstrat sommeren 2022. Videre ble en stasjon (st. 22) lokalisert om lag 10 meter ovenfor ett påvist tilsig av gjødsel til bekken. Det ble i tillegg tatt kvalitative ett-minutts bunndyrprøver med vurdering i felt, i en gradient fra st. 21 og opp mot gjødselutslippet, for

bedre å kunne faglig dokumentere og isolere ut den vannøkologiske effekten belastningen gjødselutslippet hadde denne høsten.

Resultatene i 2022 viser stor belastning på stasjonen i det nedre bekkeavsnittet (st. 21), der økologisk tilstand ble klassifiseres til «Svært dårlig». ASPT-indeksen oppnår kun 4,0 (**tabell 5**), som er den laveste indeksverdien som er beregnet i vassdragene som ble overvåket i kommunene i 2022. BMWP-verdien viser tilsvarende respons, med kun 32 poeng, noe som viser svært stor vannkjemisk belastning. Bunndyrfaunaen synes å ha kollapset fullstendig (se artslister i **avsnitt 7**, vedlegg). Antall bunndyr per prøve er uvanlig lavt, med kun 1300 bunndyr per prøve, noe som er kun 5 % av totalantallet bunndyr sammenlignet med st. 22 lenger oppe i Steindalsbekken. Det biologiske mangfoldet er også svært lavt, og domineres kraftig av forurensningstolerante bunndyrformer og -arter. Sistnevnte bunndyrformer utgjør mer enn 95 % av det totale antallet bunndyr per prøve på stasjonen. Det ble kun påvist 2 EPT, som var noen få individer av døgnfluearten *Baetis rhodani* og den husbyggende vårfluefamilien Limnephilidae sp. Steinfluer og alle andre vanlige, rentvannskrevende bunndyr er helt borte fra bunndyrfaunaen i bekken. Resultatet fra 2022 er lik de siste tre årene i den nedre delen av Steindalsbekken (**figur 23**).

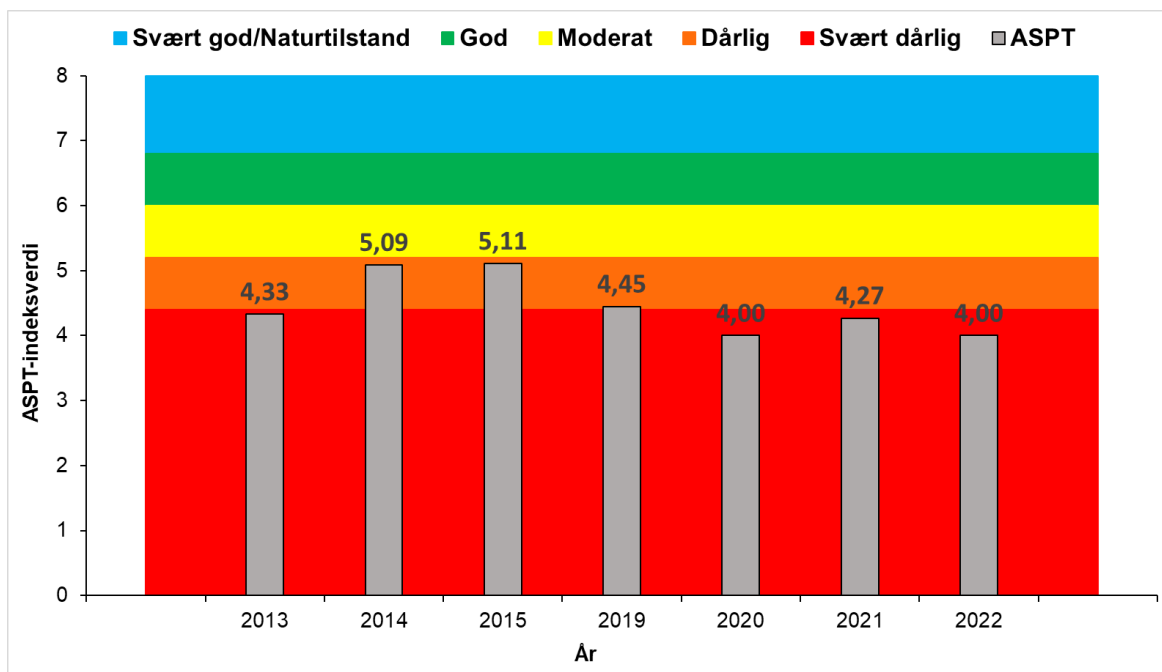
Kvalitativ prøvetaking og problemkartlegging i nedre del

Resultatet fra den kvalitative ett-minutts bunndyrprøvetakingen videre oppover vassdraget ovenfor st. 21 og opp til og med et utslipp av gjødsel gir det samme bildet av miljøtilstanden som de kvantitative undersøkelsene. Det observeres en fullstendig kollaps i bunndyrfaunaen på første prøvetakingspunkt, om lag 450 meter ovenfor st. 21. Dette punktet i bekken var lokalisert om lag 200 meter nedstrøms den registrerte gjødseltilførselen. Prøvetakingsbakken var livløs, uten tegn til bunndyr, etter fem minutter observasjon av prøven. Neste prøvetakingspunkt ble lokalisert om lag 50 meter nedstrøms gjødseltilførselen. Her ble det etter fem minutters observasjon, registrert et fåtalls levende fjærmygglarver i prøvetakingsbakken, som ellers framsto uten tegn til levende bunndyr. Siste kvalitative prøvetakingspunkt ble lokalisert om lag 10 meter oppstrøms gjødseltilførselen. Her viste prøvetakingsbakken et svært stort antall bunndyr og tilfredstillende mangfold, inkludert tallrike forekomster av døgnflua *Baetis rhodani* og vårflua *Rhyacophila nubila*.

Midtre del, oppstrøms gjødselutslipp

Som følge av resultatene fra den kvalitative prøvetakingen, ble bunndyrstasjon 22 i Steindalsbekken derfor besluttet å legges nært øverste kvalitative prøvetakingspunkt, og rett nedstrøms Sandflakvegen. Stasjon 22 ble lokalisert om lag 70 meter oppstrøms det avdekkede gjødselutslippet. Dette er bekkepartier som også fikk tilført elvestein og nytt gytesubstrat sommeren 2022.

På stasjon 22 viste resultatene en svært tallrik bunndyrfauna, med til sammen over 27.000 bunndyr per prøve, og et biologisk mangfold på 14 EPT, inkludert flere rentvannskrevende og forurensningsfølsomme arter (se artslister i **Avsnitt 7**, vedlegg). ASPT-verdien beregnes til 6,0 (**tabell 5**), som klassifiserer den økologiske tilstanden til grensenivået «God». Det ble også registrert flere rogn av ørret i bunndyrprøvene på denne stasjonen, og det ble observert gytegroper på det samme bekkepartiet like ovenfor gjødselutslippet, noe som viser at nidelvørret har tok i bruk det nye gytesubstratet allerede høsten 2022.



Figur 23. 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.

Vurdering og diskusjon av resultater med hensyn til utslipp av gjødsel

Undersøkelsene den 24. oktober i 2022 avdekket et sig av gjødsel til Steindalsbekken, lokalisert om lag 100-150 meter nedstrøms Sandflakvegen. Dette utslippet skjer som følge av fylling av husdyrgjødsel fra tank til spreder (på traktor) (**figur 24** og **25**). Praksisen medfører uforholdsmessig stor lekkasje av gjødsel til Steindalsbekken, som har sitt løp like nedstrøms påfyllingsområdet for gjødselen og gjødseltanken. Det om lag 20 meter ned til bekken fra gjødseltanken, og mindre enn 15 meter fra påfyllingsområdet (i **figur 24** og **25**) til bekkeløpet. Terrenget har bratt helning ned til bekken, og framsto mettet med gjødsel, som kan renne fritt ned i bekken via små forsenkninger (grøfter) og ellers på overflaten langs bekkekanten. Det var dannet en dam med høykonsentrert bløtgjødsel, med areal på anslagsvis 15 m² eller mer og maksdyp om lag 50 cm. Denne dammen renner over og direkte ned i bekken ved nedbør (**figur 24** og **25**).



Figur 24. En dam med høykonsentrert gjødsel renner over og direkte ned i Steindalsbekken i 2022. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 25. Lite miljøvennlig praksis og gjødselhåndtering ved Steindalsbekken i 2022. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Ut fra historiske og nyere flyfotovurderinger av dette området (<https://kart.finn.no/>), synes denne gjødselhåndteringen å være en praksis som har pågått svært lenge, og kan ha begynt i perioden 2006-2008 (**figur 26**). Flyfoto fra 2008 viser at gjødseltanken var bygd dette året, mens den ikke forekommer på flyfoto i 2006 og årene før. Flyfoto i perioden fra 2008 fram til i dag viser tydelige spor/grøfter i terrenget ned mot bekkeløpet, der gjødsel kan renne ufordrøyd og direkte ut i Steindalsbekken (**figur 26**). Dette kan være mye av forklaringene på at de siste 10-15 års uforklarlig lave ungfisktettheter av ørret, svært forstyrret bunndyrfauna og dårlige vannmiljøtilstand i Steindalsbekken. De største forurensningskildene til nedre del av Steindalsbekken har ikke vært avdekket inntil nå, men ble problematisert senest i fjorårets rapport (Bergan 2022).

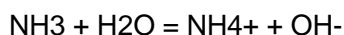


Figur 26. Øverst: Flyfoto fra 2008, like etter gjødseltanken ble oppført, viser potensielle avrenningsgrøfter og spor i terrenget (røde streker) som gjødsel på avveie kan renne ufordrøyd ut i Steindalsbekken (blå linje). **Nederst:** Flyfoto fra 2016 avdekker en lik status som flyfoto fra 2008, men med noe mer bevokst kantvegetasjon. Lokalisering av dam og påfylling av gjødsel vist med gul farge. Bekkens vannvei-retning vist med blå piler. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

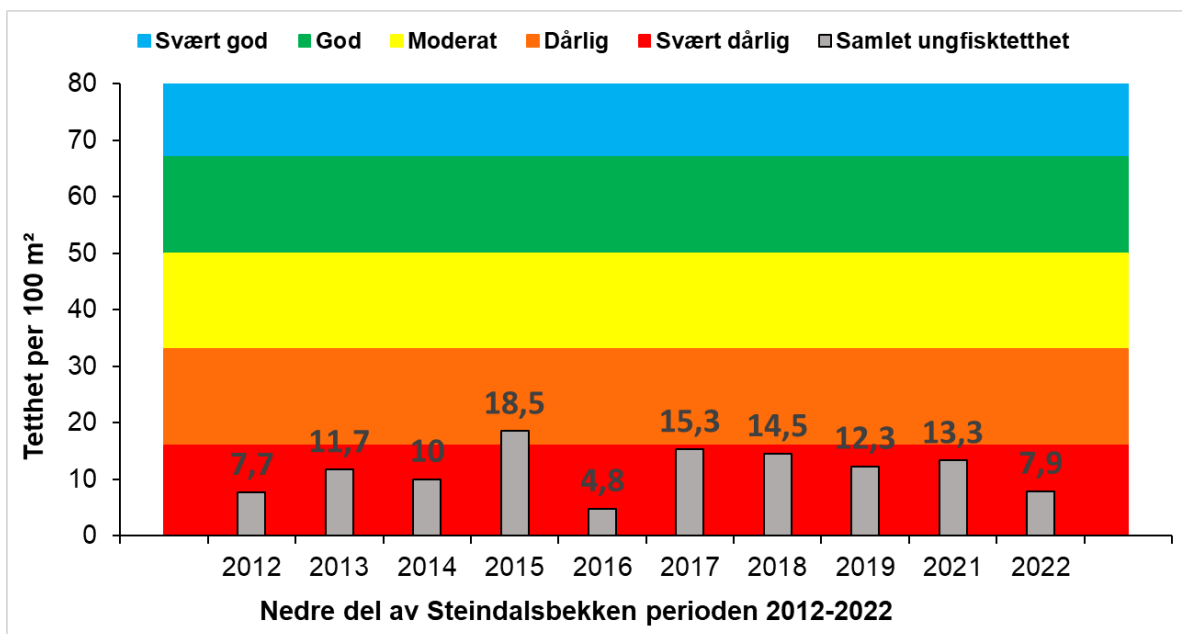
Fra utslippspunktet og ned til samløp med Nidelva er det mer enn 700 meter bekkeløp, som i biologisk overvåking (bunndyr og ungfisk) har vist svært store vannkjemiske problemer i flere tiår. En økologisk tilstand eller miljøtilstand har vært beskrevet som «Svært dårlig» til «dårlig» (Bongard & Koksvik 1989, Berger mfl. 2008, Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2014-2022, Nøst 2001-2023). På bakgrunn av resultatene fra 2022, vurderinger i felt og flyfotovurderingene sannsynliggjøres årlige gjødselutslipp siden 2008 som en potensiell hovedårsak til dette. Det er likevel på det rene at Steindalsbekken er vært kraftig vannkjemisk påvirket også tiårene før 2008, med tilstandsvurderinger som «Sterkt» til «Meget sterkt» forurenset tilstand i bunndyrundersøkelser fra slutten av 80-årene (Bongard & Koksvik 1989). NINA har b.la. lokale opplysninger (grunneier, pers. medd.) om tidligere miljøskadelige utslipp (såpevann, kloakk, mm) fra området rundt Vestre Kvammen, slik at Steindalsbekken trolig har hatt flere ulike forureningskilder gjennom flere tiår. Dette er utslipp som trolig er sanert og av vesentlig mindre omfang i dag.

Effekter av gjødselforurensning på vannmiljø, bunndyr og fisk

Husdyrgjødsel inneholder mye nitrogen, og mellom 50 og 85 prosent av nitrogeninnholdet i bløtgjødsel finnes normalt som ammonium (NH₄⁺), mens det resterende er ammoniakk (NH₃). (Sommer m.fl. 2003). Ammoniakk er en nitrogenforbindelse med flere negative og potensielt svært store miljøeffekter, og husdyrgjødsel er vanligvis oppgitt som den viktigste utslippskilden. I vann kan ammoniakk forekomme som ikke-ionisert ammoniakk (NH₃) og som positivt ladete ammoniumioner (NH₄⁺), slik likevekten for ammoniakk løst i vann viser:



Ikke-ionisert ammoniakk (NH₃) har stor miljøgiftvirkning, med potensial for å ta livet av det meste av vannlevende dyr som puster med gjeller og/eller ånder under vann, inkludert fisk og bunndyr. NH₃ er betydelig mer giftig enn NH₄⁺. Videre er pH i vannet helt avgjørende for hvor giftig forhøyede verdier av ammoniakk i vann vil være. Mengden av de to formene er svært avhengig av vannets pH-verdi. I surt vann (pH < 7) vil stort sett all ammoniakk foreligge som NH₄⁺, altså mindre giftig vannkvalitet. Nitrogenet i husdyrgjødsel er da bundet som ammonium (NH₄⁺), noe som vil redusere innholdet av ammoniakk (NH₃). Dersom pH er høyere enn 11 vil det meste foreligge som NH₃, og vi får svært giftig vannkvalitet. Mellom pH 7 og 11 er det en gradvis overgang mellom de ulike formene, fra kun NH₄⁺ til mer NH₃. Ved pH rundt 9 er konsentrasjonene av de to formene normalt omtrent like. Steindalsbekken ligger under marin grense, har mye leire/marine avsetninger, høyt kalkinnhold og mye grunnvannstilførsel. Dermed er det naturlige forutsetninger for høy pH i vassdraget. En måling i nedre del av pH i Steindalsbekken i mai 2007 (Berger mfl. 2008) viste pH 8,0. Det betyr at det for Steindalsbekken skal lite til for at ammoniaklikevekten ved utslipp av store mengder husdyrgjødsel forskyves såpass mye, at det meste av det som er i løsning vil foreligge som den giftigste formen (NH₃). Dermed kan større utslipp av husdyrgjødsel til Steindalsbekken teoretisk ha omfattende, akutt giftvirkning, med potensiale for fiskedød og utradering av bunndyrfauna på strekninger nedstrøms utslippet. Det siste tiårets undersøkelser (etter 2008) av biologi (Berger m.fl. 2008, Bergan & Arnekleiv 2009, Bergan 2014-2022, Nøst 2001-2023) i vassdraget indikerer at dette utslippet kan ha hatt en slik gifteffekt over lang tid, uten at årsaken er avdekket før i 2022. I tidsseriedataene på ungfisk fra nedre del av bekken, er også resultatene entydige. Her har ungfisktetthetene vært uvanlig lave i alle år (**figur 27**), tilsvarende «Svært dårlig» i 9 av 10 år, med bortfall av enkelte eldre årsklasser eller årsyngel til enhver tid (Nøst 2013-2023), uten at man har kunnet peke på en konkret årsak.



Figur 27. Samlet ungfisktetthet av ørret i nedre del av Steindalsbekken i perioden 2012-2022. Data hentet fra Nøst (2013-2023) og sammenstilt i figur, med fargekoder for økologisk tilstand i bakgrunnen. Fargekodene representerer forventningsverdier til ungfisktetthet i små vassdrag med stasjonære ørretbestander, habitatklasse 3 (Sandlund mfl..2013).

Omfattende akutt fiskedød etter gjødselutslipp er dokumentert også tidligere i Trøndelag. En husdyrgjødselkjeller sprang lekk i april 2019, og gjødsel rant ut i elva Grovla/Nordelva i Osen kommune. Dette tok umiddelbart livet av all laks, ørret og ål i elva nedstrøms utslippet, og ble dokumentert med ungfiskundersøkelser og dødfiskplukking i etterkant (Bergan 2020c). Et utslipp av rundt 1000 liter ammoniakkholdig vann i en overvannsledning som drenerer ut i Sandvikselven (Bærum) tok også livet av mesteparten av laks og ørret i denne elva den 19. september 2005 (Anonym 2008). Utslippet førte til en betydelig økning av konsentrasjonen av ammoniakk, men samtidig også en pH-økning, slik at en betydelig andel ammoniakk forelå i den mest giftige formen (NH₃) (Anonym 2008). Sandvikselva har pH som normalt ligger over 7,5, altså på nivå eller noe lavere enn i Steindalsbekken.

Akutt forurensning fra lager eller bruk av husdyrgjødsel er forbudt. Den ansvarlige skal forhindre at slik forurensning skjer. Det er gitt krav til lagring og bruk av husdyrgjødsel i forskrift om organisk gjødsel. Det er kommunen som har myndighet til å føre tilsyn med lagring og bruk av husdyrgjødsel, etter forskrift om organisk gjødsel. Kommunene kan benytte tilsyns- og håndhevingshjemler i forurensningsloven til å følge opp ulovlig forurensning fra husdyrgjødsel. Ut fra «Forskrift om husdyrgjødsel» § 3, med henvisning til § 1 (se <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2002-02-11-337>) forventes det at dagens praksis i Steindalsbekken opphører, og tilstrekkelige tiltak settes inn for å unngå denne situasjonen med stadig gjødselutslipp til vassdraget.

Oppsummering og konklusjon

Bekkeløpet i nedre del av Steindalsbekken er tydelig nedslammet, og bekkens selvrensningsevne er langt overskredet. Et sig av husdyrgjødsel avdekkes i 2022, og dette utslippet har trolig tatt livet av det meste av ungfisk ørret og bunndyr nedstrøms utslippspunktet. Belastet strekning utgjør mer enn 700 meter bekkeløp inntill samløp med Nidelva. Med gjennomsnittlig bredde på anslagsvis 3 meter, utgjør dette et areal på mer enn 2000 m² som i dag er å anse som vannøkologisk dødt i perioder av året. Den økologiske tilstanden i Steindalsbekken bedrer seg vesentlig på bare noen titalls meter oppstrøms utslippet av gjødsel. Her klassifiseres økologisk tilstand til «God» og innenfor miljømålet, med en svært tallrik bunndyrfauna og et moderat høyt biologisk

mangfold, bestående av flere rentvannskrevende bunndyrformer og arter. De siste års problemkartlegging viser at det er store utfordringer for vannmiljøet i Steindalsbekken, 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 bunndyrsamfunn. I 2023 må det prioriteres å få bukt med gjødselutslippet, jobbe videre mot sanering av og øvrig forurensning til Steindalsbekken, samtidig som ulike miljøforbedrende habitatiltak fortsatt bør gjennomføres. Det vil ikke være mulig å oppnå en tilfredsstillende vannmiljøtilstand i Steindalsbekken dersom dagens status på gjødselhåndtering videreføres. Videre overvåking av bunndyr og fisk vil fortsette som tidligere i vassdraget, for å avklare om eventuelle avbøtende tiltak fungerer eller om vannmiljøtilstanden forblir svært dårlig.

5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken

Amundbekken med sidevassdraget Solemsbekken munner til Nidelva ved Nordset. Vassdragssystemet er svært viktig som gyteområde for nidelvørreten i Nidelva på strekningen Øvre Leirfoss til Nordsetfossen. 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, men for størstedelen av bekkene er det kun anvendt skuttstein og store steinstørrelser, uten særlig grad av naturlig restaurering.

Etter noen år med opphold i overvåkingen som følge av anleggsarbeidene med sikring av disse to bekkestrekingene, er det gjort bunndyrundersøkelser de siste tre årene. I 2022 ble to stasjoner videreført fra tidligere år, der begge er lokalisert i nedre del av henholdsvis Amundbekken (st. 23) og Solemsbekken (st. 24). Stasjonen i nedre del av Amundbekken har fått tilført store mengder naturlig elvestein- og grus i løpet av 2022, og skiller seg nå vesentlig ut med tanke på vassdrags habitatet i 2022 sammenlignet med tidligere undersøkelsesår. Fra å være dominert av skuttstein med store størrelser og betydelig nedslamming, er dette bekkepartiet nå dominert av mindre elvestein og -grus med lavere nedslammingsstatus (**figur 28**).



Figur 28. Betydelig mengder naturlig elvestein og -grus ble sommeren 2022 lagt ut på bekkepartier i tilknytning til stasjon 23 i nedre del av Amundbekken. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



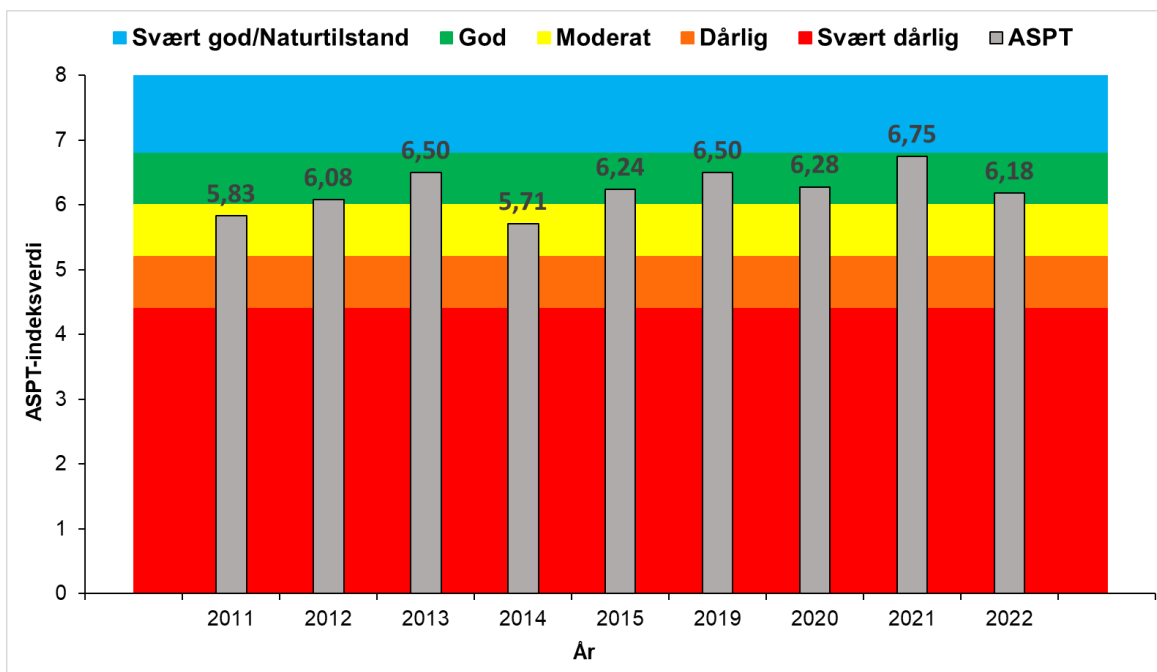
Figur 29. Utlagt naturlig elvestein og -grus sommeren 2022 har senere dette året, etter flom og naturlig massetransport, lagt seg fint til rette i bekkeløpet ved stasjon 23 i nedre del av Amundbekken. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Resultater i 2022

For begge stasjoner er resultatene tilfredsstillende i 2022 vurdert ved ASPT-indeksverdi, der økologisk tilstand klassifiseres til «God» i både Amundbekken og Solemsbekken (**tabell 5**). Bunndyrproduksjonen i nedre del av Amundbekken er svært høy i 2022, med tilfredsstillende mangfold av EPT. Solemsbekken har også et høyt antall bunndyr per prøve, men vesentlig lavere enn i Amundbekken, og med et noe lavere biologisk mangfold. Begge stasjoner domineres derimot av rentvannskrevende bunndyrarter og -former. (**Avsnitt 7, Vedlegg Artslister**).

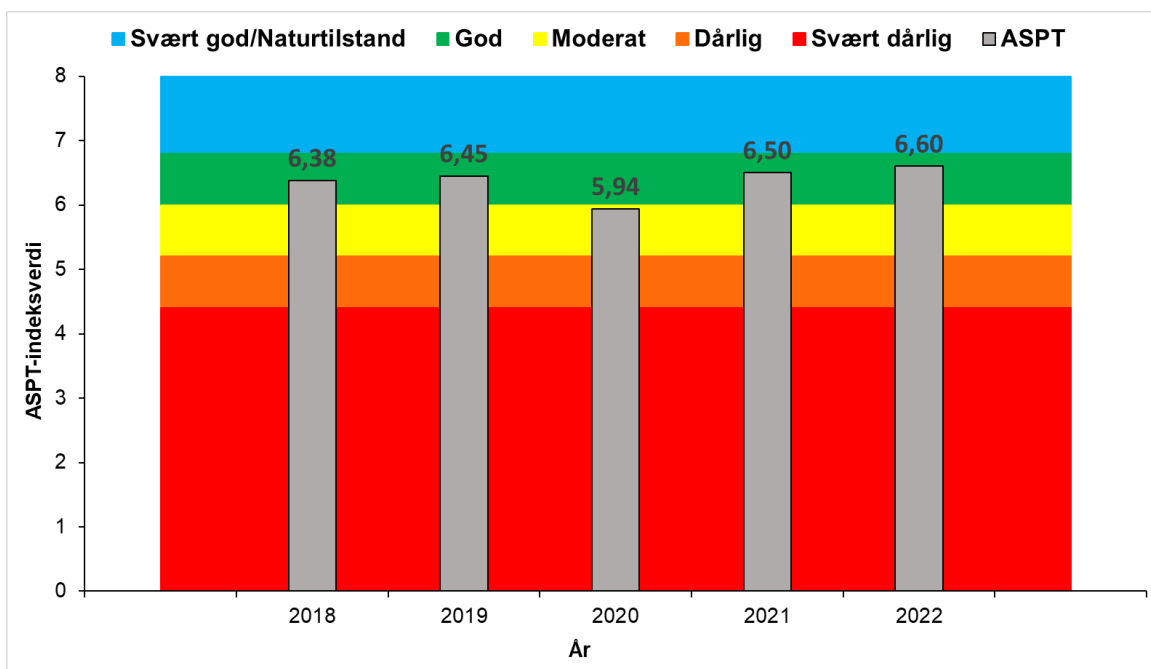
Utvikling over tid

Utviklingen i økologisk tilstand i nedre del av Amundbekken de siste ti årene synes positiv og relativt stabil rundt nivået «God økologisk» tilstand (**figur 30**). Amundbakkens nedre deler, nedstrøms samløp med Solemsbekken var tidligere (før erosjonssikring) sterkt preget av partikkelforurensning. Selv på lav vannføring og i tørre perioder var turbiditeten i vassdraget uvanlig høy, og sikten svært dårlig. Partikkelbelastningen ga svært stor nedslamming av bekkebunnen gjennom året. Dette er også et problem etter sikringen, men synes vesentlig mindre enn tidligere.



Figur 30. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Amundbekken i årene 2011-2015 og 2019-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

I nedre deler av Solemsbekken, nedstrøms samløpet med Sandabekken, viser resultater fra tidsperioden 2018- 2022 også en relativt stabil og positiv utvikling i økologisk tilstand (**figur 31**). 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».



Figur 31. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Solemsbekken i årene 2018-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Solemsbekken har en forhistorie med store miljøskadelige landbruksutslipp (Klæbuposten 2013). I 2013 ble mye av denne strekningen kraftig forurenset av et punktutslipp av silosyre (Bergan 2022), som medførte at ungfisk av ørret døde og bunndyr-samfunnet ble sterkt påvirket i flere år etter denne konkrete hendelsen. Videre har sidebekken Sandabekken vært en antatt belastningskilde på Solemsbekkens nedre deler. Denne bekken drenerer blant annet forbi golfbanen i Klæbu og Ulsetsanden deponi, men resipientundersøkelser i både 2014 og 2017 avdekket ingen store negative utslag i bekkens bunndyr-samfunn og vannøkologi (Aanes 2014, Bergan 2017b, Bergan 2018). Nedre del av Solemsbekken har relativ lik ASPT-indeksverdi sammenlignet med året før (**figur 31**). Resultatene fra Solemsbekken i 2022 indikerer at Solemsbekken vannkvalitet og partikkelpåvirkning ikke lenger synes å være et like stort problem som tidligere.

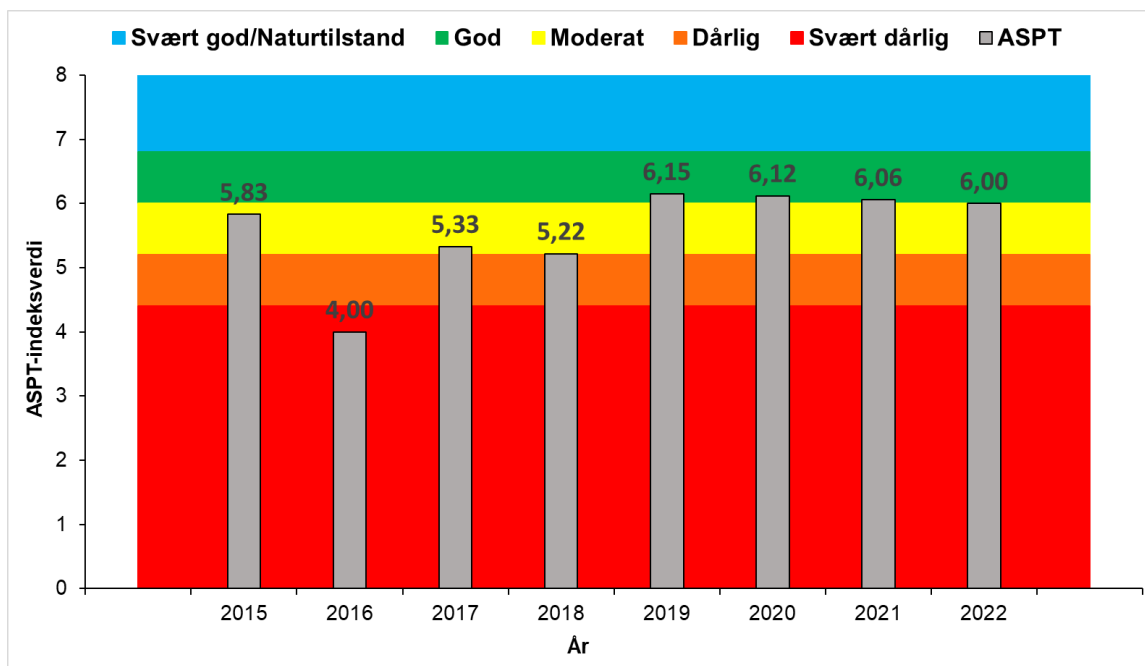
Konklusjon

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 sikrede 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. Ras- og utglidninger i begge bekkens nedbørfelt har skjedd de siste årene for disse vassdragene, og bidrar også til økt partikkelbelastning og nedslamming i enkelte år. Situasjonen bør holdes under oppsikt, og videre overvåking vil avdekke utviklingen i begge vassdrag, slik at man kan iverksette ulike miljøforbedrende habitattiltak, dersom utviklingen synes svært negativ og tilstanden blir kritisk dårlig. Det er helt avgjørende at problemer knyttet til nedslamming ikke får negativ effekt på viktige gyteområder for nidelv-ørret i Amundbekken og Solemsbekken. Stor ørret fra Nidelva (0,5-2 kg) vandrer hvert år opp og bruker Amundbekken/Solemsbekken som gyteområder.

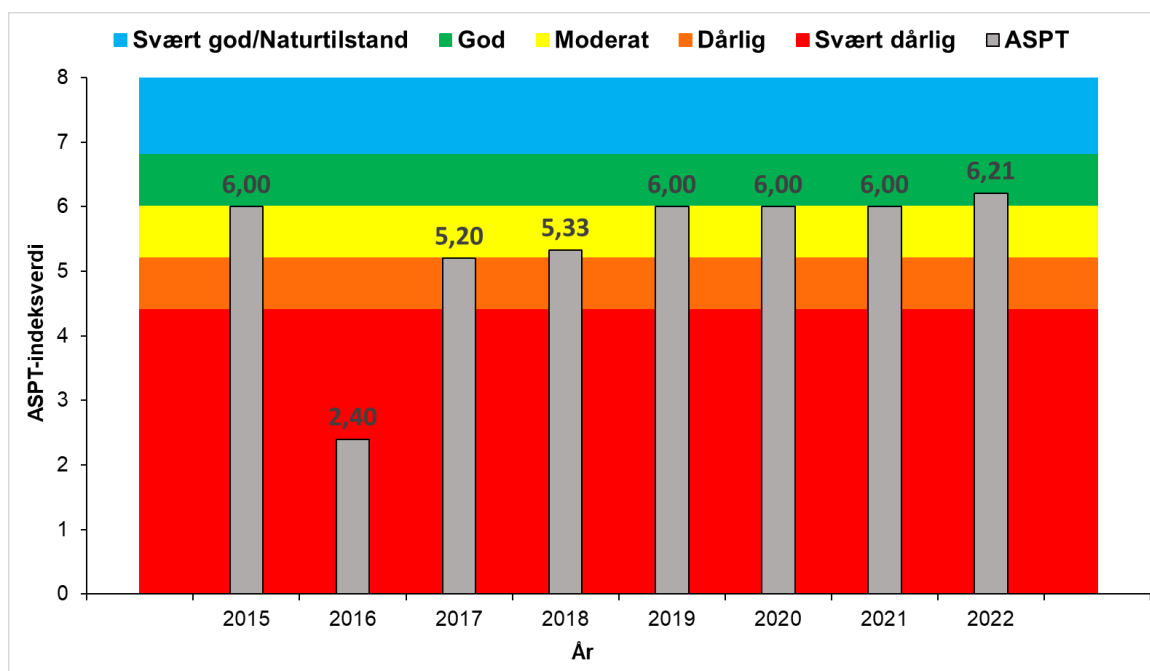
5.4 Ilabekken

To stasjoner ble undersøkt i Ilabekken høsten 2022, der begge ble lokalisert i anadrom strekning (st. 12 -nedstrøms dam og st. 13 -oppstrøms dam) som tidligere år.

Den økologiske tilstanden klassifiseres til «God» ved begge stasjoner, med ASPT verdier omkring grensenivået for miljømålet (**tabell 5**). Det høyeste mangfoldet påvises på nederste stasjon (st. 12). Resultatene fra 2022 viser samme trend som årene før for begge stasjoner, og er generelt sett stabilt positive, med hensyn til både miljøtilstand og reetableringen av bunndyr etter rotenonbehandling i 2016. Ekstremværet «Gyda» hadde stor utspylingseffekt for Ilabekkens bunnssubstrat vinteren 2022, og ble vurdert å ha store negative effekter i resultatene for ungfiskebestanden i vassdraget (Nøst 2023). Negative effekter etter Gyda er derimot lite registrerbart i bunndyrfaunaen, snarere tvert imot. For 2022 så viser artslistene høy bunndyrproduksjon i Ilabekken, spesielt på nedre stasjon i vassdraget. Dette knyttes til et vesentlig renere bunnssubstrat (mindre begroing, slam og tiltetting) i bekken enn på flere år, som gir gode mikrohabitater for bunndyr (mye skjul og hulrom). Videre har året 2022 vært preget av stabilt mye nedbør og høy andel vanddekt areal i bekken, noe som også gir et grunnlag for god bunndyrproduksjon og stor drift av bunndyr i vassdraget. Økning i både antall bunndyr og biologisk mangfold på nederste stasjon i Ilabekken kan også trolig knyttes til en «dam-effekt». Denne effekten skyldes svakt forhøyd næringsaltstatus etter dammen, noe mer begroing, og økt innslag av bunndyrgrupper med preferanser for både høy og saktere vannhastighet / stillestående vann sammenlignet med den øvre stasjonen. Den økologiske tilstanden er også langt på vei gjenopprettet etter rotenonbehandlingen i 2016, med ASPT-verdier som har stabilisert seg rundt «God» økologisk tilstand siste fire år (**figur 32** og **33**).



Figur 32. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre anadrom strekning nedstrøms dam i Ilabekken i årene 2015-2022. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



Figur 33. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre anadrom strekning ovenfor dam i Ilabekken i årene 2015-2022. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

5.5 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen

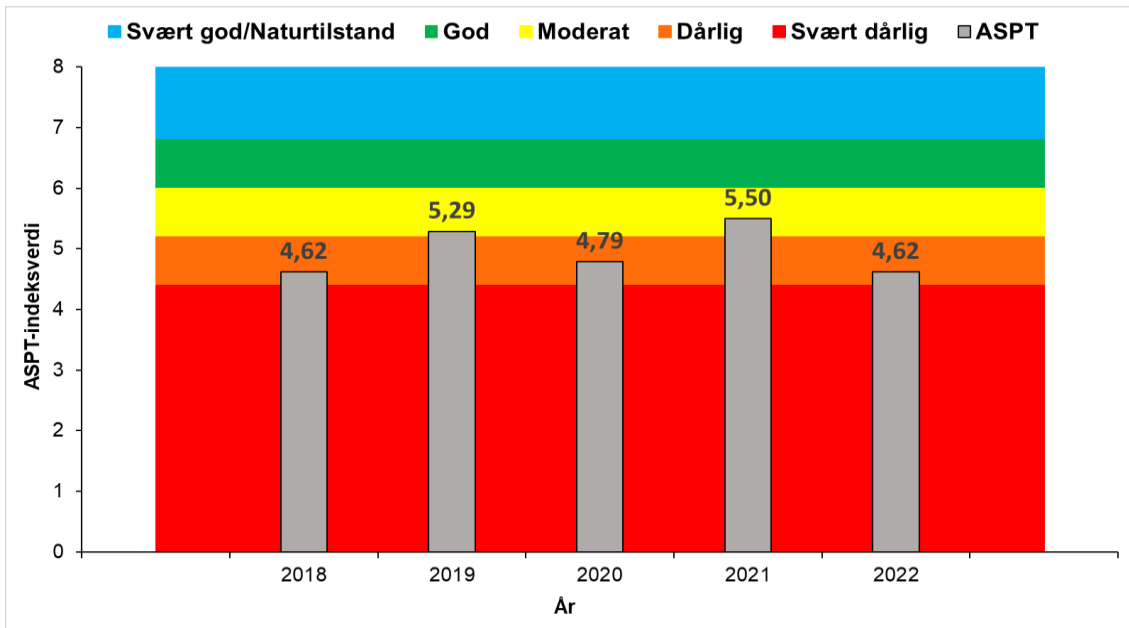
5.5.1 Ristelva/Høstadbekken

Øvre deler av Ristelva er betydelig rassikret og endret etter det store leirraset på Byneset i 2012. En sikret og steinsatt øvre del av Ristelva (st. 14) nedstrøms Medhaugveien ble undersøkt i 2022. Stasjonen er undersøkt hvert år siden 2018. Stasjon 15 er lokalisert oppstrøms dette området, ved Brenslan, på en ras-sikret tilløpsgrein av Ristelva-systemet kalt Høstadbekken. Denne bekkestrekningen er naturlig restaurert i etterkant av sikringen som ble utført etter leirraset i 2012. Stasjonen i Høstadbekken (st. 15) ble undersøkt første gang i 2012, og er med unntak av 2013 og 2017, undersøkt hvert år etter dette.

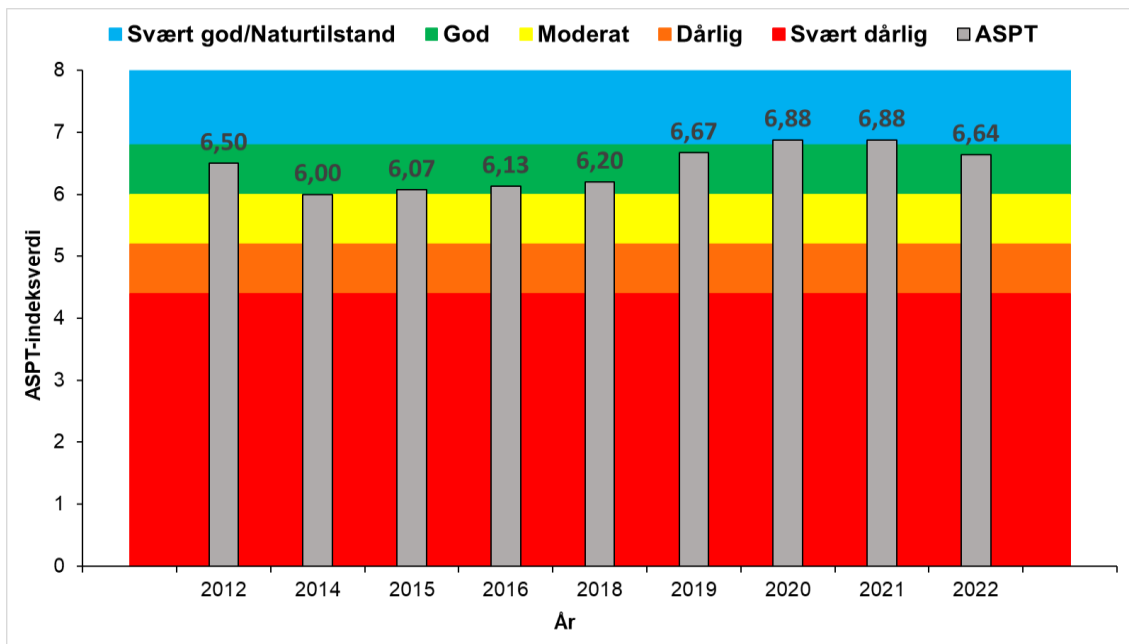
Resultatene viser at den økologiske tilstanden ved øverste stasjon (st. 15) er «God», og nært «Svært god» (**tabell 5**). Bekkepartiet har et rikt biologisk mangfold med tilfredsstillende bunndyrproduksjon, der rentvannskrevende bunndyrarter og -former dominerer faunaen. På stasjonene nedstrøms (st. 14) reduseres den økologiske tilstanden til «Dårlig», og nært «Svært dårlig» (**tabell 5**). Bunndyrfaunaen er fortsatt tallrik, men domineres av tolerante bunndyrformer, der spesielt rentvannskrevende steinfluer og eutrofieringsfølsomme bunndyrformer er lite representert på bekkepartiet.

Diskusjon av resultater og faglige vurderinger

Forskjellen i økologisk tilstand, og bunndyrfaunaens strukturelle/funksjonelle sammensetning mellom disse to stasjonene har vært svært stor de siste årene (**figur 34 og 35**), tross at de ligger relativt nær hverandre i avstand (900 meter). I 2022 er forskjellen vesentlig forverret sammenlignet med året før (Bergan 2022). Dette indikerer at det er betydelig belastning på strekningen. Forskjellen kan trolig knyttes til en nylig igangsatt nydyrking mellom de to stasjonene, som gir kraftig nedslamming av Ristelva nedstrøms. Ut fra flyfoto synes det å være tatt få vannmiljøhensyn (med tanke på partikkelavrenning og slamtilførsel) i den forbindelse. Hensyn til vannmiljø og Ristelva er ut fra det NINA kan se heller ikke nevnt i tillatelsen som ble gitt for nydyrkingen i 2019 (sak nr. 51/0000 201/19, ref. 18/43439/611 V0). Videre foregår et betydelig tråkk av beitedyr (kveg) i bekkeløpet mellom stasjonene, som vil ha størst negativ effekt på stasjon 14. I tillegg mangler stasjonsområde 14 utviklet kantvegetasjon etter sikringstiltaket, slik at det er full lysinnstråling til bekkeløpet, som ved økt innhold av næringssalter og organiske forbindelser kan gi akselerert begroing av slamdekt substrat. Ved stasjon 15 har oretrær og busker vokst seg høye nok til å gi skygge etter restaureringen og motvirker eutrofieringseffekter som følge av et forhøyd næringsaltinnhold i vannet.



Figur 34. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Ristelva nedstrøms Medhaugveien i årene 2018-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



Figur 35. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Ristelva/Høstadbekken ved Brenslan i årene 2012-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



Figur 36. Flyfoto fra 2019 etter etablering av nydyrking (t.v.) sammenlignet med status i 2010 (t.h.). Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

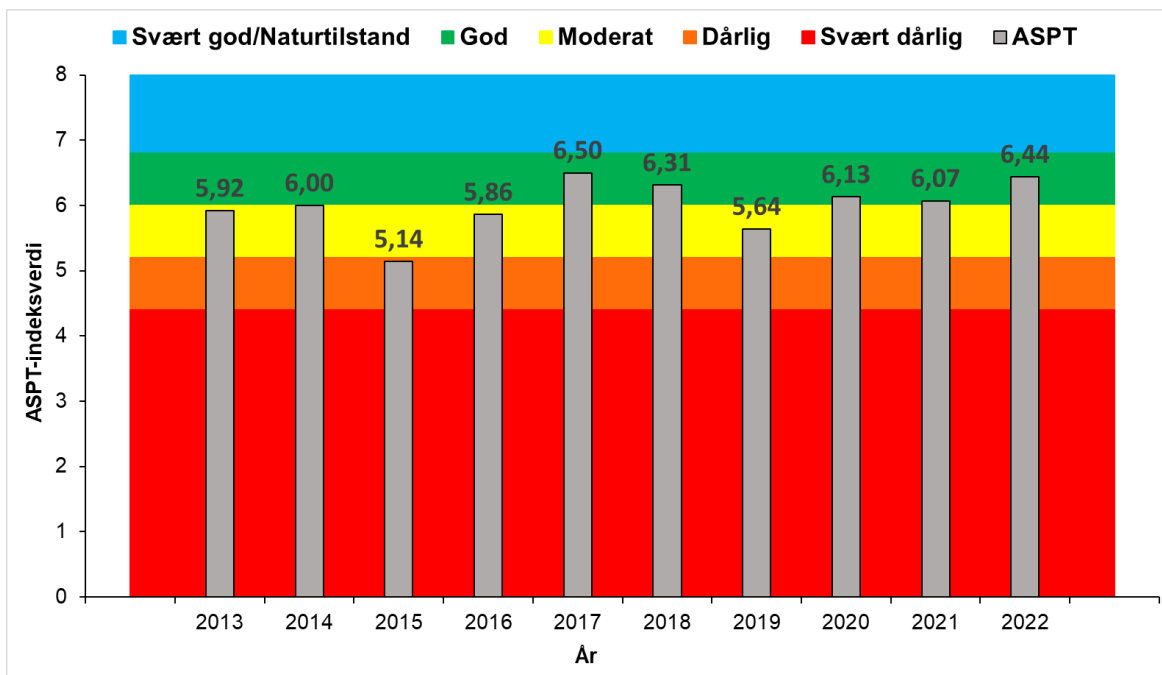
5.5.2 Eggbekken

Eggbekken ble kun prøvetatt med en stasjon (st. 16) nedstrøms Fv 707 og samløp med Ustbekken i 2022.

Stasjonen i nedre del av Eggbekken oppnår «God» økologisk tilstand, med ASPT-verdier som ligger godt over 6,0. Det biologiske mangfoldet er noe redusert på begge stasjoner, der den nederste stasjonen har noe forskjøvet dominansforhold mot nedslammings- og forurensningstolerante bunndyrarter (**avsnitt 7**, vedlegg artslistene). Nedre del har fått noe bedret habitatkvalitet de senere år, som følge av utlegging av elvestein og -grus, som har gitt mer skjul og hulrom for bunndyr. Dette har gitt en positiv effekt for biologisk mangfold av bunndyr og økologisk tilstand de siste tre årene (**figur 37**), i tillegg til å forbedre gytemulighetene for sjørret. Bekkebunnen ved stasjonen var svært nedslammet i årene før påfyll av nytt substrat, og bar preg av langvarig partikkelbelastning.

Reduksjon i økologisk tilstand i nedre del av Eggbekken i enkeltår (**figur 37**) har vært knyttet til stor avrenning/erosjonstilførsel av slam-/finpartikler, massetransport og annen forurensning, spesielt fra Ustbekken. Store tilførsler har skjedd etter at det har pågått anleggsarbeid og blitt etablert deponi nær Ustbekken. Hendelser ved Eggbekken pumpestasjon har også forekommet, slik at sanitærvann (kloakk) har lekket til bekken ovenfor stasjonen. Samtidig er det konsekvent

høstpløying i både Eggbekkens og Ustbekkens nedbørfelt, med bratt gradient ned mot bekkeløpene. Samlet belastning av næringsalter, forurensning, masse- og erosjonsproblematikk i perioden mellom høst til neste vår/sommer utgjør en stor vannøkologisk risiko for mye av Eggbekkens vannstreng. Utviklingen de siste årene er likevel relativt stabil og god, og den økologiske tilstanden synes stabilisert på nivået rundt «God» økologisk tilstand, trolig hjulpet av stadig påfyll av frisk elvestein og -grus. Denne habitatforbedrende praksisen bør derfor opprettholdes med jevne mellomrom, siden partikkelbelastning og nedslammingsgrad fremdeles er så stor i vassdraget i dag.



Figur 37. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Eggbekken nedstrøms samløp med Ustbekken i perioden 2015-2022. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

5.5.3 Søra

I 2022 ble Søra undersøkt med et stasjonsomfang tilpasset et omfattende utslipp av diesel til vassdraget i området E39. Opp mot 500 liter diesel rant ut i Søra fra E39 den 1 september 2022, etter lekkasje fra en tankbil (se Bergan (2023) for mer informasjon om hendelsen og forløp).

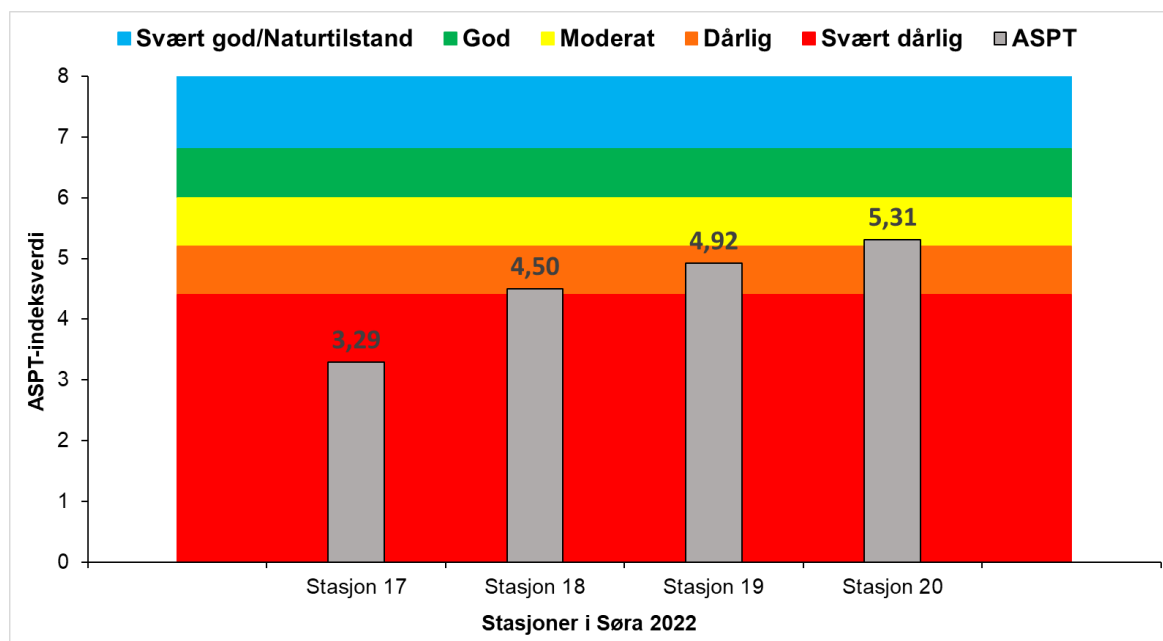
Det ble undersøkt til sammen fire stasjoner i Søra (st. 17-20) langs gradienten fra restaurert del nedstrøms avkjøring til Kattem og ned til strekninger nedstrøms E39. Stasjon 17 og 18 er lokalisert nedstrøms dieselutslippet, der stasjon 17 er lengst unna utslippspunktet, om lag 400 meter nedstrøms. Stasjon 18 ble lagt nærmest utslippet, om lag 150 meter nedstrøms utslippspunktet. Stasjon 19 er lokalisert ved Kletthallen, et godt stykke ovenfor E39 og dieselutslippet, på et parti som nylig (sommeren 2022) har fått tilført naturlig elvestein. Øverste stasjon i 2022 ble lagt til øvre restaurerte bekkpartier nedstrøms dammer og avkjøring til Kattem, på et parti som nylig (sommeren 2022) har fått tilført gytesubstrat.

Resultatene fra undersøkelsene i Søra høsten 2022 viser kraftige vannkjemiske forstyrrelser (figur 38) på den nederste stasjonen (st. 17). Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært dårlig» (tabell 5, figur 39), der bunndyrsamfunnet i både antall bunndyr og mangfold har kollapset full-

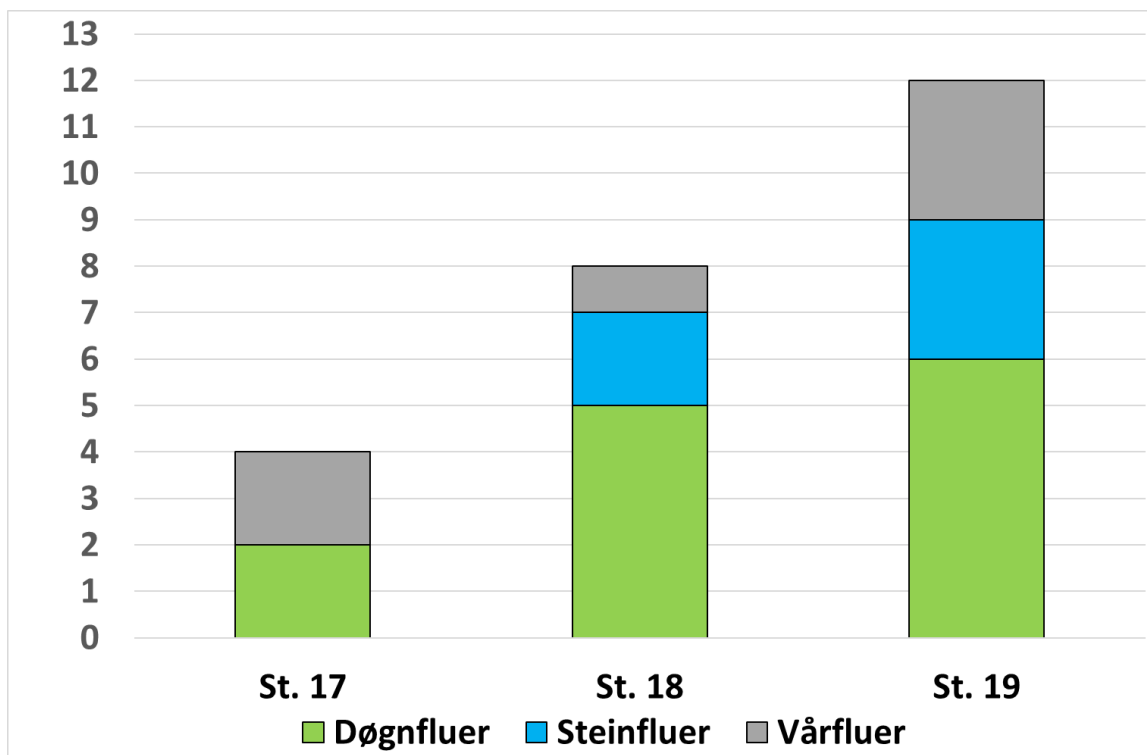
stendig (se sammenlignende **figurer 40-41**). Tilstanden bedres til «Dårlig» ved st. 18, med økning i antall bunndyr per prøve og mangfold av EPT, men nær «Svært dårlig» (**avsnitt 7**, artslistene vedlegg). Stasjonen bærer fortsatt preg av store belastninger i vannkvaliteten. Belastningene som avdekkes er forenlig med utslipp av diesel i samvirke med nedslamming av bekkebunnen nedover i vassdraget. Ved stasjon 19, oppstrøms dieselutslippet, klassifiseres tilstanden fortsatt til «Dårlig», men med en helt annen respons i bunndyrfaunaen. ASPT-indeksverdien er vesentlig høyere, og antall bunndyr per prøve og biologisk mangfold er på et helt annet nivå enn stasjonene nedstrøms. Ved denne stasjonen er det tydelig at diesel ikke har hatt innvirkning på bunndyrfaunaen, og at årsakene kun er knyttet til nedslamming/organisk belastning og eutrofiering.



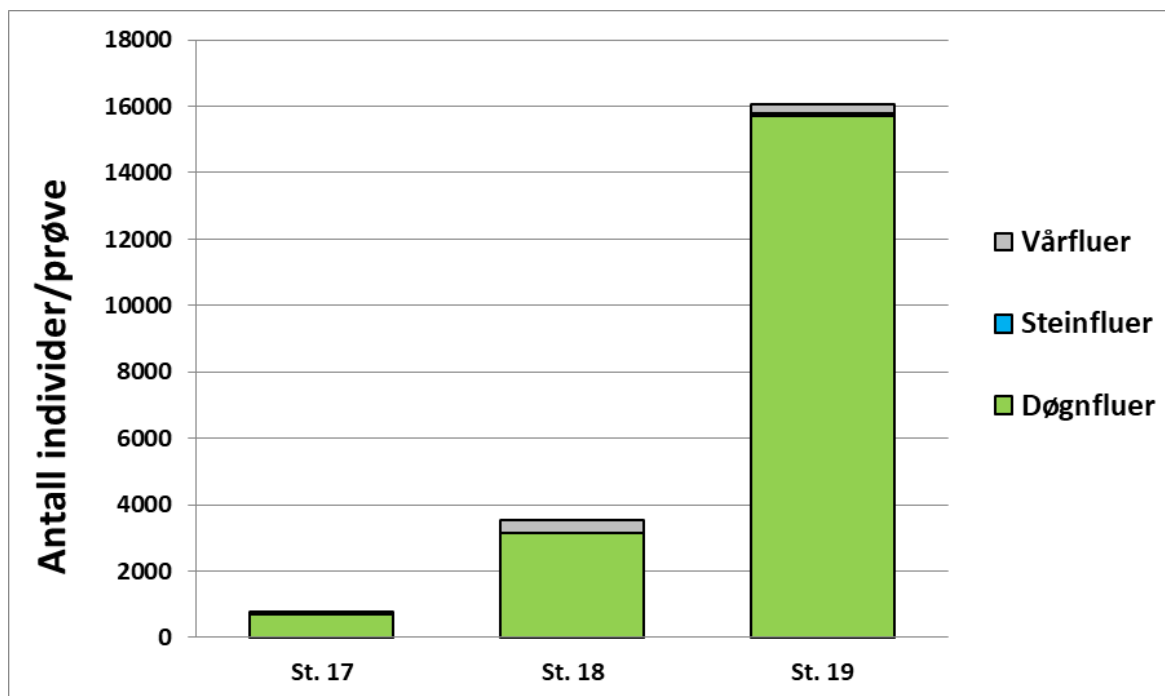
Figur 38. Olje- og dieselforbindelser i vannoverflata i Sørå mens utslippet pågikk den 1. september. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 39. ASPT-indeksverdi og økologisk tilstand for alle undersøkte stasjoner i Sørå i 2022.



Figur 40. Antall ulike EPT (døgn-, stein- og vårfluearter) per prøve på to stasjoner nedstrøms utslipp av diesel (st. 17 og 18) til Sørø i 2022, sammenlignet med en stasjon oppstrøms dieselutslippet (st. 19).



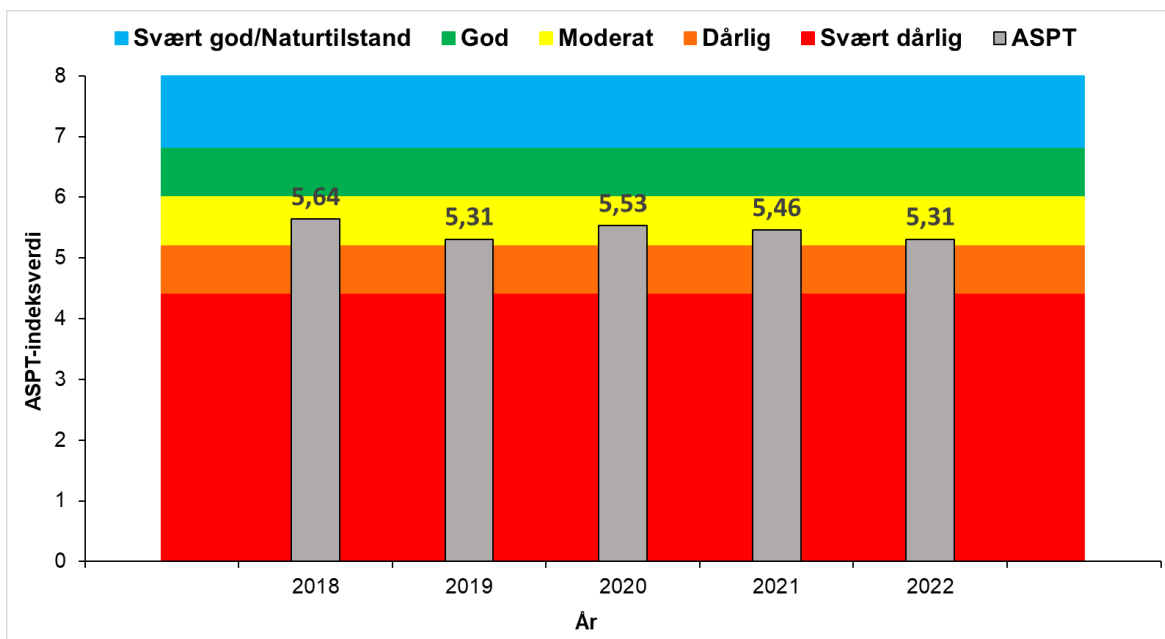
Figur 41. Antall EPT (individer av døgn-, stein- og vårfluer) per prøve på to stasjoner nedstrøms utslipp av diesel (st. 17 og 18) til Sørø i 2022, sammenlignet med en stasjon oppstrøms dieselutslippet (st. 19).

Restaurert strekning (se **figur 42** for foto av bekkestrekningen) nedstrøms Heimdal sentrum og dammer (st. 20) har noe lavt biologisk mangfold, men økt innslag av steinfluer og andre rentvannskrevende bunndyrformer i bunndyrfaunaen, og oppnår «Moderat» økologisk tilstand (**tabell 5, figur 38**).



Figur 42. Stasjonsområde 20 i restaurerte bekkepartier i Sørås øvre del. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Vannmiljøtilstanden er vesentlig bedre på disse partiene av Sørå (bilde 43) sammenlignet med stasjonene i nedre del, men når likevel ikke helt opp til miljømålet «God» økologisk tilstand. I 2022 oppnås «Moderat» økologisk tilstand. Den økologiske tilstanden synes å ha stabilisert seg på dette nivået de siste fem årene etter restaureringen (bilde 43).



Figur 43. ASPT-indeksverdi og økologisk tilstand de siste fem årene for bekkepartier som har blitt naturligt restaurert i Søras øvre del nedstrøms avkjøring til Kattem.

Konklusjon

På bakgrunn av resultatene fra bunndyrundersøkelsene i Søra i 2022, viser resultatene en tydelig giftvirkning i bekken etter dieselutslipp høsten 2022. Dieselen synes å ha hatt størst giftvirkning noen hundre meter nedstrøms utslippspunktet, og mildere virkning nærmest utslippet. Tilsvarende vurderinger ble også erfart for fisk (Bergan 2023), og forklares ved at diesel flyter som et lokk på overflaten av bekken på strykpartier like etter utslippet. Full innblanding gjennom vannsøylen og infiltrering av bunnsubstratet skjer først etter at vannet har passert en rekke terskler og små fall i bekken mellom st. 17 og 18. Ut fra resultatene i 2022, så har trolig dieselpåvirkningen vært dødelig for både bunndyr og fisk i Søra fra og med bekkepartiene rundt st. 17 og ned til samløp med Gaula, mer enn 500 meter nedstrøms.

Utover diesel, så har Søra vesentlig problemer med å håndtere påvirkningen av næringsalter, organisk belastning og partikkelforurensning fra nedbørfeltet (**figur 44**), noe som fører til eutrofiering og stor nedslamming av bekkebunnen. Tilstanden bedrer seg vesentlig i de øvre, restaurerte strekningen av Søra nedstrøms avkjøring til Kattem, men også her ble det observert tiltagende nedslamming i 2022.



Figur 44. Det første kjente utslippet av partikler og eventuell forurensning til Sørå nedstrøms restaurert strekning kommer inn noe nedstrøms st. 20 i Sørås øvre del. Herfra og nedover forverres miljøtilstanden vesentlig i bekken. Foto fra august i 2022. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

5.6 Bekker som drenerer til øvre del av Nidelva i Klæbu

I likhet med året før, så er vassdrag som drenerer til Nidelva i tidligere Klæbu kommune inkludert i bunndyrundersøkelsene også i 2022. Fra og med 2020 ble Klæbu og Trondheim slått sammen til en kommune, slik at vassdrag i tidligere Klæbu er nå innlemmet i Trondheim kommunes vannovervåkingsprogram.

5.6.1 Tullbekken

Tullbekken munner ut i Nidelva ved Forset og drenerer et større nedbørfelt på vestsiden (9,2 km²). Det finnes flere deponier oppover vassdraget, samt at det noe dyrkamark og beitedyr i deler av vassdraget (Nøst 2022). Det er stor aktivitet med masseuttak og gravearbeider i nær bekkens, og risikoen for økende avrenning av finpartikler og slam er stor framover. Tullbekken ble undersøkt med bunndyrundersøkelser for første gang i 2021 i regi av Trondheim kommunes vannovervåkingsprogram (Bergan 2022). Tidligere er bekkens nedre del beskrevet å ha dårlig miljøtilstand på bakgrunn av bunndyrprøver (Bergan & Arnekleiv 2009).

I 2022 ble det etablert en stasjon i Tullbekken i nedre del før samløp med Nidelva (st. 25). Nedre del av Tullbekken klassifiseres til «God» økologisk tilstand, med ASPT-verdi på 6,45 (**tabell 5**). Både tilstand og det biologiske mangfoldet synes tilfredsstillende, og på nivå med året før

(Bergan 2022). Bunndyrfaunaen er samtidig noe redusert, spesielt sammenlignet med data fra øvre stasjon året før (Bergan 2022). Det er også synlig mer nedslamming av bekkebunnen i nedre del sammenlignet med status for de øvre strekningene. Bergan (2022) beskriver øvre del av Tullbekken til å ha tilnærmet naturtilstand hos bunndyrsamfunnet i 2021, der bekkeløpet er urørt og uten nedslamming, med svært god habitatkvalitet. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Svært god/Naturtilstand», med en ASPT-verdi på 7,22.

Som følge av stor planlagt aktivitet i Tullbekkens nedbørfelt i årene som kommer, både i forhold til deponiplaner og veiutbygging, vil Tullbekkens nedre del innlemmes i overvåkingsprogrammet for bunndyr i kommunen. Disse årlige bunndyrundersøkelser fortsetter derfor i 2023. Tullbekkens nedre del er et svært viktig gyteområde for nidelvørret (**figur 45**), som vil tapes i verdi og funksjon dersom nedslammingsgraden øker for mye i vassdraget.



Figur 45. Bunndyrprøvetaking i nedre del av Tullbekken i 2022. Foto: @Morten André Bergan/NINA

5.6.2 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 Vann-Nett er bekken, etter samtløp 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 om lag 600 meter nedenfor Svean bru. Bekken er i utgangspunktet 3-5 meter bred, har sikker helårsavrenning, men kan i dag ha periodevis meget lav vannføring, men uten å naturlig gå helt tørr. Storvollbekken har nylig (2018/2019) gjennomgått store endringer i bekkeløpet, med omfattende sikringstiltak av NVE, delvis restaurering og anlegging av dammer på partier omkring Sveanvegen (veinr. 6680) og oppover mot Børjavegen (**figur 46**).



Figur 46. Storvollbekken og partier som nylig har gjennomgått rassikring og restaurering. Flyfoto fra 2019. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

I 2022 ble det undersøkt en stasjon i Storvollbekken, lokalisert på strekninger nedstrøms Sveanvegen (st. 27) og nedstrøms et kjent punktutslipp (se **figur 50**). Her oppnås en ASPT-verdi på 6,07, som tilsvarer en klassifisering til «God» økologisk tilstand. Samtidig er BMWP-indeksen på 91, og det biologiske mangfoldet av EPT er 16, som er noe lavere enn forventning til naturtilstand. Sammenlignet med året før er tilstanden noe redusert, men i 2021 ble strekninger ovenfor

punktutslippet prøvetatt (Bergan 2022). Resultatet i 2022 er relativt tilfredsstillende vurdert fra miljøbedømmingsindeksene, og indikerer en god vann- og miljøkvalitet på de restaurerte bekkestrekningene i Storvollbekken. Nedslammingsgraden er likevel for stor i nedre del av bekken.

Fra tidligere overvåkingsår (Bergan 2021, 2022) er det kjent at det kommer inn større belastninger i Storvollbekken etter at den passerer Sveanvegen. Bekkeløpet i nedre del bærer preg av framskredet nedslamming, i tillegg til at bekkibunnen ikke har naturlig elvestein. Store deler av bekken er nylig steinsatt og plastret utelukkende med sprengstein, noe som ikke er vannøkologisk og biologisk gunstig. Steinsettingen gjorde eksempelvis at bekkpartier nedstrøms Sveanvegen gikk helt tørr sommeren 2020 (Bergan 2021, 2022), og tørrlegging forekom også sommeren 2022 (**figur 47**, nederst). Både i 2020 og 2021 ble det observert flere ødelagte rundballer henslengt i bekkeløpet (Bergan 2022). I 2022 ligger det fortsatt minst fire-fem rundballer i Storvollbekken nedstrøms Sveanvegen, og dette bidrar både til vannkjemisk forurensning og spredning av plast (mikroplast) til vassdragsmiljøet i bekken og Nidelva (**figur 47-49**).



Figur 47. Foto fra 12. september 2022. Nye og gamle rundballer har ligget strødd i bekkeløpet nedstrøms Sveanvegen de siste tre årene (øverst), og nylig steinsatt strekning i bekkeløpet like nedstrøms Sveanvegen går helt tørr (nederst). Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 48. Foto fra 01. november 2022. Nye og gamle rundballer har ligget strødd i bekkeløpet nedstrøms Sveanvegen de siste tre årene. Over tid bidrar dette til tilførsel av mikroplast til vannmiljøet i bekken og etter hvert Nidelva, som er hovedresipient til Storvollbekken. Foto: @Morten André Bergan/NINA.



Figur 49. Foto fra 01. november 2022. Nye og gamle rundballer har ligget strødd i bekkeløpet nedstrøms Sveanvegen de siste tre årene. Over tid bidrar dette til tilførsel av mikroplast til vannmiljøet i bekken og etter hvert Nidelva, som er hovedresipient til Storvollbekken. Dette er et miljøproblem som bør ryddes opp i. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Det er også bl.a. et illeluktende punktutslipp like nedstrøms Sveanvegen, som vurderes å utgjøre en potensiell risiko, spesielt i perioder med mye nedbør og overløpsfare for det som måtte være av påkoblinger til dette røret. Det observeres nedslamming, økt begroing og kloakkrester (sanitæravfall) nedstrøms dette utslippet (**figur 50**).



Figur 50. Foto fra 2022. Punktutslipp til Storvollbekken like nedstrøms Sveanvegen forverrer vannmiljøet, og gir risiko for redusert økologisk tilstand i bekken. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

Videre overvåking av Storvollbekken vil avdekke om vannmiljøsituasjonen forverrer seg eller blir bedre etter hvert som det restaurerte bekkeavsnittet i øvre del får stabilisert seg, og kantvegetasjon vokser til. Storvollbekken har de siste årene fått dokumentert en status som svært viktig

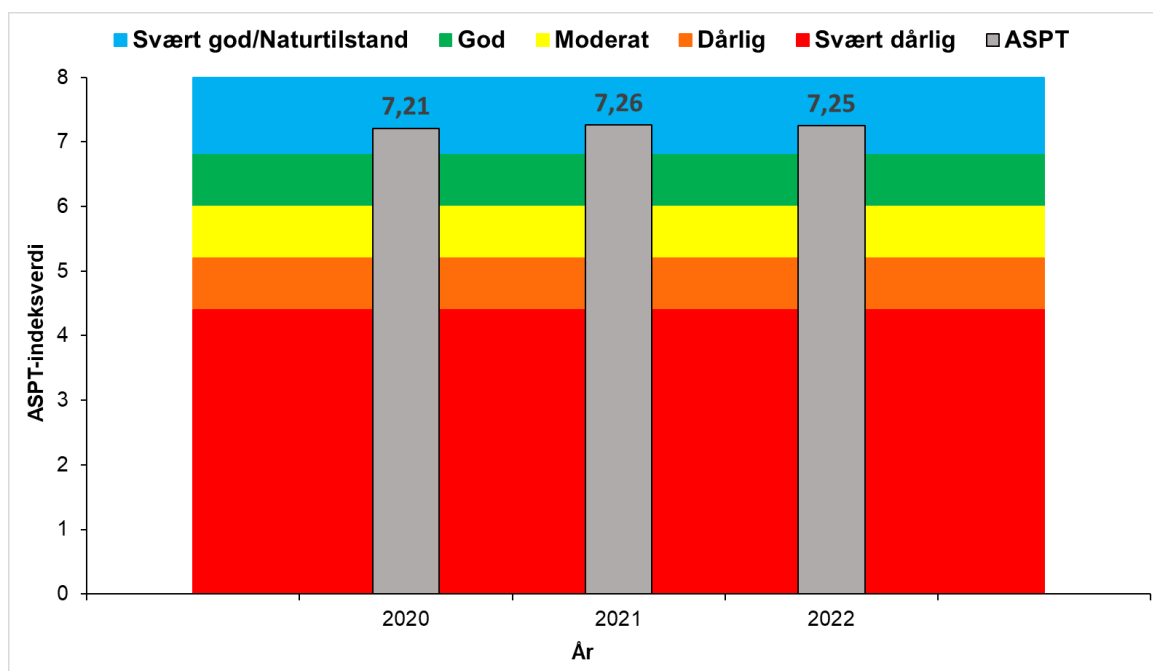
gytebekk for vandrende nidelvørret, gjennom både ungfisktellinger og registrering av gytegroper. Det dokumenteres at nidelvørret på flere kilo anvender vassdraget til gyting.

5.6.3 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 grundig problemkartlagt og fiskebiologisk undersøkt i 2020 (Bergan & Nøst 2020). I forbindelse med de fiskebiologiske undersøkelsene av Litjelva i 2020, og året etter i 2021, har det blitt gjennomført bunndyrundersøkelser på flere stasjoner i vassdraget. Resultatene har vist «Svært god økologisk tilstand på alle stasjoner i alle år. En grundig oppfølging av Litjelva de siste årene har blitt gjennomført for å avdekke eventuelle effekter på vannøkologi og bunndyrfauna av nylig gjennomført anleggsarbeid, inngrep og endringer i tilknytning til utvidelse av Vassfjellet Vinterpark AS. Dette var i tillegg inngrep som stengte for oppvandring av nidelvørret til viktige gyteområder (Bergan & Nøst 2020).

I 2022 ble det kun gjennomført bunndyrundersøkelser på en stasjon i nedre del av Litjelva (st. 26).

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i 2022 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/Naturtilstand» høsten 2022 (tabell 5), og er tilsvarende resultatene fra de to siste overvåkingsårene (figur 51). Litjelva (figur 52) utmerker seg blant små vassdrag i Trondheim kommune som følge av sitt svært høye biologiske mangfold av døgn-, stein- og vårflyer (EPT) (tabell 5, se også avsnitt 7, vedlegg artslistene).



Figur 51. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra en stasjon i nedre del av Litjelva de siste tre årene. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



Figur 52. Nedre del av Litjelva har urørt vann og habitatkvalitet tilsvarende naturtilstand, og dette gjenspeiles i bunndyrfaunaen i elva. Litjelva har det høyeste biologiske mangfoldet og den beste økologiske tilstanden av alle undersøkte vassdrag i 2022. Foto: @Morten André Bergan/NINA.

6 Referanser

Anonym 2008. Tidsskriftet Miljøkrim. Nr.1, årgang 11. Miljøteamet ved Økokrim.

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

Anonym. 2013. Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 02:2013-revidert i 2015: 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. 2010a. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovervåking 2009. NIVA-rapport L. NR. 5987-2010. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2010b. Bunndyrovervåking i Ilabekken, Trondheim kommune. Undersøkelser i 2009. NIVA-rapport L. NR. 5988-2010. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2011. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovervåking 2010. NIVA-rapport L. NR. 6195-2011. 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. 2013. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2012. NIVA-rapport L. NR. 6501. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2015a. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2013. NIVA-rapport L. NR. 6784-2015. Norsk institutt for vannforskning.

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

Bergan, M. A. 2015c. Contribution to the Fennoscandian distribution of the caddisfly *Crunoecia irrorata* Curtis, 1834 (Trichoptera: Lepidostomatidae). *Norwegian Journal of Entomology* 2016, vol. 62.

Bergan, M.A. 2016. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2015. - NINA Rapport 1254. 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 2017b. Resipientundersøkelser i Sandabekken og Solemsbekken, Klæbu. Vurderinger av miljøkvalitet ved bruk av biologiske kvalitetselementer nedstrøms Ulsetsanden deponi høsten 2017. NINA Prosjektnotat 27. 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. 2019b. Vannøkologiske resipientvurderinger av Heggstadbekken og Søra ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. NINA Prosjektnotat 140. 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. Resipientvurdering av Heggstadbekken. Bunndyrundersøkelser og vurdering av nedslammingsproblematikk. NINA Prosjektnotat 258. Norsk institutt for naturforskning. 12 sider.
- Bergan, M. A. 2020c. Problemkartlegging og ungfisktellinger i anadrome vassdrag i Osen kommune i 2019. Undersøkelser av små vassdrag med naturlig potensiale for sjørret og laks. NINA Rapport 1809. Norsk institutt for naturforskning
- Bergan, M.A. 2021. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2020. - NINA Rapport 1988. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2021b. Resipientvurdering av Heggstadbekken. Bunndyrundersøkelser og vannmiljøtilstand med vurdering av nedslammingsproblematikk og avbøtende tiltak. NINA Prosjektnotat 337. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2022. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2021. NINA Rapport 2218. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2023. Tiltaksrettet problemkartlegging, oppfølging av gjennomførte tiltak og ungfisktellinger i små sjørretvassdrag til Gaula. Undersøkelser i 2022. NINA Rapport 2240. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2020. Litjelv-vassdraget, Klæbu, som gyte- og oppvekstområde for vandrende nidelvrret. Problemkartlegging og ungfisktellinger i 2020. NINA Rapport 1923. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A & Nøst, T. H. 2021. Gjenåpning og naturlig restaurering av Uglabekken. Bakgrunn, miljømål og restaureringsprinsipper for biologisk mangfold og fisk. NINA Rapport 1817. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A., Berger, H.M., Skjøstad, M.B., Nøst, T. & M. Haugen 2008. Sjørretbekker i Trondheim, Sør-Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 2 – 2008. Berger feltBIO.
- Bergan, M.A., Teien, H-C & Kristensen, T. 2016. Oksielva og Kvitbruelva til Saltdalselva, Nordland - Problemkartlegging og tilstandsbeskrivelse med forslag til tiltak. - NINA Rapport 1222. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Myklebost, H & Gjershaug, J. O. 2020. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørndal, etter erosjonssikring og restaurering – Sluttrapport fra perioden 2016-2019 – NINA Rapport 1804. Norsk institutt for naturforskning.

Bongard, T. & Koksvik, J.1. 1989. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1989-2. NTNU Vitenskapsmuseet.

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

Grande, M. 1965. Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Nidelva 1963-64. Delrapport 1. O-301. Norsk institutt for vannforskning.

Jonsson, B & Yoccoz, N. G. (eds.). 2005. Økosystemdynamikk: menneskelig påvirkning på biologisk mangfold. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA Temahefte 33. Norsk institutt for naturforskning.

Klæbuposten 2013. Utslipp har ødelagt bekken i mange år. Utgave nr. 32, 28. august 2013. 7 årgang. Klæbuposten.

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.

Nøst, T. 2021. Vannovervåking i Trondheim 2020. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2021/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2022. Vannovervåking i Trondheim 2021. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2022/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2023. Vannovervåking i Trondheim 2022. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2022/01- i arbeid. Trondheim kommune.

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

Sommer, S., Génermont, S., Cellier, P., Hutchings, N., Olesen, J., & Morvan, T. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. Elsevier.

Aanes, K.J. 2014. Økologisk tilstandsvurdering i resipienten for drenevatn fra Rockwools deponi: Ulsetsanden, i Klæbu kommune høsten 2014. NINA-rapport L.nr. 6745-2014. Norsk institutt for vannforskning.

7 Vedlegg Artslister

- Høstprøver innsamlet i perioden 20.10.2022 – 01.11.2022

Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim

Bunndyrtaksa	St.1	St.2	St.3	St.4
Bivalia (Småmuslinger)				
Sphaeriidae			6	3
Gastropoda (Snegler)				
Lymnaeidae	16		2	
Planorbidae	16	1		
Annelida (Bløtdyr)				
Oligochaeta	2304	1280	1408	160
Arachnidae (Edderkoppdyr)				
Acari			16	
Ephemeroptera (Døgnfluer)				
Centroptilum luteolum	4			
Baetis sp.	320	128		128
Baetis muticus/niger			256	384
Baetis muticus		16	256	16
Baetis niger		2		
Baetis rhodani	1600	3200	4480	4096
Heptageniidae	6	8		
Heptagenia sulphurea	4	2		
Heptagenia fuscogrisea	2			
Leptophlebiidae	3			
Leptophlebia sp.	8			
Plecoptera (Steinfluer)				
Isoperla sp.	16	64	4	5
Dinocras cephalotes	144	640		
Siphonoperla burmeisteri	2			
Taeniopteryx nebulosa				
Brachyptera risi		2	2	7
Amphinemura sp.	72	640		96
Nemouridae			8	
Nemoura sp	2			32
Protonemura meyeri	2	96		
Capnia sp				12
Leuctra sp.				16
Leuctra hippopus	56	6		
Coleoptera (Biller)				
Dytiscidae, juvenile			4	
Elmidae, juvenile	64	768		
Elmis aenea		4		
Limnius volckmari		4		
Hydraenidae			40	128

Trichoptera (Vårfluer)				
Rhyacophila fasciata			2	
Rhyacophila nubila	512	96	72	256
Polycentropodidae			160	4
Plectrocnemia conspersa			144	
Hydropsyche sp.	288	128		
Hydropsyche siltalai	24	32		
Hydropsyche pellucidula	8	1		
Limnephilidae sp.	1			2
Sericostoma personatum			1	1
Diptera (Tovinger)				
Tovingelarver ubestemt	128	8		
Psychodidae		4	32	256
Tipula sp.				
Limoniidae		32	96	128
Simuliidae	2		40	64
Ceratopogonidae			8	8
Chironomidae	8320	1792	2560	1024
Antall bunndyr per prøve (R-3)	13924	8954	9597	6826

Bekker til anadrom strekning av Nidelva

Bunndyrtaksa	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10	St.11
Bivalia (Småmuslinger)							
Sphaeriidae				2		1	
Gastropoda (Snegler)							
Lymnaeidae	32	1	12	4	1	4	2
Planorbidae		2	2	8	4	4	
Annelida (Bløtdyr)							
Oligochaeta	384	128	128	256	640	640	2048
Isopoda							
Asellus aquaticus					1	16	
Arachnida (Edderkoppdyr)							
Acari			4	128	16	2	8
Ephemeroptera (Døgnfluer)							
Baetis sp.	384	256	256	96	1152	640	640
Baetis muticus/niger	192	64	384	192		24	
Baetis muticus	64	448	128			8	
Baetis niger	1	8	0	48			
Baetis rhodani	1152	2560	768	96	4096	5376	11776
Heptageniidae		4	48	32			
Heptagenia sulphurea		2	80	4			
Ephemera danica				2			

Plecoptera (Steinfluer)

Diura nanseni				1			
Isoperla sp.	6	16	64	72	1	2	
Dinocras cephalotes	1		2	24			
Siphonoperla burmeisteri				4			
Brachyptera risi	3	40	32	10			
Amphinemura sp.	80	256	256	256			
Amphinemura sulcicollis			384	96	3	16	
Nemoura sp	8	32	16	24		52	48
Protonemura meyeri	16	144	20	96			
Capniopsis schilleri		4					
Leuctra sp.		16					
Leuctra hippopus	14		24	8	1		

Coleoptera (Biller)

Dytiscidae, juvenile					1		
Elmidae, juvenile	32		8	80			
Elmis aenea				3			
Limnius volckmari	16		16				
Hydraenidae	2	48	16	16			16

Trichoptera (Vårfluer)

Rhyacophila nubila	144	192	64	24	80	112	152
Agapetus ochripes	1		16	1			
Hydroptila sp.				2			
Polycentropodidae					3	16	
Plectrocnemia conspersa					5	10	
Hydropsyche sp.	24	16	16	80			
Hydropsyche siltalai	1	4	8	24			
Agrypnia sp.			1				
Limnephilidae sp.	3		8	16	30	8	
Potamophylax sp.			16	4			
Potamophylax cingulatus					1	3	
Sericostoma personatum			8	28			

Leptoceridae

Diptera (Tovinger)

Tovingelarver ubestemt	16						
Psychodidae	32		16	16	192	16	64
Tipula sp.			2			4	
Limoniidae	16			8	8	64	16
Simuliidae	64	48	288	64	384	128	8
Ceratopogonidae				16	8	16	4
Chironomidae	2176	512	768	1664	256	1664	2816

Antall bunndyr per prøve (R-3)	4864	4801	3859	3505	6883	8826	17598
---------------------------------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	--------------

Ilabekken og bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen

Bunndyrtaksa	St.12	St.13	St.14	St.15	St.16	St.17	St.18	St.19	St.20
Bivalia (Småmuslinger)									
Sphaeriidae					24				8
Gastropoda (Snegler)									
Lymnaeidae	64		512		4	40	40	640	32
Planorbidae	96	16	48			56	48	32	
Hirudinea									
Erpobdella octoculata	1								
Annelida (Bløtdyr)									
Oligochaeta	192	128	80	384	1408	384	192	256	512
Isopoda									
Asellus aquaticus						12	16		
Arachnidae (Edderkoppdyr)									
Acari	10	32		32	8				6
Ephemeroptera (Døgnfluer)									
Centroptilum luteolum				16					
Baetis sp.	1152	256	8	1152	128		128	896	896
Baetis muticus/niger	5504	2432	128	256	64			128	1
Baetis muticus	1280	128		128	1152	4	64	1280	
Baetis niger			512	256	8		12	80	
Baetis rhodani	3584	2048	1920	7552	1280	704	2944	13312	5632
Baetis fuscatus/scambus							1		
Cloeon dipterum/inscriptum								2	
Ephemera danica					1				
Plecoptera (Steinfluer)									
Isoperla sp.	96	128		24	20				
Siphonoperla burmeisteri	56	256			1				
Brachyptera risi		32		256	32		1		
Amphinemura sp.	1408	1792		96					
Amphinemura borealis	128	128							
Amphinemura sulcicollis	640	128		384					
Nemoura sp		4	64		4		4	80	256
Nemoura cinerea								2	2
Nemurella pictetii									5
Protonemura meyeri	256	112			1				
Capnia sp	20			16	20			24	3
Capniopsis schilleri				896	28				
Leuctra sp.		64		64	4				1
Leuctra hippopus	56	128		256	2				
Coleoptera (Biller)									
Dytiscidae, juvenile									1
Elmidae, juvenile	128	64	128	8	128				3
Elmis aenea	2		16						2
Limnius volckmari	12	8			8				

Hydraenidae	8	32	64	8					8
Scirtidae		2				8			
Sialidae (Mudderfluer)				2					
Trichoptera (Vårfluer)									
Rhyacophila fasciata			1		1		6		
Rhyacophila nubila	384	384	28	76	112	56	384	256	384
Agapetus ochripes	1								
Hydroptilidae			40						
Philopotamus montanus		1							
Polycentropodidae	1		16						
Plectrocnemia conspersa	3	16							
Polycentropus flavomaculatus	2		120						
Hydropsyche sp.	2		16						
Hydropsyche pellucidula								5	
Limnephilidae sp.	4		28				6		4
Potamophylax cingulatus			1						
Sericostoma personatum	4		4	4					
Diptera (Tovinger)									
Tovingelarver ubestemt						16			64
Psychodidae	384	12		896	24				48
Tipula sp.			6	1			4		
Limoniidae	16	4		256	96			2	128
Simuliidae	512	256	1792	384	128			1984	256
Ceratopogonidae	8		28	8	48				16
Chironomidae	1280	64	3840	768	1024	384	1408	1920	9472
Antall bunndyr per prøve (R-3)	17294	8655	9302	14263	5771	1657	5250	20915	17740

Tilløpsbekker til Nidelva mellom Øvre Leirfoss og Nordsetfossen, samt bekker som drenerer til øvre del av Nidelva i Klæbu

Bunndyrtaksa	St.21	St.22	St.23	St.24	St.25	St.26	St.27
Bivalia (Småmuslinger)							
Sphaeriidae	36						
Gastropoda (Snegler)							
Lymnaeidae	4	4	24	32			24
Hirudinea							
Glossiphonia sp.		1					
Annelida (Bløtdyr)							
Oligochaeta	512	160	256	640	4	128	512
Arachnidae (Edderkoppdyr)							
Acari	2	128	2	20	6		
Ephemeroptera (Døgnfluer)							
Ameletus inopinatus						10	
Centroptilum luteolum						16	2
Baetis sp.		768	736	64	640	128	

Baetis muticus/niger		256	800	320	16	128	96
Baetis muticus		256	896	384	8	256	128
Baetis niger		384	8	24		6	80
Baetis rhodani	10	7040	9088	5888	6144	1408	2560
Heptageniidae						8	
Heptagenia dalecarlica						6	
Leptophlebiidae						4	2
Leptophlebia sp.						7	
Ephemera danica						2	
Plecoptera (Steinfluer)							
Diura nanseni					1	2	
Isoperla sp.	10	96	32	16			6
Siphonoperla burmeisteri			1			1	
Taenopteryx nebulosa						16	
Brachyptera risi	480	256	64	1408	32		
Amphinemura sp.	4	8		10	16		8
Amphinemura sulcicollis			32		64		
Nemoura sp	16	40		8	16		2
Nemurella pictetii							8
Protonemura meyeri						8	
Capnia sp		96		2	56		6
Capnia bifrons	7	48					
Capniopsis schilleri	64	160	4	24	96		24
Leuctra sp.		2			16		
Leuctra hippopus	4		16	4	40		
Leuctra nigra							
Coleoptera (Biller)							
Dytiscidae, juvenile		2				1	
Dytiscidae, adult			2				
Elmidae, juvenile			104			32	
Elmis aenea		24	0	12			
Hydraenidae	4	64	256	256	2		
Sialidae (Mudderfluer)		2					
Trichoptera (Vårfluer)							
Rhyacophila fasciata		6					2
Rhyacophila nubila	56	128	512	512	24	2	10
Plectrocnemia conspersa						1	32
Polycentropus flavomaculatus						1	
Hydropsyche (Ceratopsyche) nevae						2	
Lepidostoma hirtum						2	
Limnephilidae sp.	4	5	192			48	6
Limnephilidae spp.			16				
Potamophylax sp.						1	
Potamophylax cingulatus			2				
Sericostoma personatum			3	1		16	

Diptera (Tovinger)

Psychodidae		12	64	48	32	4	
Tipula sp.			8			1	3
Limoniidae	20	256	128	128	128	32	56
Simuliidae	80	6784	256	512	128	256	8
Ceratopogonidae			2	128			4
Chironomidae	576	10880	4352	384	640	768	3840
Antall bunndyr per prøve (R-3)	1300	27657	18143	9596	9511	3639	7419

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.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5053-5

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger