

1790

NINA Rapport

Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune

- Undersøkelser i 2019

Morten Andre Bergan



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune

- Undersøkelser i 2019

Morten Andre Bergan

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

Trondheim, mars 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4547-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Terje Bongard

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim kommune

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst

FORSIDEBILDE

Nedre del av Vikelva på Ranheim, høsten 2019. Foto: © Morten Andre Bergan

NØKKELORD

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

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 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. 2020. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2019. NINA Rapport 1790. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag fra Trondheim kommune har NINA foretatt undersøkelser av bunndyrsamfunnet i bekker og mindre elver i kommunen. 32 bunndyrprøver er innsamlet i løpet av oktober i 2019, fra stasjoner i vassdrag av typen bekker eller små elver i kommunen. Hensikten var å vurdere vannforekomstenes vann- og miljøkvalitet, og klassifisere økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement. Økologisk tilstand ble klassifisert ved bruk av interkalibrerte klassegrenser knyttet til forurensningsindeksen ASPT. Flere vassdrag ble berørt av rotenonbehandling for tre år siden, der resultatene i 2019 også vurderes og diskuteres i lys av dette. Undersøkelsene er en del av Trondheim kommunes årlige overvåking av vannkilder. En oppsummering av resultatene finnes også i kommunens egen årlige rapportserie fra vannovervåkingen.

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

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

Bunndyrfaunaen i vassdrag som har blitt utsatt for rotenonholdig vann i 2016, har hatt store negative effekter ved bunndyrfaunaen til og med 2018. Nå i 2019 er utviklingen svært positiv for mange av de rotenoneksponerte vassdragene, både når det gjelder reetablering av et fullstendig biologisk mangfold og gjenregistrering av nøkkelarter som var til stede før rotenonbehandlingen ble gjennomført. Vassdrag/vassdragstrekninger som hadde dårlig vann- og miljøkvalitet før rotenonbehandlingen har ikke like positiv utvikling som mindre berørte vassdrag. Rotenonbehandlede bekker i bymarka, med tilfredsstillende vannkvalitet, få eller ingen hydromorfologiske påvirkninger og rikelig med grunnvannstilførsler, ser nå i 2019 ut til å ha reetablert en tallrik, mangfoldig bunndyrfauna som er tilnærmet lik forventningen til naturtilstand og/ eller målt før-tilstand.

Morten Andre Bergan, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
Epost: Morten.Bergan@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Områdebeskrivelse og omfang	7
3 Metodikk	8
3.1 Innsamlingsmetode.....	8
3.2 Metodikk for vurdering av resultater.....	8
3.2.1 ASPT.....	8
3.2.2 BMWP.....	9
3.2.3 EPT.....	9
3.2.4 Ekspertvurdering og normativ definisjon av økologisk tilstand.....	10
4 Resultater	11
5 Omtale av resultater	14
5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim.....	14
5.1.1 Vikelva.....	14
5.1.2 Sjøskogbekken.....	15
5.1.3 Grilstadbekken.....	16
5.2 Bekker til nedre del av Nidelva.....	17
5.2.1 Leirelva.....	17
5.2.2 Uglabekken.....	18
5.2.3 Kystadbekken.....	20
5.2.1 Heimdalsbekken.....	20
5.3 Tilløpsbekker til Nidelva ovenfor anadrom strekning.....	21
5.3.1 Steinsdalsbekken.....	21
5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken.....	22
5.4 Bekker i Bymarka.....	24
5.4.1 Bekk til Theisendammen.....	25
5.4.2 Bekk til Lianvatnet.....	25
5.4.3 Lianvassbekken (Bekk til Haukvatnet).....	25
5.4.4 Bekk til Kyvatnet.....	26
5.5 Ilabekken.....	28
5.6 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen.....	31
5.6.1 Ristelva/Høstadbekken.....	31
5.6.2 Eggbekken.....	32
5.6.3 Søra.....	33
6 Referanser	36
7 Vedlegg Artslister	38

Forord

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

Oppdragsgiver for bunndyrundersøkelsene i 2019 har vært Miljøenheten i Trondheim kommune, og vår kontaktperson hos kommunen har som alle tidligere år vært fagleder Terje Nøst. NINA ved Morten Andre Bergan har vært prosjektleder for oppdraget, og stått for bunndyrinnsamling, bearbeiding og taksonomiske bestemmelser, samt vurdering av resultater, tilstandsklassifiseringer og utforming av NINA-rapport.

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

Trondheim, mars 2020



Morten Andre Bergan, prosjektleder NINA

1 Innledning

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

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

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, forsurening og annen påvirkning. Endringer med henhold til mengde og sammensetning i bunndyrsamfunnet, tilstedeværelse eller fravær av forventede nøkkelarter på en lokalitet, indikerer endringer i blant annet vann- og habitatkvaliteten. Bunndyrene er derfor meget godt egnet i forurensningsovervåking (Bækken & Aanes 1989).

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

Denne NINA-rapporten presenterer resultater og vurderinger fra bunndyrundersøkelsene som ble gjort i vassdrag i Trondheim i 2019, og baserer seg på et datamateriale innsamlet i løpet av oktober (høstprøver) dette året.

2 Områdebeskrivelse og omfang

I 2019 ble det tatt bunndyrprøver på 32 stasjoner høsten 2019 i 18 ulike vassdrag. Alle vassdrag er av typen bekker eller små elver i Trondheim kommune (**Tabell 1**).

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

Vassdrag	St.nr.	UTM 32 V		Lokalisering	Dato
		Øst	Nord		
Vikelva	1	576393	7034142	Nedre, restaurert anadrom strekning	17.10
Vikelva	2	576498	7033420	O/E6, før innløp kulvert	17.10
Sjøskogbekken	3	575921	7034248	Nedstrøms Ranheimsvegen	17.10
Sjøskogbekken	4	575932	7034117	N/ Sjøskogbekken Barnehage	17.10
Grilstadbekken	5	574834	7034878	N/ Nedre Grilstadkleiva	17.10
Leirelva	6	568704	7029333	Nedre, ved Prøven Bil	21.10
Leirelva	7	568413	7029074	N/Uglabekken (Forsøkslia)	21.10
Leirelva	8	568253	7029039	N/avkjøring Romolslia	21.10
Uglabekken	9	568295	7029224	Nedre, ved Gammelina	21.10
Uglabekken	10	567230	7030743	Midtre, o/General Bangs vei	21.10
Uglabekken	11	566984	7031124	Øvre, n/ Kyvatnet	21.10
Bekk til Kyvatnet	12	566669	7031780	Nedre, ved tursti	24.10
Bekk til Lianvatnet	13	565819	7031327	N/ Lianvegen og trikkespor	24.10
Lianvassbekken til Haukvatnet	14	565877	7030273	N/ Vådanvegen	24.10
Kystadbekken	15	566808	7029517	Under Kystadbrua	21.10
Heimdalsbekken	16	568508	7028728	Nedre, Romolslia bussholdeplass	21.10
Bekk til Theisendammen	17	566718	7032895	Midtre delstrekning	24.10
Ilabekken	18	568061	7034349	Nedre, n/ andedam	17.10
Ilabekken	19	568068	7034170	Nedre, o/ Hanskemakerbakken	17.10
Ilabekken	20	567411	7033688	Øvre, Møllebakken	17.10
Ristelva	21	556744	7029517	N/ Mebygdveien	23.10
Ristelva/Høstadbekken	22	557552	7029972	Restaurert strekning, Brenslan	23.10
Eggbekken	23	564408	7023427	Nedre anadrom, N/ Leinstrandvegen	23.10
Eggbekken	24	564567	7024112	Øvre anadrom, n/ foss	23.10
Søra	25	564919	7022000	Nedre, nedstrøms terskler	23.10
Søra	26	565115	7022107	Nedre, nedstrøms E39	23.10
Søra	27	566786	7023273	Midtre, o/ Heggstadbekken	23.10
Søra	28	567677	7024953	Øvre restaurert, n/Kattenskogen	23.10
Steinsdalsbekken	29	570725	7028075	Nedre delstrekning	21.10
Amundbekken	30	572336	7024206	Nedre, før samløp med Nidelva	21.10
Amundbekken	31	573553	7024349	Midtre, ovenfor Solemsbekken	21.10
Solemsbekken	32	573636	7024266	Nedre, ved utlagt elvestein	21.10

3 Metodikk

3.1 Innsamlingsmetode

Innsamling av bunndyrmaterialet ble gjort i henhold til klassifiseringsveilederne (Anonym 2013, -revidert i 2015) ved hjelp av «sparkemetoden» (Frost m.fl. 1971). Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS4719 og NS-ISO 7828). Det ble tatt 3 ettminutts prøver ($R-1 \cdot 3 = R-3$) på strykpartier dominert av stein- og grussubstrat i til sammen omlag 9 meters lengde. Det er fortrinnsvis oppsøkt og 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 steinfluer. 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 forventning til bl.a. husbyggende vårflyer og en rekke andre bunndyrformer/arter. For hvert minutt med sparking ble håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av materiale fra håven. Hver bunndyrprøve ble fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs laboratorier.

3.2 Metodikk for vurdering av resultater

På bakgrunn av en forventning til generell vannkjemisk belastning i vassdragene, er forurensningsindeksen ASPT- benyttet for tilstandsklassifisering. ASPT- referanseverdien er utarbeidet på bakgrunn av et begrenset datamateriale fra middels store og større vassdrag i Norge. Mindre vassdrag av typen bekker er ikke nødvendigvis tilpasset denne fastsatte referanseverdien/naturtilstanden. De senere års overvåkingsundersøkelser i Trondheim og ellers i Trøndelag har hatt 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 m.fl. 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 2** angir klassegrenser for ASPT-verdi for bunndyrfaunaen innenfor hver tilstandsklasse.

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

Bunnfauna 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

Det presiseres at ASPT- indeksen har lav presisjon ved punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet, da indeksen ikke skiller på antall bunndyr, men kun registrerte eller ikke registrerte individer. Dette gjelder også for rotenonbehandlede bekker. På bakgrunn av dette inkluderer vi også vurdering av det biologiske mangfoldet (EPT; arter av døgn-, stein- og vårfluer), BMWP-indeks og 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 overstyre tilstandsklassifiseringen etter ASPT-indeksen med henhold til prioritering av tiltak i vannforekomsten.

3.2.2 BMWP

BMWP-indeksverdi (Armitage m.fl. 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 relateres til graden av påvirkning. Elver med akseptable og 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 godt over 100 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 eller hydromorfologisk (f.eks. inngrep og endringer i bekkeløpene, tørrlegging/bunnfrysing) i vassdraget.

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 ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer, i tillegg til andre rentvannsformer, på habitater med stein- og grusbunn. Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og med liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Store innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor næringsaltanrikning og annen vannkjemisk belastning, vil derimot være indikatorer på forurensninger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/taksa av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente ved en naturtilstand danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i norske vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse, 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.

3.2.4 Ekspertvurdering og normativ definisjon av økologisk tilstand

I de siste års bunndyrundersøkelser er det anvendt noe grad av ekspertvurdering ved resultat-tolkningen. Dette er presentert parallelt med resultatene fra en økologisk tilstandsklassifisering. For 2019- dataene er ekspertvurderingen ikke skilt ut fra øvrige standardmetoder, men enkelt-stasjoner er fortsatt kommentert med ekspertvurdering, dersom det er mistanke om usikker til-standsklassifisering etter standard metode (ASPT). Antall bunndyr per prøve og strukturell /funk-sjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet på lokaliteten er her forsøkt integrert i en mer er-faringsbasert 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. Ekspertvurderingen er fore-tatt på bakgrunn av vår omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyr-faunaen de siste 15 årene i norske små og mellomstore vassdrag. De anvendte miljøbedøm-mingsindeksene kan som nevnt ha lavere presisjon nedstrøms punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette har sammenheng med at indeksen ikke skiller på mengde bunndyr, men kun på registrerte eller ikke registrerte individer. Dette er en godt kjent svakhet ved slike forurensningsindekser. Videre er indeksene ikke alltid egnet for vur-dering 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). Indekser kan være lite treffsikker ved andre påvirkninger (som plutse-lige/kortvarige utslipp av stoffer som gir pH-endringer, forurensing fra tungmetaller, partikler, osv). Vår erfaring er derfor at det i enkelte tilfeller derfor også er nyttig å foreta en ekspertvurde-ring av miljøtilstanden, med forankring i vannforskriftens normative definisjoner av økologisk til-stand (**tabell 3**).

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

Økologisk tilstand	Forklaring
Svært god tilstand	Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet 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 van-nobjekter. (Engelsk tekst: <i>There are slight changes in the composition and abun-dance of invertebrate taxa from the type-specific communities (som er High tilstand = referanse). The ratio of disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa shows slight alteration from type-specific levels. The level of diversity of invertebrate taxa shows slight signs of alteration from type-specific levels).</i>
Moderat tilstand	Økosystemet viser tegn på stress som forringer mangfoldet. Usikker bærekraftighet. Vannobjektet skal derfor være gjenstand for tiltak. (Engelsk tekst: <i>The composition and abundance of invertebrate taxa differ moderately from the type-specific communities. Major taxonomic groups of the type-specific community are absent. The ratio of disturb-ance-sensitive taxa to insensitive taxa and the level of diversity, are substantially lower than the type-specific level and significantly lower than for good tilstand).</i>
Dårlig tilstand	Skadet økosystem med betydelig forringet mangfold i form av mang-lende arter og/eller oppblomstring av enkelte hardføre arter. Ikke bæ-rekraftig.
Svært dårlig tilstand	Økosystemene er svært skadet.

4 Resultater

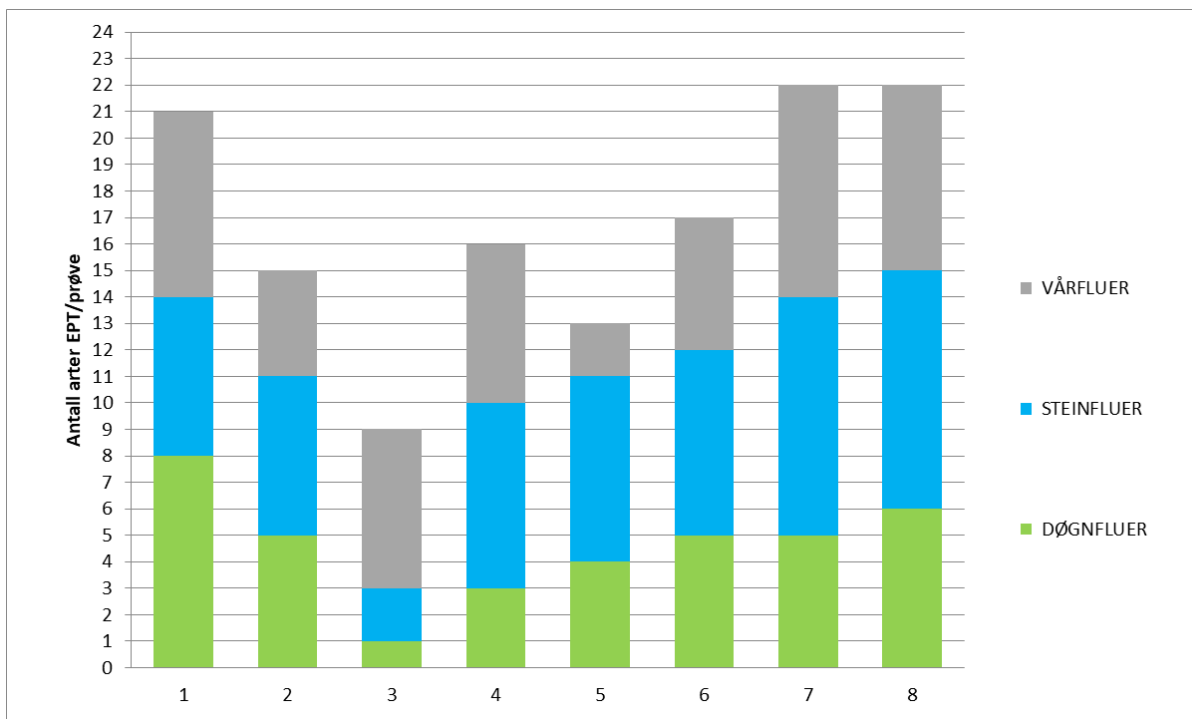
Resultatene fra tilstandsklassifiseringene er vist i **Tabell 4**.

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

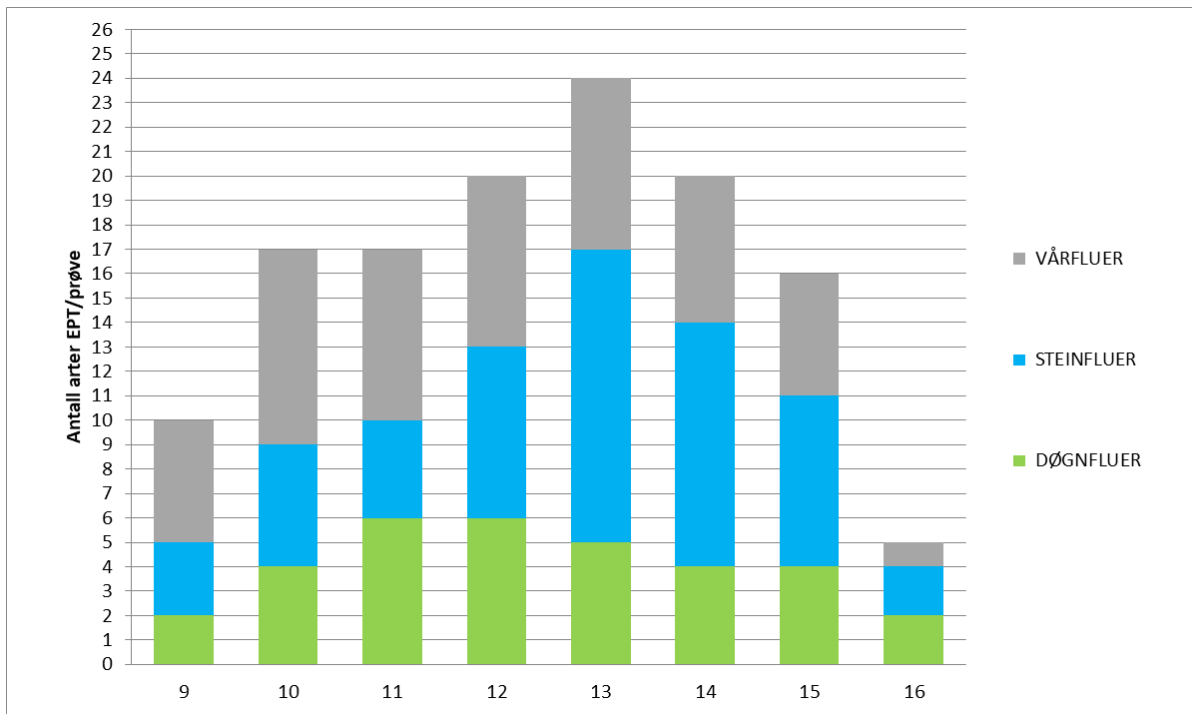
En kort omtale og faglig vurdering av resultatene er presentert for hvert vassdrag og stasjon i **kapittel 5**.

Tabell 4. Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2019. Fargekoder angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand.

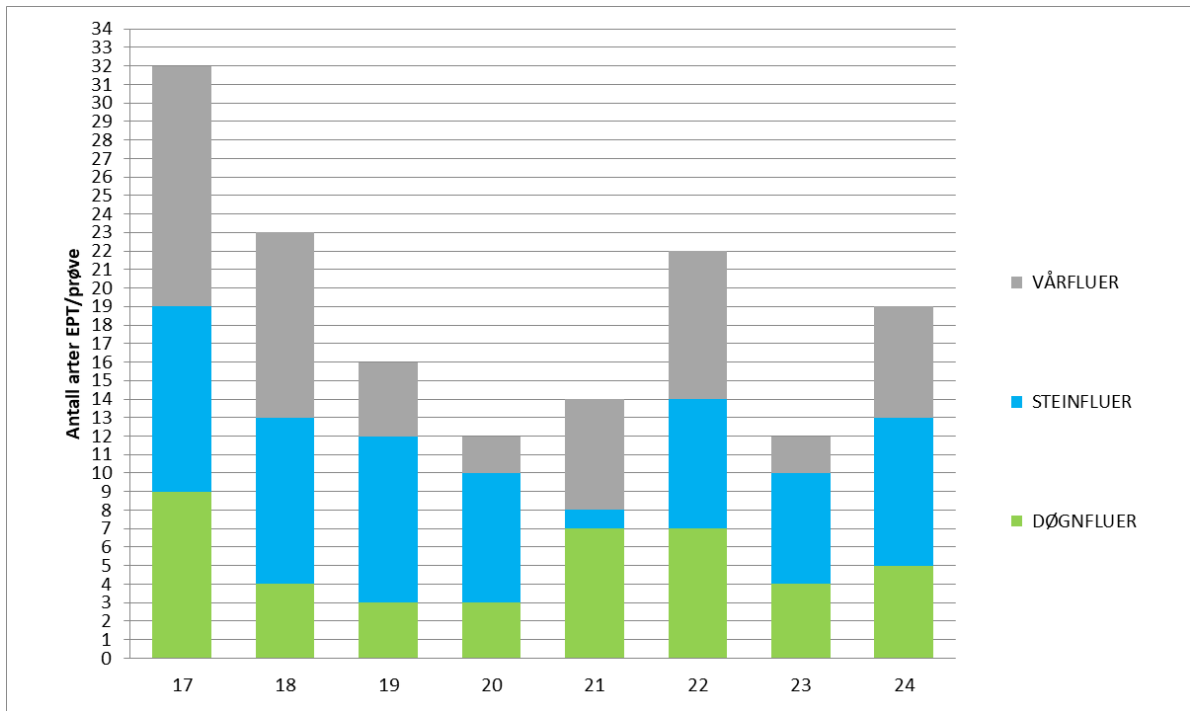
Vannforekomster i Trondheim Kommune					
St.	Vassdragsnavn	EPT	ASPT	BMWP	EQR
1	Vikelva, nedre	21	6,15	123	0,89
2	Vikelva, midtre	15	5,86	82	0,85
3	Sjøskogbekken, nedre	9	5,50	66	0,80
4	Sjøskogbekken, midtre	16	6,00	96	0,87
5	Grilstadbekken, nedre	13	6,14	86	0,89
6	Leirelva, nedre	17	5,94	95	0,86
7	Leirelva, midtre	22	6,35	146	0,92
8	Leirelva, øvre	22	6,83	123	0,99
9	Uglabekken, nedre	10	5,08	61	0,74
10	Uglabekken, midtre	17	5,56	89	0,81
11	Uglabekken, øvre	17	5,44	98	0,79
12	Bekk til Kyvatnet	20	6,41	109	0,93
13	Bekk til Lianvatnet	25	6,81	109	0,99
14	Lianvassbekken til Haukvatnet	20	6,33	133	0,92
15	Kystadbekken, midtre	16	6,44	116	0,93
16	Heimdalsbekken, nedre	5	4,33	39	0,63
17	Bekk til Theisendammen	32	6,95	139	1,01
18	Ilabekken, nedre	23	6,15	123	0,89
19	Ilabekken, midtre	16	6,00	96	0,87
20	Ilabekken, øvre	12	5,47	82	0,79
21	Ristelva, Medhaugveien	14	5,29	74	0,77
22	Ristelva/Høstadbekken, Brenslan	22	6,67	120	0,97
23	Eggbekken, nedre	12	5,64	79	0,82
24	Eggbekken, øvre	19	6,44	103	0,93
25	Søra, nedre	6	4,25	34	0,62
26	Søra, nedre	3	3,40	17	0,49
27	Søra, midtre	13	4,50	63	0,65
28	Søra, øvre	12	5,31	69	0,77
29	Steinsdalsbekken, nedre	5	4,45	49	0,65
30	Amundbekken, nedre	15	6,50	91	0,94
31	Amundbekken, midtre	18	6,53	98	0,95
32	Solemsbekken, nedre	13	6,45	71	0,94



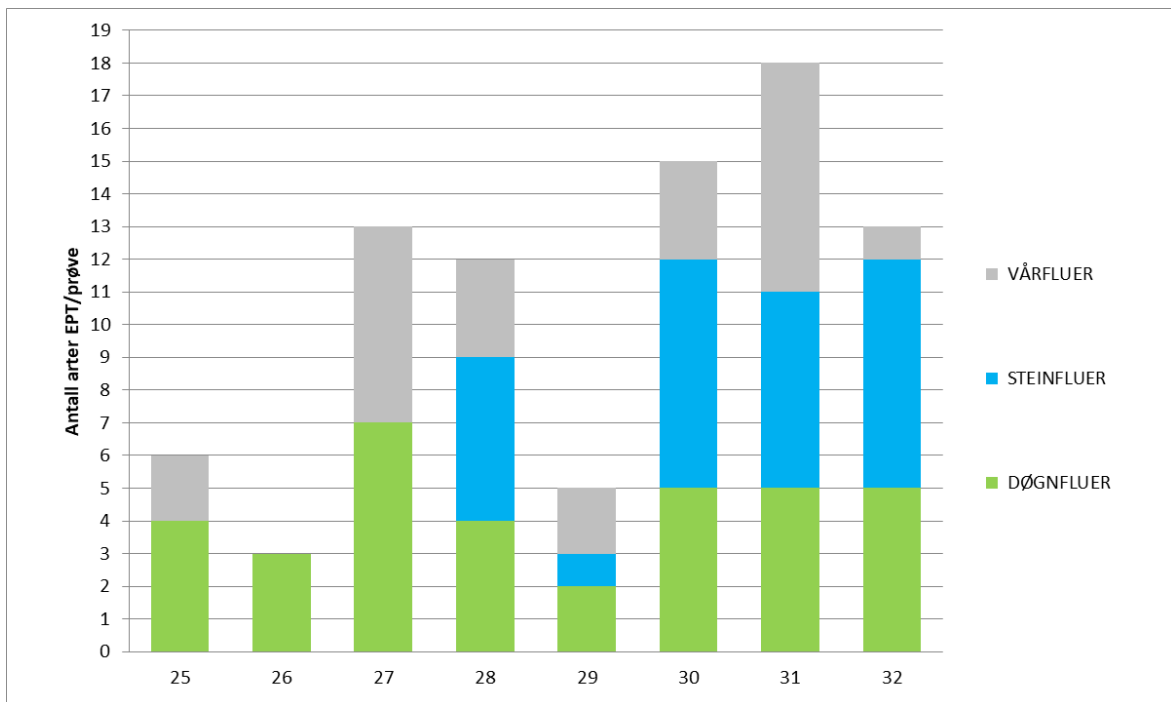
Figur 1. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2019 ved stasjon 1-8.



Figur 2. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2019 ved stasjon 9-16.



Figur 3. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2019 ved stasjon 17-24.



Figur 4. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2019 ved stasjon 25-32.

5 Omtale av resultater

Under følger en kortfattet resultatfaglig vurdering av bunndyrsamfunnet ved hver enkelt stasjon i de respektive vassdragene. Resultatene fra 2019 er for noen vassdrag knyttet opp mot tidligere undersøkelser, der potensielle og/eller påviste risikofaktorer for økologisk tilstand og vannmiljøet for øvrig er diskutert. For bekkestrekninger som er berørt av rotenonbehandlingen høsten 2016, og hadde påviselig effekt på bunndyrsamfunnet også i bunndyrdata fra senest i 2018, så er dette diskutert og framhevet i resultatvurderingene.

5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim

5.1.1 Vikelva

Vikelva ble undersøkt med to stasjoner (st. 1 og 2) i 2019. Stasjonene 1 er lokalisert i nedre anadrom del (tiltaksområder nedstrøms Peterson papirfabrikk). Stasjon 2 er lokalisert like ovenfor E6.

Nederste stasjon (st.1) viser positiv utvikling ved bunndyrfaunaen, og oppnår «God» økologisk tilstand, med et høyt biologisk mangfold. Dette indikerer at det har vært god vannkvalitet og et godt vannmiljø i Vikelva nedstrøms industriområdet det siste året. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Moderat» ved stasjon 2 lengre oppe i Vikelva, ovenfor E6. Det biologiske mangfoldet er noe redusert, men rentvanskrevende bunndyrarter og -former dominerer bunndyrsamfunnet.



Figur 5. Nedre del av Vikelva og stasjon 1. Foto: Morten Andre Bergan.

Resultatene ved stasjon 2 i 2019 er under vår forventning i forhold til tidligere undersøkelser, og stasjonen oppnår redusert tilstandsklasse sammenlignet med stasjon 1 lenger nede, noe som ikke har vært tilfelle tidligere. Årsaken til dette kan trolig knyttes til kalknedslamming og gjenøring av mikrohabitater på øvre strekninger av Vikelva, nedstrøms et kjent utslippspunkt av kalkslam (Bergan 2019). Denne mekaniske effekten på bunnsubstratet, som er detaljert beskrevet i Bergan (2019), kan gjøre at tilstanden bedres med økende avstand fra utslippspunktet av kalkslam. Effekten er vannføringsavhengig, da utslippsmengder og -tidspunkter er mer eller mindre konstante.

Resultatene de siste årene viser at Vikelvas bunndyrsamfunn påvirkes i varierende grad av utslippet av kalkslam. Stasjoner 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). Den negative vannøkologiske effekten er likevel ikke vesentlig de to siste årene, spesielt siden utslippet av kalkslam ikke

er skadelig på vannmiljøet på samme måte som kraftig organisk belastning og/eller miljøgiftig utslipp. Negative effekter er kun knyttet til fysisk/mekanisk påvirkning av elveløpet, som gir reduksjon i habitatkvalitet for bunndyr (og fisk) i elva, som følge av gjenøring, tiltetting og nedslamming av biotoper for mange arter/grupper av bunndyr. Utviklingen i nedre del av Vikelva er likevel relativt tilfredsstillende de siste årene, med et stabilisert bunndyrsamfunn på vei mot et fastsatt miljømål for uttalte «viktige» partier (nedre anadrom strekning) i vassdraget. En negativt effekt av kalkslam anses derfor ikke å ha stor negativ betydning ved de nederste elvepartiene. Bunndyrproduksjonen her er den høyeste i hele Vikelva, selv det biologiske mangfoldet periodevis er noe redusert. Bunndyr er her viktige nærings- og byttedyr for elvas anadrome bestander av laks og sjøørret, og denne økologiske funksjonen er derfor godt ivaretatt i 2019, som alle tidligere år (Bergan 2010, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019), etter at det ble gjennomført sanering av termisk forurensning og industriutslipp til Vikelva. Før denne saneringen av industriutslipp var elva å regne som biologisk og vannøkologisk død (Bergan mfl. 2008).

5.1.2 Sjøskogbekken

Sjøskogbekken ble undersøkt med to stasjoner (st. 3 og 4) i 2019. Resultatene viser en forverret økologisk tilstand i nedre del (st. 3) av bekken sammenlignet lenger oppe (st. 4), men bedring i tilstand sammenlignet med året før. Fjorårets resultater var imidlertid preget av overløp/feilkobling av kloakk til Sjøskogbekken ovenfor begge stasjonsområder, som ga svært negativ effekt på bunndyrfaunaen (Bergan 2019). Bunndyrfaunaen i nedre del av Sjøskogbekken oppnår «*Moderat*» økologisk tilstand, men rentvannskrevende arter er fåtallige. Bekkeløpet preges av stor organisk belastning og nedslamming. Økologisk tilstand og biologisk mangfold bedres vesentlig ved stasjon 2 lenger oppe i vassdraget. Her øker både biologisk mangfold og andel rentvannskrevende bunndyr, slik at «*God*» økologisk tilstand oppnås ved dette bekkepartiet. På bakgrunn av resultatene fra året før (Bergan 2019), observeres en bedring i miljøtilstanden i Sjøskogbekken i 2019, men stor nedslamming av bekkebunnen og uhellsutslipp av kloakk i nedre del utgjør en vedvarende risiko for vannmiljøet i bekken.



Figur 6. Nedre del av Sjøskogbekken i sterkt urbanisert bekkeløp. Foto: Morten Andre Bergan.

5.1.3 Grilstadbekken

Etter et par år med anleggsarbeid nært Grilstadbekken, og inngjerding/avstenging av det faste stasjonsområdet for bunndyrundersøkelser, ble det i 2019 innhentet bunndyrprøve fra nedre del av bekken (st. 5). Økologisk tilstand ble klassifisert til «God», med en ASPT-indeksverdi på 6,14 og BMWP-verdi på 86. Resultatet indikerer en tilfredsstillende miljøtilstand, men rentvannskrevende arter er fåtallige i antall per prøve, og biologisk mangfold av EPT er redusert ($n=13$) i forhold til forventning.

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 (**figur 7**), med et ukjent antall utslippsrør/lekkasjer/påkoblinger/overløp av overvann/kloakk. Summen av tilførselene har gitt stor nedslamming og eutrofieringseffekter i nedre del av bekken, noe som også har gjenspeilet seg i tydelig i bunndyrfaunaen enkelte år. 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 2019 er positive i så måte, men drift av rentvannskrevende bunndyr fra renere bekkepartier lenger oppe kan kamuflere en dårligere miljøtilstand enn hva klassifiseringsmetodikken som er anvendt fastsetter. Med mindre det er gjort omfattende tiltak med nedbørfeltavrenning, overløp, og vann- og avløps-systemer til Grilstadbekken, så er det fortsatt stor risiko for forurensninger og redusert økologisk tilstand i vassdraget i tiden framover.



Figur 7. Grilstadbekkens utløp fra kulvert etter lang bekkelukking fra Brundalen til nedre anadrom strekning. Foto: Morten Andre Bergan.

5.2 Bekker til nedre del av Nidelva

Med unntak av Heimdalsbekken (st. 21), så er øvrige stasjoner lokalisert på vassdragstrekningslinjer som har blitt påvirket av rotenonbehandlingen av Bymarka (gjennomført sensommer/høst 2016).

5.2.1 Leirelva

Leirelva (**figur 8**) ble prøvetatt med tre stasjoner (st. 6, 7 og 8) ved Prøven Bil (nedre), Forsøkslia (midtre) og ved avkjøring til Romolslia (øvre). Resultatene fra 2019 viser at rekoloniseringen av bunndyr og vannlevende arter synes på god vei etter rotenonbehandling høsten 2016. De fleste arter som ble funnet før rotenonbehandlingen er igjen kommet tilbake til elva på de ulike stasjonsområdene. Stasjon 7 ligger nedstrøms Uglabekken, og stasjon 6 ligger nedstrøms både Uglabekken og Heimdalsbekken. Begge disse bekkene utgjør i perioder punktutslipp av ulike typer forurensninger (kloakk) og organisk belastning til Leirelva. Dette påvirker bunndyrfaunaen i Leirelva i 2019, som alle tidligere undersøkelsesår. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært god» ved stasjon 8 ovenfor nevnte tilløpsbekker. Ved stasjon 7 reduseres tilstanden til «God» økologisk tilstand, mens det ved nederste stasjon 6 oppnås ytterligere reduksjon, til «Moderat» økologisk tilstand. Det er økende grad av nedslamming nedover Leirelva, noe som trolig er den viktigste forklaringen til redusert tilstand nedover elva i 2019. Utover dette er bunndyrproduksjonen å anse som god, med innslag av rentvannskrevende arter også i nedre del av elva, slik at næringstilbudet for ungfisk av laks og ørret synes svært tilfredstillende i 2019. Døgnflua *Ephemera danica* ble påvist med ett individ på nederste stasjon i Leirelva høsten 2019. Arten registreres svært sjelden i vassdraget, og dette er første gang denne arten er påvist så langt nede i Leirelva. Den er tidligere dokumentert med noen få individer i bunndyrprøver langt oppe i elva, ved Stavset (Bergan 2012). Funnet er positivt med hensyn til overlevelse etter rotenonbehandling i 2016, og i en forurensningsammenheng. Arten anses som svært forurensningsfølsom i forhold til miljøgifter og pH-endringer, men er mer tolerant for eutrofieringseffekter og organisk belastning. *E. danica* har en gravende atferd, og foretrekker mudderbunn og moderate vannhastigheter. Arten er et svært attraktivt næringsemne for ørret og laks i vassdrag der den er tallrik.



Figur 8. Nedre del av Leirelva ved avkjøringsrampe fra E6. To vandringshindre for laks og sjøørret med kort mellomrom; kulvert under avkjøringsrampe (t.v.) og eldre vannmålerstasjon (t.h.). Foto: Morten Andre Bergan.

Vann- og miljøtilstanden i nedre del av Leirelva er ustabil og tidvis redusert, og dette har ført til at den økologiske tilstanden har variert mellom «Moderat» og «Dårlig» de siste 10 årene. Viktig her er at bunndyrsmiljøet og bunndyrproduksjonen etter hvert ser ut til å hente seg inn etter rotenonbehandling, og at det oppnår tilstrekkelig bunndyrproduksjon til å ivareta den tallrike fiskebestandens krav til tilgjengelige byttedyr og tilgang på mat gjennom året. Uheldige utslipps-

episoder av kloakk, spesielt etter store nedbørsmengder eller uhell i forbindelse med gravearbeider, ble karakterisert som en stor trussel for miljømål, biologisk mangfold og fiskebestander (laks og sjørret) i Leirelva i 2018 (Bergan 2019). Denne risikoen og stor risiko for avrenning fra næringsaktivitet nært elva (**figur 9**) er fortsatt gjeldende for Leirelva urbaniserte nedbørfelt. Slike utslipp bidrar også til økt samlet belastning på Nidelva, som er resipient for Leirelva.



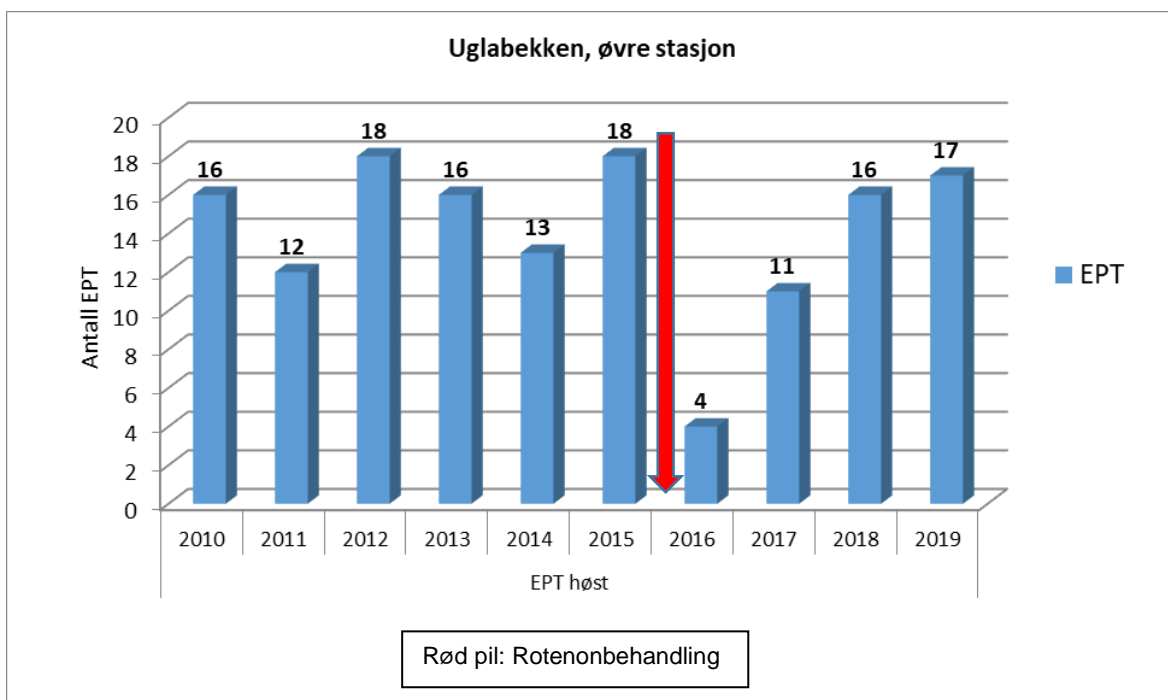
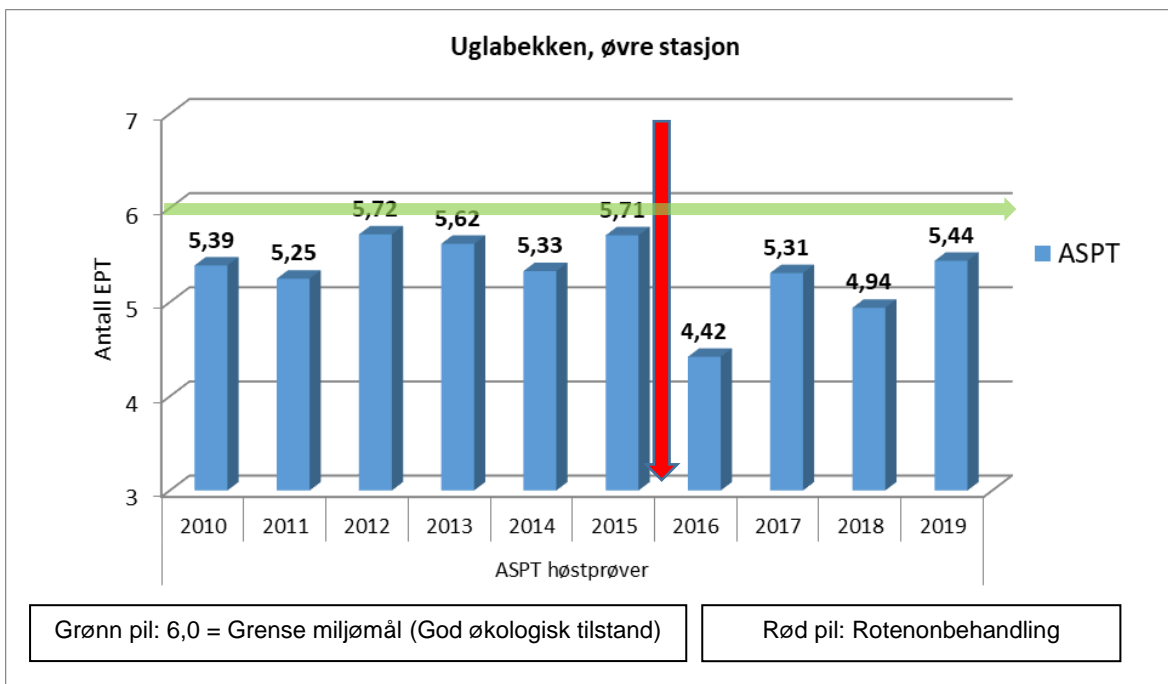
Figur 9. Nyanlagt asfalt i næringsområde ved Leirelva, uten å hensynta potensiale for avrenning av forurensninger fra området. Ved uhellsutslipp, lekkasjer og søl av miljøgiftige kjemikalier eller olje/diesel, går det rett ut i elva uten hinder eller fordrøyning. Foto: Morten Andre Bergan.

5.2.2 Uglabekken

Uglabekken ble i 2019 prøvetatt med tre stasjoner (st. 9, 10 og 11), lokalisert langs en gradient fra Gammelina (nedre del av bekken) og opp til strekninger nedstrøms Kyvatnet (øvre del). Resultatene for høsten 2019 viste et påvirket bunndyrsamfunn i nedre del (st. 9), med reduksjon i så vel mangfold og bunndyrtall, og forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer. Likevel utgjør spesielt døgnfluer en vesentlig del av bunndyrfaunaen ved stasjon 9 i 2019, og det er innslag av rentvannskrevende steinfluer. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «*Dårlig*», som er en forbedring fra fjoråret («*Svært dårlig*»). Utslipp av kloakk er hovedårsaken til redusert tilstand i nedre del. For stasjoner i midtre (st. 10) og øvre del (st. 11) viser resultatene en bedring sammenlignet med nedre del, til «*Moderat*» økologisk tilstand, med kun små avvik fra miljømålet «*God*» økologisk tilstand.

Viktige bunndyrgrupper (arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer) som var tilstede før rotenonbehandlingen ser nå ut til å ha kommet tilbake til midtre og øvre del av Uglabekken. Utvikling de siste fire årene etter rotenonbehandlingen er svært positiv for disse stasjonene (se **figur 10**) for utvikling i ASPT-verdier og antall EPT ved øverste stasjon (st. 11) i Uglabekken). Artsinventaret er, Uglabekkens stasjoner sett under ett, så godt reetablert, der alle normalt forekommende nøkkelarter som ble påvist før rotenonbehandlingen er tilbake i større eller mindre grad i vassdraget. I nedre del er fortsatt kloakkbelastningen så vidt omfattende at bunndyrfaunaen fortsatt er svært forenklet.

Videre overvåking vil likevel være viktig for å synliggjøre langtidseffekter av rotenonbehandlingen av Uglabekken i enda større grad. De store, uregelmessige kloakkutslippene til nedre del av Uglabekken er fortsatt en ustabilisert og stor trussel for fastsatte miljømål både i Uglabekken og resipienten Leirelva.



Figur 10. Utvikling i ASPT-indeksverdi (øvre figur) og antall EPT (nedre figur) i Uglabekken på bekkestrekninger i øvre del (st. 11) nedstrøms Kyvatnet i perioden 2010-2019.

5.2.3 Kystadbekken

Kystadbekken ble i 2019 prøvetatt med en stasjon (st. 15) i midtre del av bekken (under Kystadbrua, se **figur 11**). Resultatene for 2019 er en stor forbedring fra året før, der nøkkelarter igjen påvises for første gang etter rotenonbehandlingen i 2016. Den økologiske tilstanden klassifiseres for første gang til «God» etter rotenonbehandlingen, med et biologisk mangfold tilsvarende før rotenonbehandling, der rentvanskrevende bunndyrarter er godt representert i bunndyrmaterialet.



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

5.2.1 Heimdalsbekken

Heimdalsbekken ble i 2019 prøvetatt med en stasjon (st. 16) i nedre del før samløp med Leirelva. Dette partiet av bekken akkumulerer samlet belastning fra hele nedbørfeltet, inkludert alle punktutslipp og overløpssrør for overvann/kloakk. Resultatene fra 2019 viser et svært belastet bunndyrsamfunn med redusert mangfold, tilsvarende «Svært Dårlig» økologisk tilstand. Forurensningstolerante bunndyrformer dominerer bunndyrsamfunnet, samtidig som bunndyrproduksjonen er svært høy. Resultatet fra 2019 er en forverring av tilstanden i Heimdalsbekken sammenlignet med året før (Bergan 2019), da økologisk tilstand ble klassifisert til «Dårlig». Dette viser at vassdraget mottar for mye vannkjemisk forurensning og organisk belastning, med for stor tilførsel av slam. Dette gir kraftig nedslamming av bekkebunnen og eutrofiering av bekken som resultat. Heimdalsbekken har overskredet resipientkapasitet (bekkens selvrensingsevne klarer ikke å takle belastningene fra nedbørfeltet), og vannøkologien i bekken er derfor nær en kollaps. Den dårlige miljøtilstanden er svært uheldig, siden Heimdalsbekken opprinnelig er en viktig sjøørretbekk, og har fortsatt noe forekomst av ørretunger oppvandret fra Leirelva. Spesielt i nedre del av Heimdalsbekken er ørretunger tallrike (**figur 12**), og her registreres også innslag av laksunger.



Figur 12. Ørretunger i Heimdalsbekken ovenfor stasjonsområde 16 i nedre del. Foto: Morten Andre Bergan.

5.3 Tilløpsbekker til Nidelva ovenfor anadrom strekning

5.3.1 Steinsdalsbekken

Steinsdalsbekken munner til Nidelva like oppstrøms dammen ved Øvre Leirfoss. I 2019 ble det undersøkt en stasjon (st. 29) i nedre del før munning til Nidelva (**figur 13**). Resultatet viser stor belastning på dette bekkeavsnittet, og økologisk tilstand klassifiseres til «*Dårlig*», men nært «*Svært dårlig*». Det biologiske mangfoldet er svært lavt, og domineres kraftig av tolerante bunndyrformer og -arter. Steinfluer og andre rentvanns-bunndyr er omtrent borte fra artsinventaret i bekken. Resultatene fra tidligere år har også vist at bekkeavsnittet er belastet i perioder, men 2019-dataene viser en klar tendens til forverring fra tidligere år. Bekkeløpet er tydelig nedslammet, og bekkens selvrensningsevne vurderes som langt overskredet. Videre er nedre del av bekken kanalisert og utrettet (eldre inngrep), og mangler naturlig bunnsstrat. Steinsdalsbekken mottar avrenning fra intensivt drevet landbruk, og det er potensielt flere punktutslipp fra diffuse kilder (søppeldeponi, med ukjent innhold) til bekkeløpet. Tidligere problemkartlegging viser at det er store utfordringer for vannmiljøet i bekken fra fortrinnsvis områder rundt Sandflatvegen og nedover.



Figur 13. Nedre del av Steinsdalsbekken og deler av stasjonsområde 29. Foto: Morten Andre Bergan.

5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken

Amundbekken med sidevassdraget Solemsbekken munner til Nidelva ved Nordset. Bekkeløpene har vært gjenstand for omfattende ras- og erosjons-sikringsarbeider de siste årene, der hele nedre del av både Amundbekken og Solemsbekken er steinsatt og erosjonssikret. Etter noen år med opphold i overvåkingen som følge av langvarige anleggsarbeider i disse bekkene, ble det i 2019 opprettet to stasjoner i Amundbekken, der en stasjon (st. 30) ble lokalisert i nedre del før munning til Nidelva (**figur 14**), og en stasjon (st. 31) ble lokalisert ovenfor samløp med Solemsbekken. I Solemsbekken ble en stasjon anlagt i nedre del (st. 32) (**figur 15**), på et parti med nylig utlagt naturlig elvestein i gyttestørrelser for ørret.



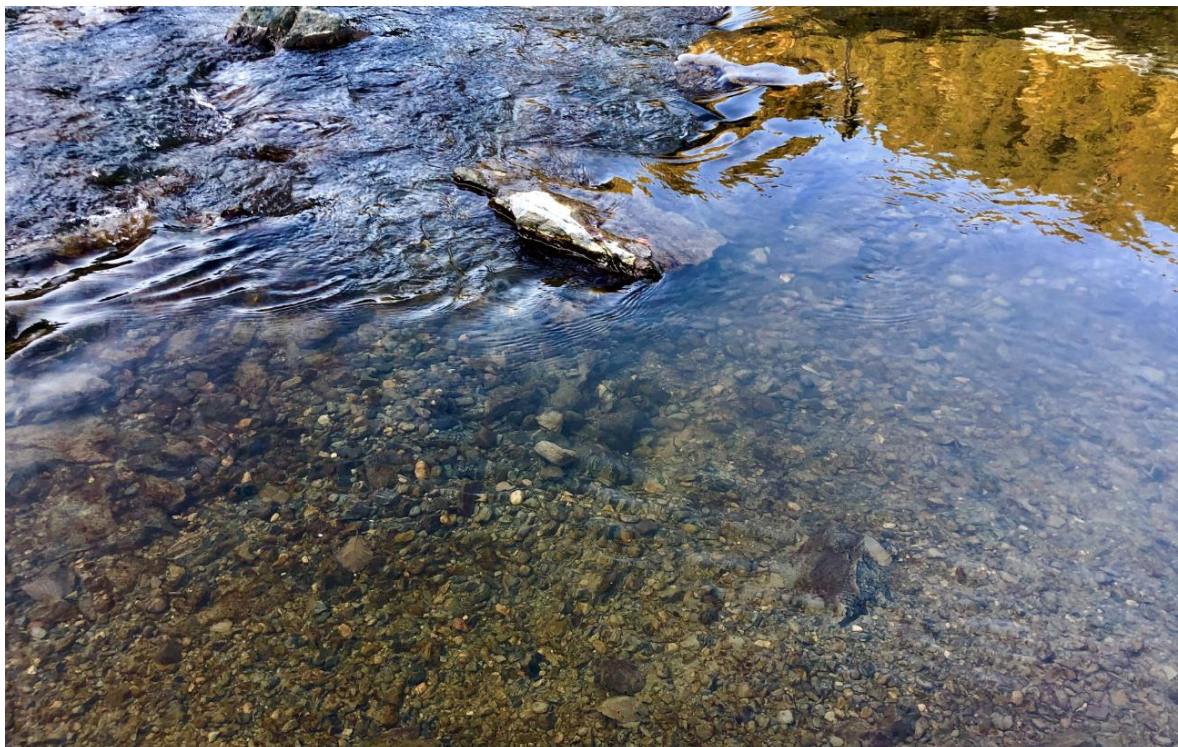
Figur 14. Nedre del av Amundbekken og deler av stasjon 30, før munning til Nidelva i kulvert under Nordsetvegen. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 15. Nedre del av Solemsbekken (st. 32) høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan.

I Amundbekken er resultatene oppløftende på begge stasjoner, der økologisk tilstand klassifiseres til «God». Det biologiske mangfoldet er moderat høyt på begge stasjoner, og andelen rentvanskrevende bunndyrformer og -arter er tilfredsstillende. Resultatet viser en positiv utvikling sammenlignet tidligere undersøkelser. I Solemsbekken viser resultatene svært positiv utvikling sammenlignet med tidligere. I 2019 oppnås «God» økologisk tilstand på stasjonen i bekken, til tross for at det biologiske mangfoldet er noe redusert. Tidligere år har dette bekkepartiet hatt svært belastet vann- og habitatkvalitet, klassifisert til «Dårlig» og «Svært dårlig» økologisk tilstand, mens bekkepartier ovenfor tiltaksstrekningen (øvre del av vassdraget) har hatt «God» økologisk tilstand (Bergan 2018).

Amundbekken nedstrøms samløp med Solemsbekken var tidligere (før erosjonssikringen), sterkt preget av partikkelforurensning. Selv på lav vannføring og i tørre perioder, var turbiditeten i vassdraget høyt, og sikten svært dårlig, med stor nedslamming av bekkesubstratet. Årsaken var menneskeskapt, knyttet til avrenning fra intensivt drevet landbruk og endringer i bekkeløpene. Dette ser ikke ut til å være tilfelle høsten 2019 (**figur 16**). Vi ser dermed en klart forbedring av vann- og miljøkvaliteten på denne bekkestrekningen nå, og dette gjenspeiler seg sannsynligvis i bunndyrresultatene.



Figur 16. Amundbekken nedstrøms samløp med Solemsbekken ser ut til å ha vesentlig mindre partikkelforurensning og nedslammingsproblematikk sammenlignet med situasjonen før erosjonssikringstiltakene. Foto: Morten Andre Bergan.

Selv om både Amundbekken og Solemsbekken viser en forbedring i vannmiljøet og bunndyr-samfunnet, observeres det tiltagende nedslamming i de nyrestaurerte bekkeløpene etter endt anleggsperiode. Dette gjelder spesielt for Solemsbekken, men var 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 begrodd en velutviklet kantvegetasjon. Etterhvert som kantvegetasjon gror til og bekkkantene stabiliserer seg ytterligere, vil erosjon og avrenning av finstoff reduseres. Situasjonen bør holdes under oppsikt, og videre overvåking vil avdekke utviklingen over de neste årene i vassdragene.

5.4 Bekker i Bymarka

Bekker i bymarka omfatter tilløpsbekker til, og utløpsbekker fra, vann som ble behandlet med rotenon høsten 2016. Hele eller deler av enkelte av disse bekkene ble påvirket av denne rotenonbehandlingen, men for noen av vassdragene ble øvre bekkestrekninger ikke påvirket. Disse bekkene har for en stor del lite påvirkede nedbørfelt, og utgjør viktige kilder til revitalisering og rekolonisering av det biologiske mangfoldet i sine respektive tilløpsvatn og nedstrøms vannforekomster.

Resultatene for 2019 viser at bunndyr-samfunnet langt på vei har rekolonisert tilsvarende før rotenonbehandlingene i de undersøkte bekkene, og alle nøkkelarter påvises igjen i alle bekkene. Dette skyldes at vassdragene for en stor del ligger i områder med mindre menneskelig aktivitet, og hadde god vannkjemisk og hydromorfologisk tilstand før rotenonbehandlingene, samt at enkelte ubehandlede strekninger har bidratt med drift av bunndyr nedstrøms i noen bekker. Rikelig med grunnvannstilførsel kan også ha bidratt til giftfrie lommer/partier i rotenonpåvirkede bekkestrekninger, som har gjort at enkelte bunndyrarter i noen grad har overlevd eksponering av rotenon.

5.4.1 Bekk til Theisendammen

Denne bekken renner mellom vatna Baklidammen og Theisendammen. Begge vatn ble rotenonbehandlet høsten 2016, noe som betyr at hele bekkestrekningen ble påvirket av rotenon denne høsten. Stasjonen i bekk til Theisendammen (st. 17) ble lokalisert om lag midt på strekningen mellom de to vatna. Resultatene fra 2019 viste et bunndyrsamfunn som er langt på vei full-rekolonisert etter rotenonbehandling. Økologisk tilstand klassifiseres som «*Svært god*». Det biologiske mangfoldet er svært høyt, med 32 ulike døgn-, stein- og vårfluer, der en stor andel rentvanskrevende bunndyrarter og -grupper dominerer bunndyrfaunaen.

5.4.2 Bekk til Lianvatnet



Figur 17. Prøvetaking av stasjonsområde 16 i bekken til Lianvatnet. Foto: Morten Andre Bergan.

Denne bekken munner til Lianvatnet i nordre ende av vatnet, og kommer fra lite berørte skogs- og myrområder øst for Solemsåsen. Noe boligbebyggelse tilkommer i nedre del av nedbørfeltet, men bekkeløpet ligger i et område som stort sett er lite berørt. Øvre deler av denne bekken ble ikke utsatt for rotenonbehandling, men undersøkte bekkeavsnitt ble behandlet. Stasjonen i bekk til Lianvatnet (st. 16) ble lokalisert nedstrøms krysning av trikken, om lag 150 meter før munning til Lianvatnet (**figur 17**). Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til «*Svært god*», som er en forbedring fra «*God*» året før (Bergan 2019). Det biologiske mangfoldet er høyt, med tilfredsstillende andel rentvanskrevende bunndyrarter og grupper.

5.4.3 Lianvassbekken (Bekk til Haukvatnet)

Denne bekken renner mellom vatna Lianvatnet og Haukvatnet. Begge vatn ble rotenonbehandlet høsten 2016, noe som betyr at hele bekkestrekningen ble påvirket av rotenon denne høsten. Stasjonen i Lianvassbekken (st. 14) ble lokalisert like før munning til Haukvatnet. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er godt på vei å være rekolonisert etter rotenonbehandling. Ferskvannskreps (*Astacus astacus*) ble observert i bekken (**figur 18**), men ikke samlet inn i bunndyrprøven. Kreps er likevel inkludert i ASPT-tilstandsklassifiseringen. Økologisk tilstand ble klassifisert som «*God*», som fjoråret, og det biologiske mangfoldet er tilfredsstillende, med en høy andel rentvanskrevende bunndyrarter og grupper.



Figur 18. Det ble observert flere kreps i Lianvassbekken høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan.

5.4.4 Bekk til Kyvatnet



Figur 19. Bekk til Kyvatnet høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan.

Denne bekken munner til Kyvatnet i nordvestre ende av vatnet, og kommer fra diffuse skogs- og myrområder ved foten av Bakliåsen, nord for boligområder ved Sigrid Johansens vei og Vinkelstien. Stasjonen i bekk til Kyvatnet (st. 12) ble lokalisert i nedre del, etter samløp med en grunnvannsrik sidebekk, om lag 130-140 meter før utløp i Kyvatnet (**figur 19**). Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er langt på vei rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til «God». Det biologiske mangfoldet er tilfredstillende, med god andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper. Samtidig med bunndyrprøvetakingen den 21.10.2019 ble det avdekket flere gytegroper fra ørret i bekken. Dette er en historisk begivenhet, og viser at utsatt kultivert ørret (utsatt i 2019) har begynt å ta i bruk bekken som gyteområde. Det ble også funnet en fettfinneklipt, utgytt og død hunnørret på om lag 30 cm nært samløpet med Kyvatnet (**figur 20**). Bunndyrprøvetakingen ble konsentrert på bekkepartier utenom synlige gytegroper. Likevel ble det påvist om lag 10 rognkorn i bunndyrprøven etter innsamling (**figur 21**).



Figur 20. Død, utgytt ørret i bekk til Kyvatnet høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 21. Rogn fra ørret i bekk til Kyvatnet høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan.

5.5 Ilabekken

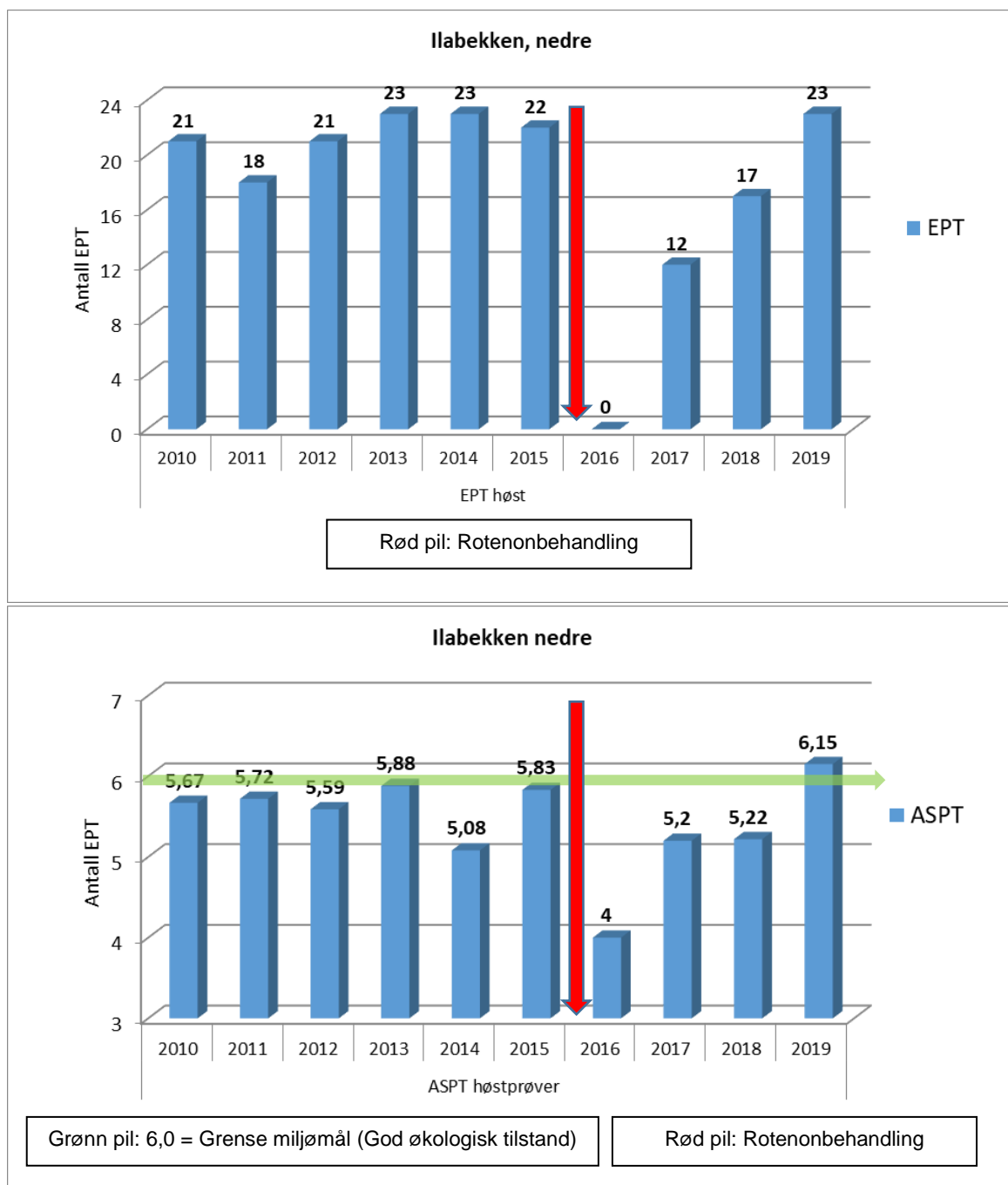
Som følge av gjennomført rotenonbehandling av Ilabekkens nedbørfelt høsten 2016 er stasjonsomfanget utvidet i llavassdraget de siste årene. Tre stasjoner ble undersøkt høsten 2019; en i ferskvannstasjonær strekning (st. 20 ved Møllebakken) og to i anadrom strekning (st. 19 -oppstrøms dam og st. 18 -nedstrøms dam).



Figur 22. Ilabekken, bunndyrstasjon 18 i anadrom strekning nedstrøms anededam, med nylig utlagt gytesubstrat for sjøørret. Foto: Morten Andre Bergan.

Resultatene fra 2019 viser (noe uventet) motsatt trend fra alle tidligere år. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «God» i nedre del (st. 18 og 19), og Moderat i øvre del (st. 20). Det høyeste mangfoldet påvises også på den nederste stasjonen (st. 18), og reduseres oppover bekken, med klart lavest mangfold på øverste stasjon. Årsaken til denne noe uventede utviklingen i bunndyrmaterialet fra 2019 kan trolig forklares med at det like før bunndyrinnsamlingen ble gjennomført nedtapping av vatna i llavassdraget (se foto fra Baklidammen i **figur 25**). Dette medførte en ekstraordinær spyleflom langs hele gradienten av bekken ned til munning sjø. Dette var svært tydelig på landskapet rundt bekkeløpene, som var kraftig flompåvirket. Stasjon 20 ved Møllebakken ligger i et ekstra flomutsatt strykparti, og kan dermed påvirkes ekstra mye ved slike katastrofeflommer.

Resultatene fra 2019 er generelt sett likevel positive med hensyn til reetableringen etter rotenonbehandling og resultatene året før. Mange bunndyrarter registreres igjen for første gang i 2019 etter behandlingen i 2016, noe som viser at reetableringen fortsatt foregår, og har kommet lengre enn året før. Den økologiske tilstanden er også langt på vei gjenopprettet. Dette gjelder spesielt for nedre del av Ilabekken (**figur 22** og **23**). Likevel er det biologisk mangfoldet fortsatt noe redusert for Ilabekken som en helhet, sammenlignet med data fra før-tilstanden. Før rotenonbehandling hadde alle stasjoner i Ilabekken til dels høyt biologisk mangfold og periodevis svært høy bunndyrproduksjon.



Figur 23. Utvikling i antall EPT (øvre figur) og ASPT-indeksverdi (nedre figur) i perioden 2010-2019 for Ilabekken på bekkestreknings nedstrøms andedam (st. 18).

Årsaken til at deler av Ilabekken bruker noe lengre tid for reetablering av bunndyrsamfunnet sammenlignet med enkelte andre vassdrag i Trondheim, er komplisert å forklare, men kan trolig knyttes til de ulike menneskeskapt belastningsfaktorene som i dag gjelder for vassdraget. Spyleflommen høsten 2019 er nevnt, samt at det de siste årene (etter 2016) har forekommet episodiske tørrlegginger av bekkeløpene (som følge av graving av vannledning, vedlikehold av demninger eller andre gravearbeider nært knyttet til vassdraget). Videre overvåking i årene som kommer vil synliggjøre langtidseffektene av rotenonbehandlingen av bekkesystemet, og dokumentere bunndyrsamfunnets evne til å rekolonisere seg tilbake til før-tilstanden. Dette vil være viktig bl.a. for reetablering av ørret-/sjørretbestanden i vassdraget, og næringsgrunnlaget som må

være tilstede for at disse bestandene skal ha livsvilkår. Med hensyn til sistnevnte anses føde- og byttedyrgrunnlaget å være tilfredstillende høsten 2019 (og kommende vinter) for Ilabekkenes ungfiskbestand av ørret (både sjørret og bekkørret ovenfor fossen i **figur 24**).



Figur 24. Fossen i Ilabekken, som markerer slutt på anadrom strekning, høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.



Figur 25. Baklidammen etter kraftig nedtapping høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

5.6 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen

5.6.1 Ristelva/Høstadbekken

En nylig restaurert, øvre del av Ristelva (st. 21, se **figur 26**) ble undersøkt for første gang i 2018. I 2019 ble stasjonen flyttet noe innenfor samme elveparti, til strykpartier nedstrøms Medhaugveien. Stasjon 22 er lokalisert på strykstrekninger ovenfor en større dam lenger oppe ved Brenslan (**figur 27**), i overgangen fra der Ristelva går over til å kalles Høstadbekken..

Resultatene visert at den økologiske tilstanden klassifiseres til «*Moderat*» ved stasjon 21, som er en forbedring fra «*Dårlig*» tilstand året før. Bunndyrfaunaen domineres av tolerante bunndyrformer, og spesielt rentvannskrevende steinfluer var lite representert i 2019, som året før. Videre klassifiseres tilstanden som «*God*» ved stasjon 22 lenger oppe i vassdraget, tilsvarende fjoråret. Her øker det biologiske mangfoldet, og andelen rentvannskrevende bunndyrarter og former, spesielt steinfluer, er vesentlig høyere.

Forskjellen i økologisk tilstand, og bunndyrfaunaens strukturelle/funksjonelle sammensetning, mellom disse to stasjonene er relativt stor, tross nær beliggenhet. Dette kan trolig knyttes til flere årsaker. Det er potensielt en økning i næringssaltanrikning/eutrofieringsstaus og organisk belastning/nedslamming ved stasjon 21 som kan være en forklaring. Det foregår et betydelig tråkk av beitedyr (kveg) i bekkeløpet omkring stasjon 22, som vil ha størst negativ effekt lenger nede i vassdraget (altså ved stasjon 21). Videre er det nylig avdekket kraftig avrenning av turbid vann og partikkelforurensning fra gravearbeider/deponi nært bekkeløpet mellom stasjon 21 og 22, med punktutslipp via en liten sidebekk til Ristelva/Høstadbekken. Partikkelpåvirkning og nedslamming herfra påvirker derfor kun stasjonsområde 21. Det ble observert tydelige tegn til økt nedslamming og algebegroing ved stasjon 21. Dette var ikke synlig ved stasjon 22.



Figur 26. Ristelva/Høstadbekken ved stasjon 21. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.



Figur 27. Ristelva/Høstadbekken ved stasjon 22. Bekkepartiet hadde svært mye gytefisk av ørret under prøvetakingen. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

Avslutningsvis må de nevnes at stasjonsområdet 21 og 22 ser ut til å være svært viktige gyteområder for vassdragets ferskvannstasjonære ørretbestand. Det ble registrert mange gytegroper ved stasjonsområdene, og gjort observasjoner av titalls gytefisk med størrelser fra 20-35 cm.

5.6.2 Eggbekken

Eggbekken ble prøvetatt på to stasjoner i 2019; en stasjon nedstrøms Fv 707 (st. 23) og samløp med forurensningskilden Ustbekken, og en stasjon i øvre anadrom strekning (st. 24). Nedre stasjon i Eggbekken oppnår «Moderat» økologisk tilstand, som er nedgang i tilstand sammenlignet med året før. Bunnsstrat ved stasjonen er nedslammet og bærer preg av langvarig belastning. Ved øvre stasjon framstår bunnsstratet vesentlig mindre nedslammet, og bekkeløpet er også mer naturlig (**figur 28**). Den økologiske tilstanden klassifiseres her til «God» på bakgrunn av bunndyrfaunaen.

Reduksjon i tilstand i nedre del av Eggbekken har vært knyttet til stor erosjonstilførsel av finpartikler, unaturlig stormassetransport og annen forurensning fra Ustbekken, spesielt etter at det har pågått anleggsarbeid og blitt etablert deponi nær Ustbekken. Samtidig er det konsekvent høtspløying i både Eggbekkens og Ustbekkens nedbørfelt, med bratt gradient ned mot bekkene, så tilførselen av næringsalter, forurensning, masse- og erosjonsproblematikk utgjør en stor unaturlig, menneskeskapt vannøkologisk risiko for vassdragene.



Figur 28. Øvre del av Eggbekken har vesentlig bedre vann- og miljøkvalitet enn nedre del, noe som gjenspeiler seg i bunndyrfaunaen og økologisk tilstand. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

5.6.3 Søra

Det ble undersøkt til sammen fire stasjoner i Søra (st. 25-28) fra Søbstadmyra/Nordmyra på Heimdal. Stasjon 25 er nederste stasjon i Søra i steinsatt strekning. Stasjonen ligger nærmest det gamle bekkeløpet (som ikke er nylig steinsatt) og munning til Gaula. Stasjon 26 er lokalisert lengre oppe i nedre steinsatt bekkestrekning, på bekkepartier like nedstrøms E 39 og Klett (**figur 29**). Stasjon 27 ble lokalisert i restaurerte bekkestrekninger av Søras midtre del ovenfor Klett, mens stasjon 28 er lokalisert i øvre restaurert del, nedstrøms avkjøring til Katterm.

Resultatene fra undersøkelsene i nedre del av Søra høsten 2019 viser en kollapset bunndyrfauna med svært redusert økologisk tilstand. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært dårlig» ved stasjon 25 og 26, og «Dårlig» ved stasjon 27.

Ved stasjon 25 og 26 har bunndyrfaunaen mer eller mindre kollapset, og det er nesten ikke bunndyr å finne i prøvene. Årsaken til dette vet vi ikke med sikkerhet, men skyldes med sikkerhet voldsom belastning på Søra. Trolig kan årsaken knyttes til episoder med stor forurensingstilførsel fra nedbørfeltet etter kraftige regnskyll høsten 2019, som ga stor avrenning fra høstpløyd åker. Det var perioder med ekstraordinær avrenning til Søra denne høsten, knyttet til ekstremnedbør. I tillegg har det vært stor graveaktivitet i nedbørfeltet, med avrenning direkte til Søra (Terje Nøst, pers. medd.). Ved prøvetakingen på stasjon 25 og 26 ble det avdekket svært mye slam på bekkebunnen som hadde vært relativt ren bare noen uker/måneder tidligere. Oppå dette slammene var begroing av et mørkt belegg (trolig slamspisende bakterier/alger), som lå som et heldekkende teppe over 100 % av bekkebunnen (**figur 29**).



Figur 29. Kraftig heterotrof begroing, et mørkt belegg (trolig slamspisende bakterier/alger), dekker hele bekkebunnen i Søra ved stasjon 25 og 26, og gjør rekolonisering av rentvannskrevende bunndyr vanskelig. Hvite felter i bildet til høyre er partier hvor bunnssubstratet er sparket opp og oppvirvlet etter bunndyrprøvetaking. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

Ovenfor Klett er det heller ingen forventet positiv utvikling eller reetablering av bunndyrfaunaen ved stasjon 27 i 2019, om lag tre år etter restaurering og endt anleggsperiode. Bunndyrfaunaen ser ut til å ha stabilisert seg på en dårlig tilstand. Steinfluer er ikke i stand til å rekolonisere bekkestrekningene. Årsaken til den reduserte tilstanden på dette bekkepartiet må knyttes til vesentlig nedslamming av bekkesubstratet, kombinert med perioder på året der vannføringen er svært lav. Øvre restaurert strekning ved Kattem har innslag av steinfluer og større biologisk mangfold, men oppnår foreløpig heller ikke miljømålet om «God» økologisk tilstand. Her ble det avdekket oljefilm i bekken under bunndyrprøvetakingen (**figur 30**), og lukt av olje/diesel i enkelte områder av bekkeløpet, uten at det ble funnet kilde eller årsak til forurensningen.



Figur 30. Det er nylig lagt ut naturlig elvestein ved stasjon 27 i Søra (t.v.), og substratet framstår vesentlig mindre nedslammet enn ved stasjon 25 og 26, men oljefilm (t.h.) og lukt av diesel/olje preger bekkeløpet høsten 2019. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

Også her har det vært større gravearbeider i Sørå oppstrøms, nærmere bestemt ved Ringvålvegen, som kan ha gitt stor avrenning av finpartikler under et relativt langvarig anleggsarbeid i 2018/19, med økt nedslamming av det utlagte naturlige bekkesubstratet som effekt det siste året. Videre overvåking vi avdekke om vannmiljøtilstanden bedrer seg i Sørå, noe som blir avgjørende for om Sørås ferskvannstasjonære bekkørret og sjørret oppvandret fra Gaula skal kunne etablere livskraftige bestander i vassdraget på sikt.



Figur 31. Nedre restaurert strekning av Sørå, med fisketrapp- lignende terskler for å sikre oppvandring og reetablering av sjørret fra Gaula på sikt. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

6 Referanser

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

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

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

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

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

Bergan, M.A., 2015b. Bekk ved Tiller -Bunndyrundersøkelser i 2015. NINA Minirapport 573, 21 s. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A., 2015c. Bekk ved Tiller -Tilstandsbeskrivelse i 2015 og forslag til tiltak. NINA Minirapport 555. Norsk institutt for naturforskning.

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

Bergan, M. A. 2016- ikke publisert. Restaurering av Uglabekken ved Dalgård. - Vannøkologisk hensyntagende ved åpning og restaurering av bekkeløpet- NINA Notat til oppdragiver. Norsk institutt for naturforskning.

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

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

Bergan, M. A. 2019 -ikke publisert. Vannøkologiske resipientvurderinger av Heggstadbekken og Søra ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. NINA Prosjektnotat 140. Norsk institutt for naturforskning.

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

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

Kjærstad, G., Arnekleiv, J.V., & Koksvik, J.I. 2018. Virkning av rotenonbehandling på zooplankton, bunndyr og amfibier i Bymarka i Trondheim – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2018-7: 1-41. NTNU Vitenskapsmuseet.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

7 Vedlegg Artslister

Høstprøver innsamlet i perioden 17.10.2019 - 24.10.2019.

Bunndyrtaksa/Stasjonsnummer	1	2	3	4	5	6	7	8
Bivalia (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling	2		12	10			2	
Gastropoda (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler	64	3			2	4	32	3
Planorbidae- skive/remsnegler	32	12	4	2			16	
Hirudinea (Iglar)								
Helobdella stagnalis	4							
Annelida (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	512	384	640	512	6912	384	800	384
Isopoda (Isopoder)								
Asellus aquaticus	2					2	1	
Arachnida (Edderkoppdyr)								
Acari- midd	64			16		16	128	5
Ephemeroptera (Døgnfluer)								
Baetis sp.	128	16		256	128	256	128	128
Baetis muticus/niger	192	160			64		64	16
Baetis muticus	64	96		640	256	64	32	64
Baetis niger	1					1		
Baetis rhodani	1664	2176	6	3712	5248	4224	1280	3456
Heptageniidae	16							4
Heptagenia sulphurea	12	1					5	3
Leptophlebiidae	4							
Ephemera danica						1		
Plecoptera (Steinfluer)								
Isoperla sp.				40	2	24	32	18
Dinocras cephalotes	256	144					1	14
Siphonoperla burmeisteri	16	2						
Brachyptera risi					2	12	4	24
Amphinemura sp.	112			80	8		256	128
Amphinemura borealis	1	96				64		
Amphinemura sulcicollis		8				128	128	512
Nemouridae				32		16		
Nemoura sp			2	8	16	272	4	16
Nemurella pictetii				16				
Protonemura meyeri	16	32			1		4	40
Capniopsis schilleri				16	4		6	12
Leuctra sp.			2	40				
Leuctra hippopus	96	24			20	4	64	64
Coleoptera (Biller)								
Dytiscidae (larve)				2				
Elmidae, juvenile	80	512			8	56	384	48
Elmis aenea	8						2	1
Limnius volckmari	4	16					1	
Hydraenidae	4	16		24	48	80	8	8
Trichoptera (Vårfluer)								
Rhyacophila fasciata				6				
Rhyacophila nubila	80	48	28	56	384	160	112	240
Agapetus ochripes								16
Ithytrichia lamellaris						1	1	
Philopotamus montanus							5	

Polycentropodidae			16	48				4
Plectrocnemia conspersa			4	16			1	
Polycentropus flavomaculatus	2							
Hydropsyche sp.	256	160				3	224	24
Hydropsyche siltalai	48	8					1	12
Hydropsyche pellucidula	4	24						
Limnephilidae sp.				4	4	12	32	8
Apatania sp.						1		
Micropterna sequax			1					
Potamophylax nigricornis			1					
Silo pallipes							1	1
Sericostoma personatum	2		1	1				
Leptoceridae	1							
Diptera (Tovinger)								
Psychodidae- sommerfuglmygg		48	64	96	96	16	256	48
Tipula sp.- stankelbein				4	2			
Limoniidae- småstankelbein	16	4	36	16	384	32	32	8
Simuliidae- knott		40	768	128	320	152	1024	40
Ceratopogonidae- sviknott			12	32	8	8	32	3
Chironomidae- fjærmygg	2304	1152	2432	1152	256	2688	2176	768
Antall bunndyr per prøve	6067	5182	4029	6965	14173	8681	7279	6120

Bunndyrtaksa/stasjonsnummer	9	10	11	12	13	14	15	16
Bivalia (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling		24	24			4		
Gastropoda (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler			1					8
Planorbidae- skive/remsnegler	1	16	4	1		2	4	
Annelida (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	768	128	896	2	48	40	256	1792
Isopoda (Isopoder)								
Gammarus lacustris					2	176		
Asellus aquaticus	6	12	72	28			2	
Arachnida (Edderkoppdyr)								
Acari- midd	4				1	4		16
Ephemeroptera (Døgnfluer)								
Ameletus inopinatus				2	4			
Centroptilum luteolum				4				
Baetis sp.	384	384	256	1280	512		384	384
Baetis muticus/niger					896			
Baetis muticus		3072		128	4	1792	1024	
Baetis niger		896	12	256	1152	768		
Baetis rhodani	2176	3584	1280	2816	512	384	1280	10496
Heptageniidae							1	
Caenis sp.			2					
Leptophlebiidae			16			16		
Leptophlebia sp			5					
Plecoptera (Steinfluer)								
Diura nanseni				10	20			
Isoperla sp.		384	24	4	48	48	16	
Siphonoperla burmeisteri					5	48		
Brachyptera risi				640	4	96	2	
Amphinemura sp.			4	6	8	320		1
Amphinemura sulcicollis	12	1280			40	80	4	
Nemouridae					16			

Nemoura sp	2	256	80		32	256	16	4
Nemurella pictetii				40	64			
Protonemura meyeri		4				32	32	
Capniopsis schilleri				56	3	16	1	
Leuctra sp.			32		32	16		
Leuctra hippopus	1	24		48	16	384	16	
Coleoptera (Biller)								
Dytiscidae (voksen)		1						
Dytiscidae (larve)				3	2			
Elmidae, juvenile					16	32	4	
Elmis aenea					4			8
Limnius volckmari						8	4	
Hydraenidae	8	40		2	16		16	24
Scirtidae			12		24	8	1	
Trichoptera (Vårfluer)								
Trichoptera ubestemt					1			
Rhyacophila nubila	76	32	112	1		6	32	1152
Ithytrichia lamellaris			2			8		
Philopotamus montanus				6				
Polycentropodidae		256	64	4	8	160	2	
Plectrocnemia conspersa	1	64	6	16	24	32		
Polycentropus flavomaculatus			80					
Hydropsyche sp.	1	48	32			8		
Hydropsyche siltalai		24	6					
Limnephilidae sp.	16	8		896	200	32	24	
Limnephilidae spp.				128				
C. villosa./ A. obscurata					2			
Potamophylax sp.				1	1		2	
Potamophylax latipennis	2	1						
Sericostoma personatum		5			36		3	
Diptera (Tovinger)								
Tovingelarver ubest				32		16		
Psychodidae- sommerfuglmygg	112	2	0	2	32	0	384	48
Tipula sp.- stankelbein								1
Limoniidae- småstankelbein	128		32	48	32			
Simuliidae- knott	192	128	2176	640	4	16	128	512
Ceratopogonidae- sviknott	1	32	12		48	128		1
Chironomidae- fjærmygg	1792	896	2944	512	1536	512	1152	2944
Antall bunndyr per prøve	5683	11601	8186	7612	5405	5448	4790	17391

Bunndyrtaksa/Stasjonsnummer	17	18	19	20	21	22	23	24
Bivalia (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling		1	0	1			2	
Gastropoda (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler		3	1					
Planorbidae- skive/remsnegler	1	8	8	5	0	0	1	1
Hirudinea (Iglar)								
Helobdella stagnalis					14			
Annelida (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	128	128	64	40	128	384	384	36
Isopoda (Isopoder)								
Asellus aquaticus				1				
Arachnida (Edderkoppdyr)								
Acari- midd	16	16	16			80		
Ephemeroptera (Døgnfluer)								

Ameletus inopinatus	64							
Centroptilum luteolum	256				80	72		
Baetis sp.	128	352	320	128	192	1408		128
Baetis muticus/niger	256				128	896	1152	1664
Baetis muticus	896	96	16	4	256	1280	128	5760
Baetis niger	384				384	768	2	16
Baetis rhodani	2176	5824	5760	1152	640	4096	1024	7680
Baetis fuscatus/scambus					32			
Leptophlebiidae	16	2			1	1		
Leptophlebia sp.	1							
Plecoptera (Steinfluer)								
Isoperla sp.	16	48	32	36		40	3	20
Siphonoperla burmeisteri	44	7	40	768				
Taeniopteryx nebulosa								2
Brachyptera risi	24	1	12			640	8	384
Amphinemura sp.	384	1024	1600	384		24		0
Amphinemura sulcicollis	128	896	960	512				
Nemoura sp	32	128	96	128	6	2	128	256
Nemurella pictetii								16
Protonemura meyeri	4	12	48				12	
Capnia sp						8	80	96
Capniopsis schilleri	4					1024	48	48
Leuctra sp.	4	256	48	3		80		
Leuctra hippopus	256	128	16	16				8
Coleoptera (Biller)								
Dytiscidae (larve)						4		
Elmidae, juvenile	96	48	4	32	128	8	8	32
Elmis aenea	128		8	16		4		
Limnius volckmari	16	2						
Hydraenidae	1	48	16	32		192	2	48
Scirtidae			5	2				
Trichoptera (Vårfluer)								
Trichoptera ubestemt	2							
Rhyacophila fasciata								1
Rhyacophila nubila	5	160	136	16	40	96	80	240
Agapetus ochripes		3						
Hydroptilidae					3			
Hydroptila sp.	3	2						
Ithytrichia lamellaris	80	4						
Philopotamus montanus		1						
Polycentropodidae	1	8	4	2		4		12
Plectrocnemia conspersa	32	2				1		
Polycentropus flavomaculatus					2			
Hydropsyche sp.	4							
Hydropsyche siltalai		2			4			
Hydropsyche pellucidula	2				2	2		
Limnephilidae sp.	96	10	8		4	32	2	40
Limnephilidae spp.	8	1	1		0	24		24
Potamophylax sp.	2					8		
Potamophylax latipennis	2							
Silo pallipes								2
Sericostoma personatum	1					8		
Diptera (Tovinger)								

Psychodidae- sommerfuglmygg	8	128	4			128	32	384
Tipula sp.- stankelbein					2	1	4	2
Limoniidae- småstankelbein	8	4	16	8		24	80	32
Simuliidae- knott	112	256	48	4	1792	128	128	1280
Ceratopogonidae- sviknott	12	2	0	2	8	64	4	2
Chironomidae- fjærmygg	896	1408	632	80	2304	768	512	256
Antall bunndyr per prøve	6733	11019	9919	3372	6150	12299	3824	18470

Bunndyrtaksa/Stasjonsnummer	25	26	27	28	29	30	31	32
Bivalia (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling				6	128	16	2	
Gastropoda (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler			104		6			
Planorbidae- skive/remsnegler	120		4	2	3			
Annelida (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	128	1	512	2304	768	128	384	1792
Arachnida (Edderkoppdyr)								
Acari- midd					12		80	1
Ephemeroptera (Døgnfluer)								
Centroptilum luteolum			4					
Baetis sp.	288		768	1280	128	256	384	896
Baetis muticus/niger						64	128	
Baetis muticus	192	7	128	4		1	1664	256
Baetis niger	224	2	64	4		16	128	32
Baetis rhodani	576	12	6272	6144	3328	2816	2816	1408
Heptagenia dalearlica								1
Plecoptera (Steinfluer)								
Isoperla sp.						8	24	16
Brachyptera risi						32	48	512
Nemoura sp				32		384	6	256
Nemurella pictetii								1
Capnia sp				72		10		16
Capnia bifrons				16		464	256	160
Capniopsis schilleri				24		64	128	80
Leuctra sp.				1				
Leuctra hippopus					2	48	32	
Heteroptera (Teger)								
Corixidae- Buksvømmer			36					
Coleoptera (Biller)								
Dytiscidae (voksen)						1		
Dytiscidae (larve)			4	1		2		
Elmidae, juvenile			2				32	24
Elmis aenea							2	4
Hydraenidae					1	20	112	384
Scirtidae				6				
Sialidae , Sialis sp. (Mudderfluer)					1			
Trichoptera (Vårfluer)								
Rhyacophila fasciata			2				1	
Rhyacophila nubila	10	0	52	384	80	256	768	512
Agapetus ochripes							1	
Hydroptilidae			2					
Plectrocnemia conspersa							4	

Hydropsyche siltalai			1					
Limnephilidae sp.	1		8	56	24	2	8	
C. villosa./ A. obscurata							1	
Potamophylax sp.			1					
Potamophylax latipennis				4				
Sericostoma personatum						1	1	
Diptera (Tovinger)								
Psychodidae- sommerfuglmygg			8	40	64	2	64	32
Tipula sp.- stankelbein	1	2	36	12				
Limoniidae- småstankelbein	2	5	48	32	192	8	10	128
Simuliidae- knott	384	6	2	80	256	3200	640	1024
Ceratopogonidae- sviknott			24	12	4	2	4	64
Chironomidae- fjærmygg	360	304	1536	6080	768	256	2304	2304
Antall bunndyr per prøve	2286	339	9636	16596	5765	8057	10032	9903

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- 4547-0

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