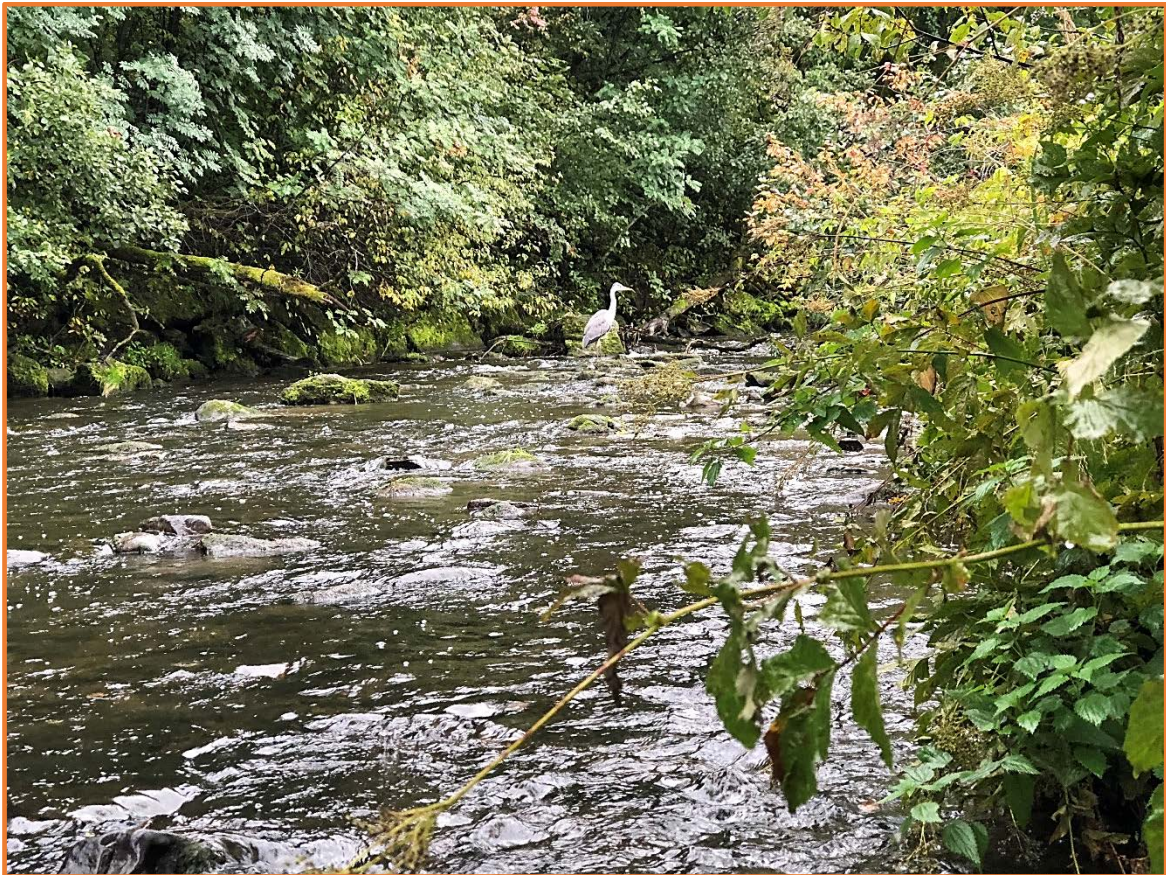


Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune

- Undersøkelser i 2018

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 2018

Morten Andre Bergan

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

Trondheim, mars 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3400-9

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

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim kommune

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst

FORSIDEBILDE

Gråhegra (*Ardea cinerea*) jakter fiskeunger i nedre del av Leirelva. Foto: © Morten Andre Bergan

NØKKEWORD

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

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

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. 2019. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2018. NINA Rapport 1656. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag fra Trondheim kommune har NINA i 2018 foretatt undersøkelser av bunndyrsamfunnet i bekker og mindre elver i kommunen. 43 stasjoner/bunndyrprøver fra vassdrag av typen bekker eller små elver i Trondheim kommune innsamlet i løpet av mai, oktober og november måned i 2018. 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. Videre er det foretatt en ekspertvurdert miljøtilstand på bakgrunn av tilstandsklassenes normative definisjoner, faglig erfaring, BMWP-indeksverdi, bunndyrsamfunnets strukturelle og funksjonelle sammensetning og forventet biologisk mangfold (antall EPT-arter) ved en naturtilstand. Undersøkelsene er en del av Trondheim kommunes årlige overvåking av vannkilder. En oppsummering av resultatene finnes også i kommunens egen årlige rapportserie fra vannovervåkingen (Nøst 2019, i arbeid).

Datamaterialet fra vårprøver ved fem stasjoner i tre rotenonpåvirkede bekker i 2018 viser at bunndyrfaunaen fortsatt er redusert i alle bekkene sammenlignet med før-tilstanden. Høstprøver på de samme stasjonene og andre stasjoner i de samme bekkene viser lignende miljøtilstand. Bunndyrsamfunnet bedrer seg likevel sakte men sikkert, både i antall og mangfold, der enkelte viktige nøkkelarter nå har kommet tilbake.

I høstprøver fra totalt 37 undersøkte stasjoner oppnådde ingen stasjoner «*Svært god økologisk tilstand*» ved bruk av ASPT-indeks som klassifiseringverktøy. Videre oppnådde 18 stasjoner miljømålet om «*God økologisk tilstand*». Vann- og habitatkvaliteten ved åtte stasjoner hadde noe avvik fra miljømålet, og ble klassifisert til «*Moderat økologisk tilstand*». 11 stasjoner ble klassifisert å ha betydelige avvik fra forventet miljømål, og ble klassifisert til enten «*Dårlig*» eller «*Svært dårlig*» økologisk tilstand.

En ekspertvurdert miljøbedømming av det samme datamaterialet gir noe avvik fra indeksbasert tilstandsklassifisering, der enkelte vassdrag oppnår bedre tilstandsvurdering, mens andre gir lavere miljøbedømming. Årsaken til noe variasjon mellom vannforskriftens «indeksklassifiserte» økologiske tilstand sammenlignet med en faglig «ekspertvurdert miljøtilstand», kan knyttes direkte til indeksens problemer med å integrere antall individer av bunndyr som forventes å være tilstede i prøvene, og strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrfaunaen. Videre er de interkalibrerte klassegrensene nødvendigvis ikke like treffsikre for små vassdrag av typen bekker som er undersøkt, som kan ha en annerledes naturtilstand. Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av ASPT-indeks og bunndyr som kvalitetselement utgjør likevel et godt sammenligningsgrunnlag mellom år for bekkene, og gir relativt tilfredsstillende vurderinger av vannmiljøtilstanden for de fleste vassdrag i Trondheim. Unntaket er bekker/elver som mottar kraftige, uregelmessige punktutslipp, og som har renere strekninger like ovenfor utslippet. Disse upåvirkede strekningene rekrutterer rentvannsformer av bunndyr kontinuerlig ned i påvirkede strekninger, og gjør tilstandsklassifiseringen lite treffsikker. Bunndyrsamfunnet i noen enkeltvassdrag bærer derfor tydelig preg av større påvirkning, uten at ASPT-verdien indikerer dette i like stor grad. I slike tilfeller er det viktig å benytte tilstandsklassenes normative definisjoner ved en faglig ekspertvurdering.

Det er relativt store årlige variasjoner i antall 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 og ukjente utslipp, lekkasjer av miljøfarlig stoff og tilførsel av kloakk/sanitært avløpsvann. Et underdimensjonert og utdatert avløpsnett nær mange bekker gir mye kloakktilførsel til bekkene, spesielt knyttet til overløp ved store nedbørsmengder. Med de klimaendringer vi står ovenfor gir dette en forventet forverring av miljøtilstanden i Trondheim kommunes bekker. Andre variasjoner styres av mer eller mindre naturlige, klimatiske forhold. Positive trender kan skyldes at tiltak for å bedre vannkvaliteten er

gjennomført. Bunndyrfaunaen i bekker som har blitt utsatt for rotenonholdig vann viser som forventet fortsatt negative effekter i 2018 etter denne behandlingen. De negative effektene er størst i vassdrag/vassdragstrekninger som hadde lav vann- og miljøkvalitet før rotenonbehandlingen. Rotenonbehandlede bekker i bymarka, med tilfredsstillende vannkvalitet, få eller ingen hydromorfolgiske påvirkninger og grunnvannstilførsler, ser ut til å reetablert en tallrik, mangfoldig bunndyrfauna som er tilnærmet lik forventingen til naturtilstand/før-tilstand.

Flere av bekkene 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 mangelfull eller aktivt holdt nede. Dette gir økt partikkelforurensning og avrenning av næringssalter over store deler av året til bekkene i landbruksområder. Negative vannøkologiske effekter som (langvarig) nedslamming og begroing gir redusert vannmiljøtilstand og vannøkologiske livsbetingelser, og påvirker både biologisk mangfold av bunndyr og gir dårligere gytemuligheter for sjørret/ørret.

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

Epost: Morten.Bergan@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse og omfang	8
3 Metodikk	9
3.1 Innsamlingstidspunkt og metode.....	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 Ekspertvurdering og normativ definisjon av økologisk tilstand.....	11
4 Resultater	12
5 Omtale av resultater	17
5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim.....	17
5.1.1 Vikelva.....	17
5.1.2 Sjøskogbekken/Rønningsbekken*.....	22
5.2 Bekker til nedre del av Nidelva.....	23
5.2.1 Leirelva.....	23
5.2.2 Heimdalsbekken.....	24
5.2.3 Uglabekken.....	24
5.2.4 Kystadbekken.....	27
5.3 Bekker i Bymarka.....	27
5.3.1 Bekk til Theisendammen.....	27
5.3.2 Bekk til Lianvatnet.....	29
5.3.3 Lianvassbekken (Bekk til Haukvatnet).....	29
5.4 Ilabekken.....	30
5.5 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen.....	31
5.5.1 Elsetbekken.....	31
5.5.2 Langørjan-/Ryesbekken.....	32
5.5.3 Ristelva/Høstadbekken.....	32
5.5.4 Eggbekken.....	34
5.5.5 Søra med Heggstadbekken.....	36
6 Referanser	42
7 Vedlegg Artslister	44

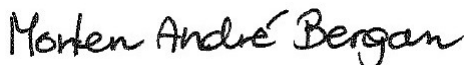
Forord

Trondheim kommune har et årlig overvåkingsprogram i bynære vann og vassdrag, der bl.a. bunndyrundersøkelser inngår som en viktig måleparameter for vurdering av miljøtilstanden. De siste årene har metodikken og vurderingsmåten for å beskrive miljøtilstanden ved bruk av bunndyr 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 årlig har blitt publisert i kommunens egen vannrapportserie, i tillegg til fagrapporter i ulike institusjoners teknisk/vitenskapelige rapportserier. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vært foretrukken fagansvarlig for både bunndyrundersøkelser og ungfisktellinger av kommunen siden 2014, og er også valgt gjennom anbudskonkurranse til vannøkologisk kompetanserådgiver for kommunen i perioden 2018-2020.

Oppdragsgiver for bunndyrundersøkelsene i 2018 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.

Alle involverte takkes for et særdeles godt samarbeid.

Trondheim, mars 2019



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. Dette har konsekvenser for den økologiske tilstanden i vassdraget. Bekkene er i all hovedsak små, fra 2-10 meter brede, og med begrensede nedbørfelt. Graden av grunnvannstilførsel varierer også mye mellom bekkene. Dette gir liten 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. Høsten 2016 ble dessuten syv vann i Bymarka, med tilhørende inn- og utløpsbekker, rotenonbehandlet for å fjerne karpefiskens mort (*Rutilus rutilus*), noe som medførte stor negativ effekt på bunndyrene i berørte bekker inntil videre (Bergan 2017, 2018, 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, jfr. 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 Bunndyriksen ASPT (Armitage m.fl. 1983) er angitt som klassifiseringsmetodikk for rennende vann med påvirkningsfaktorer som gjelder for vassdrag i Trondheim kommune

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen i elver, bekker og innsjøer. De ulike gruppene og artene av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning, foruring og annen påvirkning. Endringer i mengde, mangfold og sammensetning hos bunndyrsamfunnet 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 (i tråd med vannforskriften) 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 hovedmomentene fra de årlige resultatene ved disse bunndyrundersøkelsene er presentert i kommunens årlige rapporter fra vannovervåkingen i Trondheim (Nøst 2006-2019a). Her presenteres også data og vurderinger knyttet til ungfisktellinger 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 2018, og baserer seg fortrinnsvis på datamateriale innsamlet i oktober og november dette året. Et bunndyrmateriale fra fem utvalgte stasjoner i rotenonpåvirkede bekker er også undersøkt på våren (mai), for å følge med på langtidseffekten av rotenonbehandling og reetablering av bunndyrfaunaen i ettertid.

2 Områdebeskrivelse og omfang

I 2018 ble det tatt bunndyrprøver på fem stasjoner våren 2018 og 37 stasjoner høsten 2018, til sammen 43 stasjoner. Alle vassdrag er av typen bekker eller små elver i Trondheim kommune (Tabell 1).

Tabell 1. Navn, stasjonsnummer, kartreferanse, lokalisering og prøvetakingsperiode i 2018 for stasjoner i undersøkte bekker i Trondheim kommune.

UTM 32 V					
Vassdrag	St.nr.	Øst	Nord	Lokalisering	Høst Vår
Vikelva	1	576393	7034142	Nedre, restaurert anadrom strekning	X
Vikelva	2	576498	7033420	O/E6, før innløp kulvert	X
Vikelva	3	576730	7033309	O/ Rema 1000, N/foss	X
Vikelva	4	576825	7032995	Ved Dolpa bussholdeplass	X
Vikelva	5	576883	7032878	200 meter n/bru Vikelvegen	X
Vikelva	6	576996	7032555	Ca 180 meter n/ kalkutslipp	X
Vikelva	7	576993	7032463	Ca 80-90 meter n/kalkutslipp	X
Vikelva	8	576946	7032340	N/ demning, o/kalkutslipp	X
Sjøskogbekken	9	575932	7034117	N/ Sjøskogbekken Barnehage	X
Sjøskogbekken	10	576045	7033981	O/ jernbane, ved Presthusvegen	X
Sjøskog-/Rønningbekken	11	575798	7032696	O/ Sigurd Høidahls veg	X
Leirelva	12	568704	7029333	Nedre, ved Prøven Bil	X
Leirelva	13	568413	7029074	N/Uglabekken (Forsøkslia)	X
Leirelva	14	568253	7029039	N/avkjøring Romolslia	X
Uglabekken	15	568295	7029224	Nedre, ved Gammelina	X X
Uglabekken	16	567230	7030743	Midtre, o/General Bangs vei	X
Uglabekken	17	566984	7031124	Øvre, n/ Kyvatnet	X X
Bekk til Lianvatnet	18	565819	7031327	N/ Lianvegen og trikkespor	X
Lianvassbekken	19	565877	7030273	N/ Vådanvegen	X
Kystadbekken	20	566808	7029517	Under Kystadbrua	X X
Heimdalsbekken	21	568508	7028728	Nedre, Romolslia bussholdeplass	X
Bekk til Theisendammen	22	566718	7032895	Midtre del	X
Ilabekken	23	567411	7033688	Øvre, Møllebakken	X X
Ilabekken	24	568068	7034170	Nedre, O/ Hanskemakerbakken	X
Ilabekken	25	568061	7034349	Nedre, n/ andedam	X X
Elsetbekken	26	557285	7033840	Nedre, ved Ryesberget	X
Langørjan-/Rye	27	557116	7033463	Nedre, n/ Hangerslettvegen	X
Ristelva	28	556789	7029599	Nyanlagt strekning, n/dam	X
Ristelva/Høstadbekken	29	557552	7029972	Restaurert, o/dam	X
Eggbekken	30	564408	7023427	Nedre anadrom, N/ Leinstrandvegen	X
Eggbekken	31	564567	7024112	Øvre anadrom, n/ foss	X
Søra	32	567677	7024953	Øvre restaurert, n/Kattemskogen	X
Søra	33	566786	7023273	Midtre, o/ Heggstadbekken	X
Søra	34	566743	7023373	Midtre, n/Heggstadbekken	X
Heggstadbekken	35	566853	7023302	Før samløp Søra, n /fangdam	X
Heggstadbekken	36	566895	7023330	O/ fangdam	X
Heggstadbekken	37	567105	7023421	O/ kulvert anleggsvei	X

3 Metodikk

3.1 Innsamlingstidspunkt og metode

Feltarbeidet og perioden for innsamling av bunndyrprøvene var henholdsvis vår/forsommer og senhøsten 2018. Vårprøvene ble samlet inn den 9. mai 2018, mens prøvetaking om høsten pågikk i løpet oktober- måned (02.10-18.10). Innsamling av bunndyrmaterialet ved hjelp av «sparkemetoden» ((Anonym 2013, -revidert i 2015, 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 ($R-1 \times 3 = R-3$) på strykpartier dominert av stein- og grussubstrat i til sammen omlag 9 meters lengde. Det er fortrinnsvis valgt ut stasjoner med habitat karakterisert av hurtigrennende vann dominert av stein/grussubstrat. Kulper med finere substrat ble også inkludert i arealet dersom dette fantes i bekkene. 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. Samtidig må man gå ut fra at naturtilstanden for biomangfoldet i bynære bekker i Trondheim er påvirket og endret for svært lenge siden, og er derfor heller ikke kjent.

De senere års overvåkingsundersøkelser i Trondheim og ellers i Trøndelag har hatt godt svar 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 inkluderes derfor vurdering av det biologiske mangfoldet, BMWP-indeks og ekspertvurdering etter normative definisjoner til økologisk tilstand for 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 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 kan indikere markante påvirkninger 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. fåbørstemark, 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, 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

De anvendte miljøbedømmingsindeksene kan som nevnt ha lavere presisjon nedstrøms punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette har sammenheng med at indeksen ikke skiller på mengde bunndyr, men kun på registrerte eller ikke registrerte individer. Dette er en godt kjent svakhet ved slike forurensningsindekser. Videre er indeksene ikke alltid egnet for vurdering av «generell påvirkning». De er ofte bedre egnet med tanke på å synliggjøre organisk belastning og eutrofieringseffekter (som følge av tilførsler av lett nedbrytbart organisk materiale og næringsaltanrikning). Indekser kan være lite treffsikre ved andre påvirkninger (som plutselige/kortvarige utslipp av stoffer som gir pH-endringer, forurensing fra tungmetaller, partikler, osv). Vår erfaring er derfor at det også er nyttig å foreta en ekspertvurdering for å vurdere miljøtilstanden, med forankring i vannforskriftens normative definisjoner av økologisk tilstand (**tabell 3**). Antall bunndyr per prøve og strukturell /funksjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet på lokaliteten er her forsøkt integrert i en 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. Ekspertvurderingen er foretatt på bakgrunn av vår omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyrfaunaen de siste 20 - 40 årene i norske små og mellomstore vassdrag.

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 vannobjekter. (Engelsk tekst: <i>There are slight changes in the composition and abundance of invertebrate taxa from the type-specific communities (som er High tilstand = referanse). The ratio of disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa shows slight alteration from type-specific levels. The level of diversity of invertebrate taxa shows slight signs of alteration from type-specific levels).</i>
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 disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa and the level of diversity, are substantially lower than the type-specific level and significantly lower than for good status).</i>
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

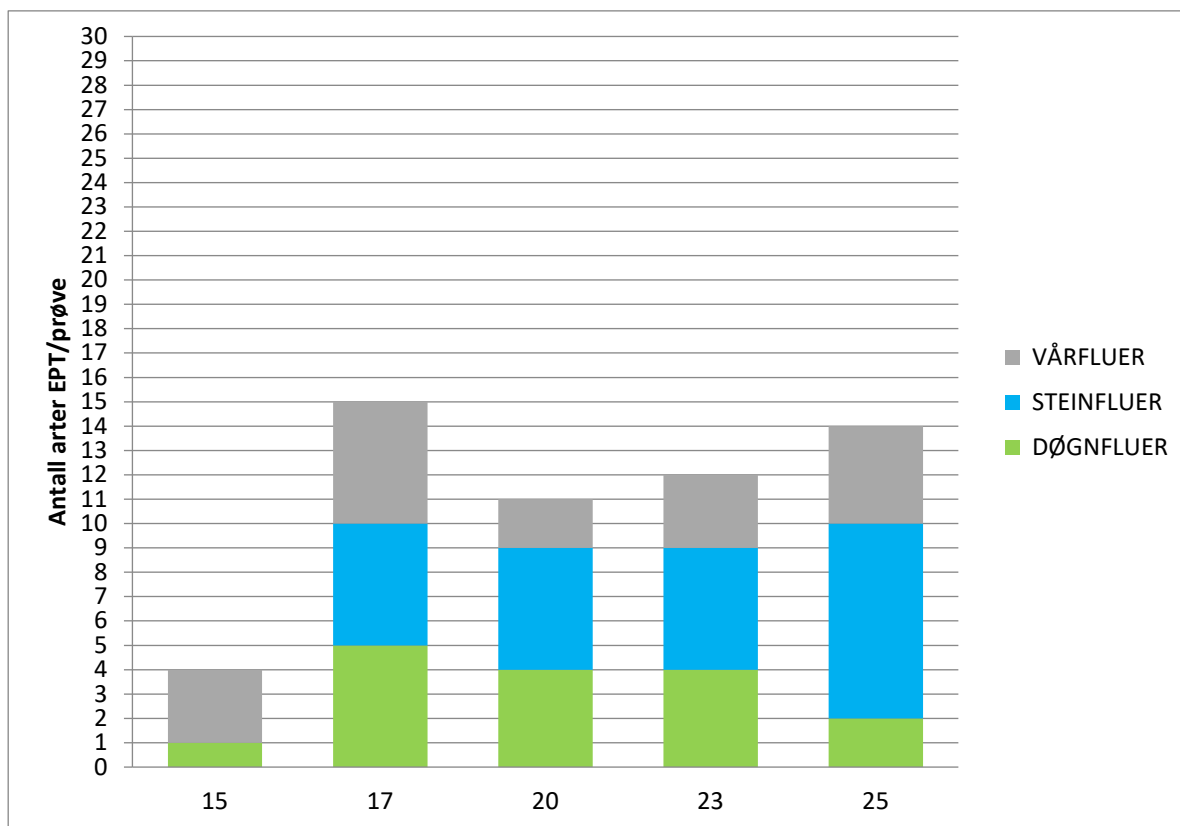
Resultatene fra tilstandsklassifiseringene fra vårprøvene er vist i **Tabell 4**. Tilsvarende for høstprøvene er vist i **tabell 5**.

Stolpediagram over antall /fordeling av EPT-arter som ble registrert i vårprøver er vist i **figur 1** og tilsvarende for høstprøver er vist i **figur 2** og **6**. Antall individer av EPT per bunndyrprøve, bunndyrgruppens 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 for hvert vassdrag er presentert () i **kapittel 5**.

Tabell 4. Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene våren 2018. Undersøkelsestidspunkt var 09.05.2018. Fargekoder angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand.

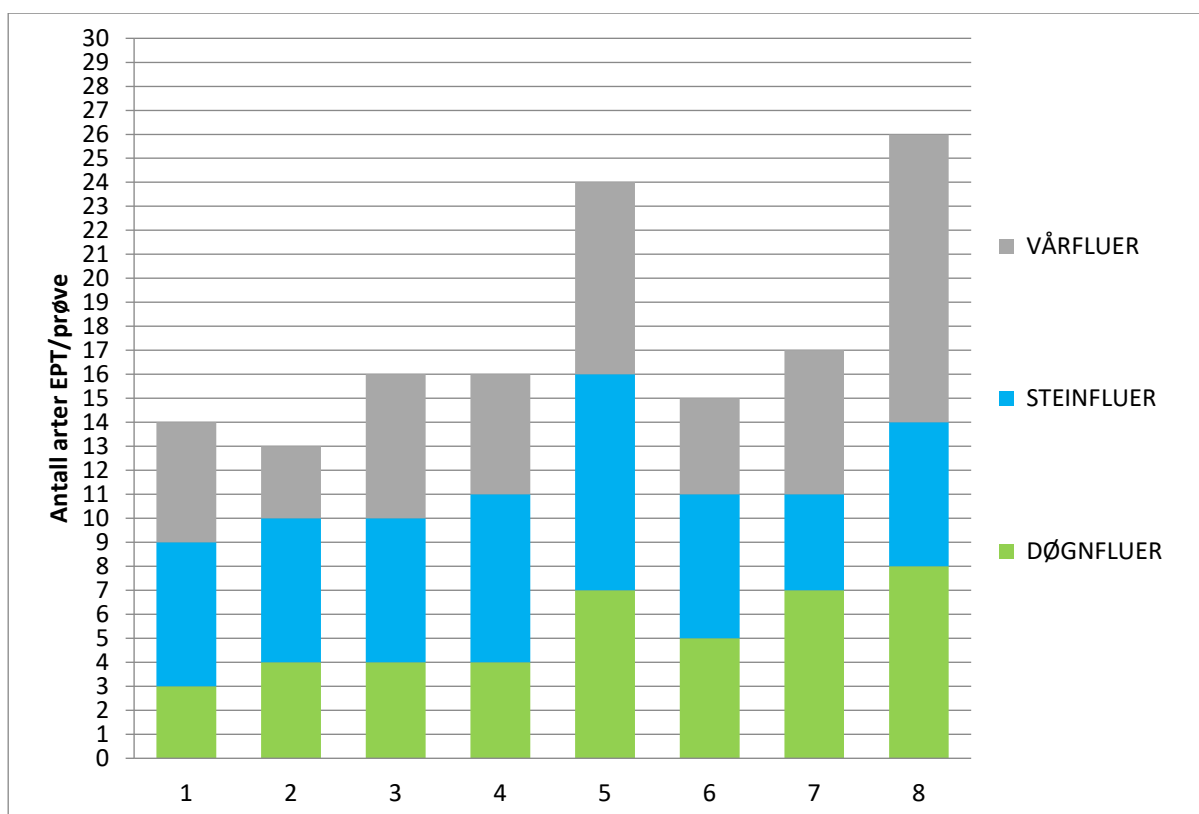
Vannforekomster i Trondheim Kommune						
Vassdragsnavn	St.	EPT	ASPT	BMWP	Økologisk tilstand	Ekspertvurdering
Uglabekken	15	4	4,20	42	Dårlig	Svært dårlig
Uglabekken	17	15	5,25	84	Moderat	Moderat
Kystadbekken	20	11	5,69	74	Moderat	Moderat
Ilabekken	23	12	6,27	94	God	Moderat
Ilabekken	25	14	5,50	66	Moderat	Moderat



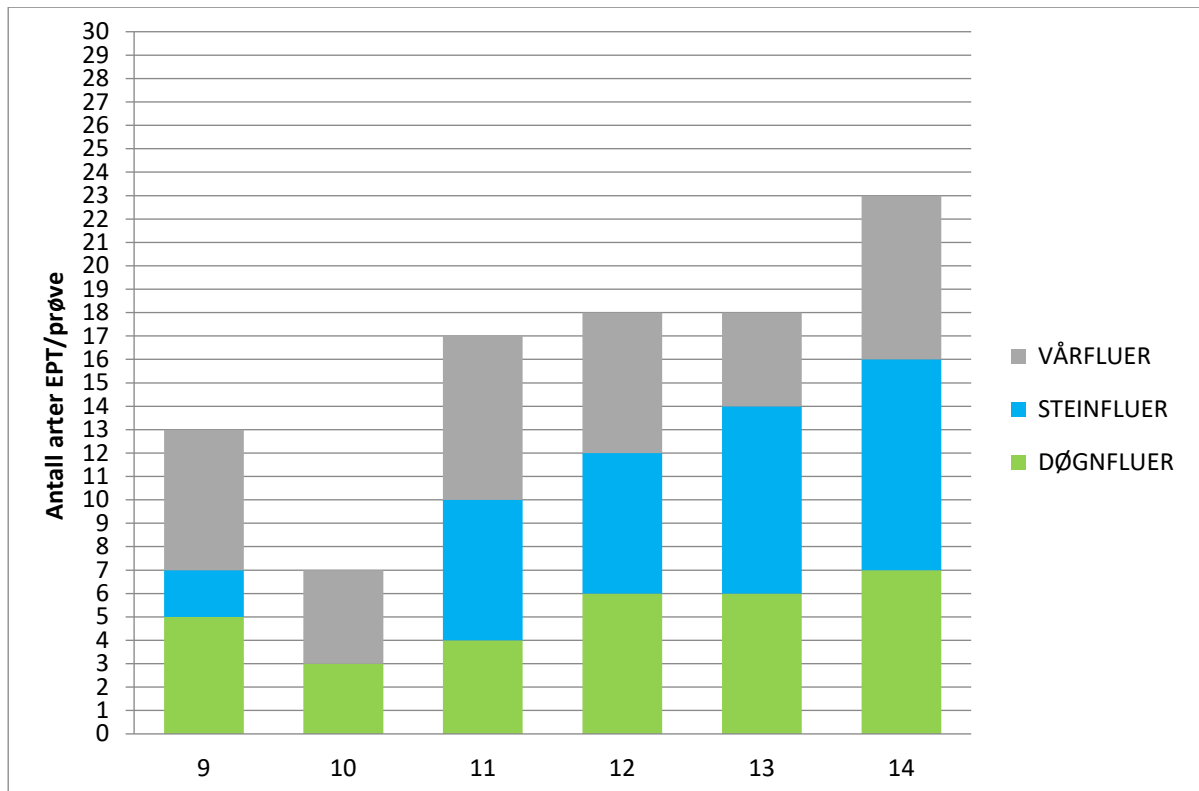
Figur 1. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) våren 2018 ved stasjon 15, 17, 20, 23 og 25.

Tabell 5. Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2018. Fargekoder angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand.

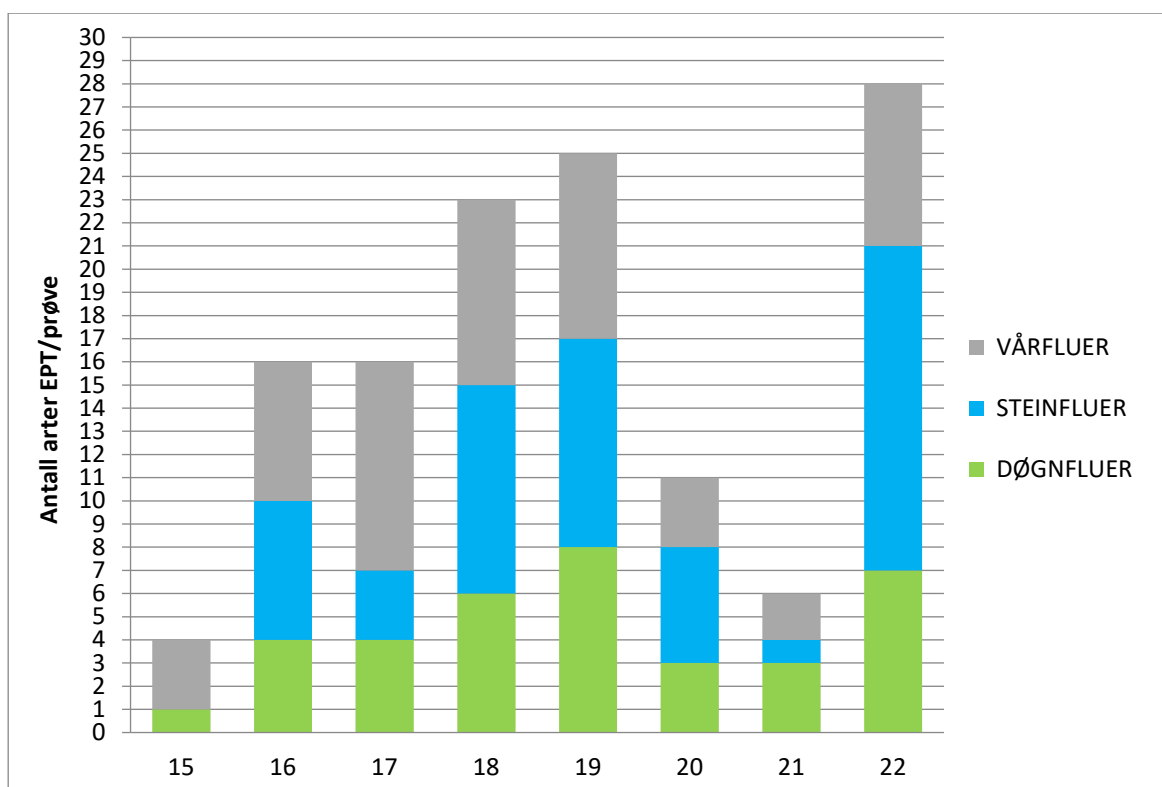
Vannforekomster i Trondheim Kommune						
St.	Vassdragsnavn	EPT	ASPT	BMWP	Ekspertvurdering	Prøvedato
1	Vikelva	14	5,71	97	Moderat	16.10.2018
2	Vikelva	13	6,08	79	Moderat	16.10.2018
3	Vikelva	16	6,00	108	God/Moderat	16.10.2018
4	Vikelva	16	6,41	109	God/Moderat	16.10.2018
5	Vikelva	24	6,10	128	God/Moderat	16.10.2018
6	Vikelva	15	6,33	95	Moderat	16.10.2018
7	Vikelva	17	5,78	104	Moderat	16.10.2018
8	Vikelva	26	6,36	140	Svært god/God	16.10.2018
9	Sjøskogbekken	13	4,93	69	Dårlig	02.10.2018
10	Sjøskogbekken	7	4,70	47	Svært dårlig	02.10.2018
11	Sjøskog-/Rønningbekken	17	6,47	123	God	02.10.2018
12	Leirelva	18	6,37	121	Moderat	10.10.2018
13	Leirelva	18	6,59	112	Moderat	10.10.2018
14	Leirelva	23	6,39	147	God	10.10.2018
15	Uglabekken	4	4,67	28	Svært dårlig	10.10.2018
16	Uglabekken	16	5,29	90	Moderat	03.10.2018
17	Uglabekken	16	5,11	92	Dårlig	03.10.2018
18	Bekk til Lianvatnet	23	6,52	150	God/Svært god	03.10.2018
19	Bekk til Haukvatnet (Lianvassbekken)	25	6,19	161	God/Svært god	03.10.2018
20	Kystadbekken	11	5,60	84	Moderat	03.10.2018
21	Heimdalsbekken	6	5,11	46	Dårlig	02.10.2018
22	Bekk til Theisendammen	28	6,79	163	God/Svært god	10.10.2018
23	Ilabekken	13	5,76	98	Moderat	10.10.2018
24	Ilabekken	17	5,33	80	Moderat	10.10.2018
25	Ilabekken	17	5,22	94	Moderat	10.10.2018
26	Elsetbekken	14	6,29	88	God/Moderat	18.10.2018
27	Langørjan-/Rye	18	6,06	109	God/Moderat	18.10.2018
28	Ristelva/Høstadbekken	14	4,62	60	Dårlig	18.10.2018
29	Høstadbekken	18	6,20	93	God	18.10.2018
30	Eggbekken	19	6,31	101	God	18.10.2018
31	Eggbekken	19	6,31	101	God	18.10.2018
32	Søra	11	5,64	79	Moderat	13.10.2018
33	Søra	9	4,55	50	Dårlig	13.10.2018
34	Søra	8	4,45	49	Dårlig	13.10.2018
35	Heggstadbekken	2	3,83	23	Svært dårlig	13.10.2018
36	Heggstadbekken	4	4,56	41	Svært dårlig	13.10.2018
37	Heggstadbekken	0	2,67	8	Svært dårlig	13.10.2018



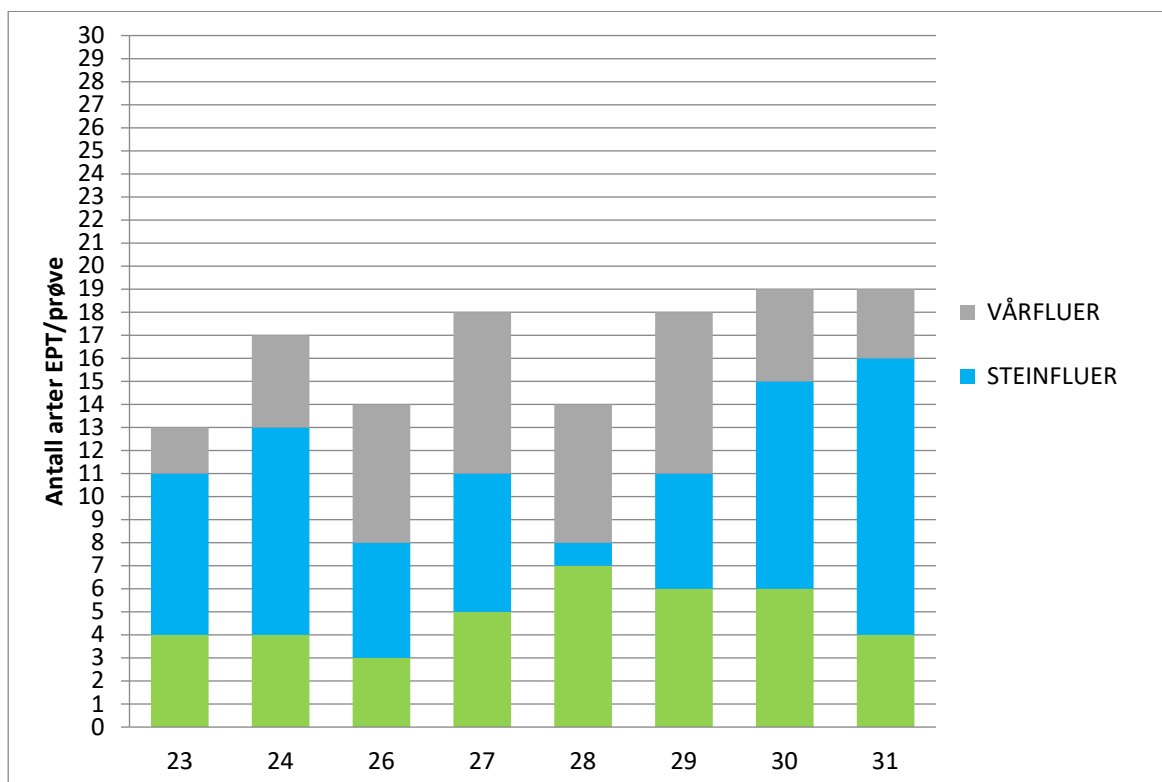
Figur 2. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2018 ved stasjon 1-8 i Vikelva ved Ranheim.



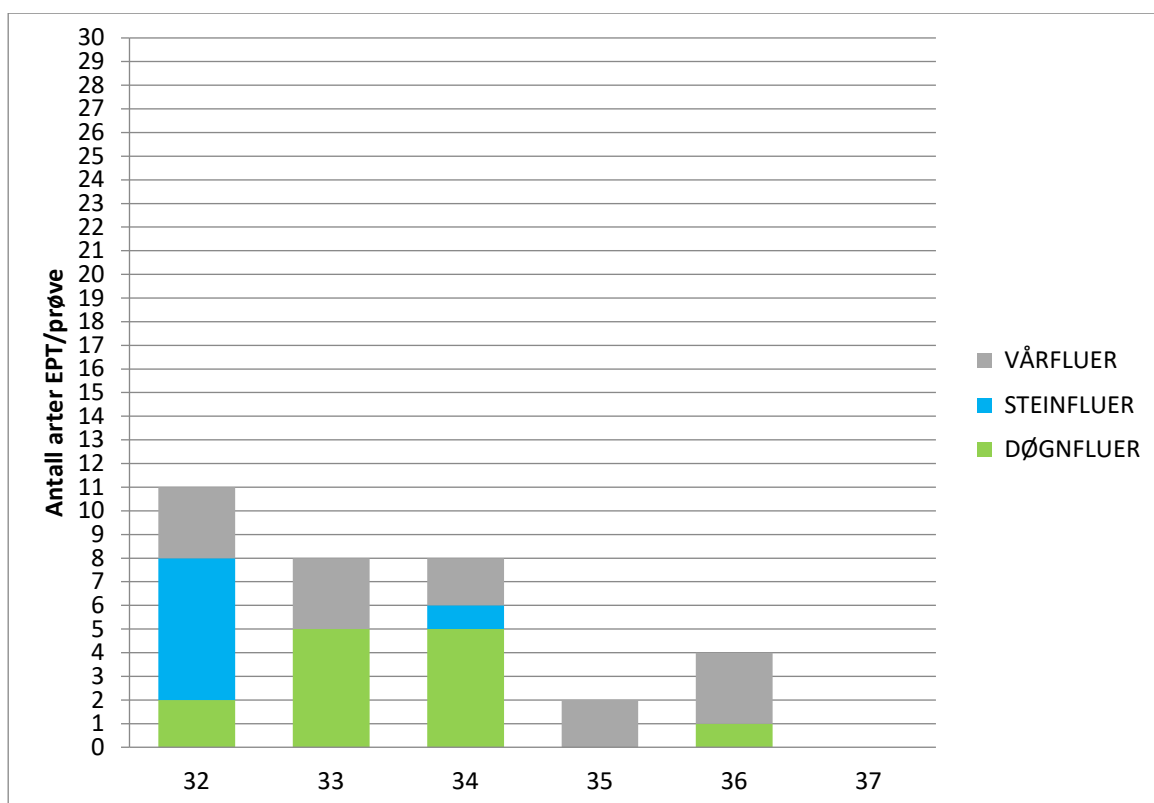
Figur 3. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2018 ved stasjon 9-11 i Sjøskogbekken /Rønningsbekken og stasjon 12- 14 i Leirelva.



Figur 4. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2018 ved stasjon 15-17 i Uglabekken, Kystadbekken (st. 20), Heimdalsbekken (st. 21) og bekker i bymarka (st. 18,19 og 22).



Figur 5. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2018 ved stasjon 23-31.



Figur 6. Antall arter/taksa av EPT og fordeling av døgn- (E), stein- (P) og vårfluer (T) høsten 2018 ved stasjon 32-34 i Søra og 25-37 i Heggstadbekken.

5 Omtale av resultater

Under følger en kortfattet faglig vurdering av resultatene for hver enkelt stasjon i de respektive vassdragene. Resultatene fra 2018 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 (som ble gjennomført høsten 2016, og er forventet ha påviselig effekt på bunndyrsamfunnet også i bunndyrdata fra 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 på åtte stasjoner (st. 1-8) med høstprøver. Stasjonene er lokalisert langs en gradient fra nedre del nedstrøms Peterson papirfabrikk og opp til demningen ved Nydammen. Formålet med økt stasjonsomfang høsten 2018 var å avdekke eventuell belastning knyttet til utslipp av kalkslam fra VAV (Vikelvdal Vannbehandlingsanlegg). Undersøkelsene i Vikelva i 2018 er en del av et større overvåkingsprogram dette året, med fokus på miljøstatus og tiltak opp mot utslipp av kalk, der resultater og vurderinger som inngår i en egen rapport knyttet til dette vassdraget (Nøst 2019, under utarbeidelse).

Resultatene viser at økologisk tilstand for Vikelva varierer mellom «God» og «Moderat» langs hele gradienten, der mesteparten av stasjonene (seks av åtte totalt, med fem av syv stasjoner nedstrøms punktutslippet av kalkslam) oppnår «God» økologisk tilstand. Tilstandsklassifiseringen viser at det ikke foreligger stor næringssaltbelastning/organisk belastning, eutrofierings-effekter eller større miljøgiftige utslipp i vassdraget. For å vurdere effekter knyttet til utslippet av kalkslam er ikke ASPT-indeksen den beste indikatoren på miljøtilstand. Denne påvirkningen er et punktutslipp (ASPT skiller ikke på mengde bunndyr, og kan gi et feil bilde av miljøtilstanden ved punktutslipp), og har heller ikke nødvendigvis de samme effektene på bunndyrsamfunnet og øvrig akvatisk biologi som «generell forurensingsbelastning» har. Kalkslammet har ingen giftvirkning, og er ikke skadelig på vannmiljøet på samme måte som kraftig organisk belastning og/eller miljøgiftig utslipp. Effekten er i større grad kun knyttet til fysisk/mekanisk påvirkning av elveløpet, som gir reduksjon i habitatkvalitet for bunndyr i elva, som følge av gjenøring, tiltetting og nedslamming av biotoper for arter/grupper av bunndyr.

Denne overnevnte effekten er synlig i datamaterialet fra høsten 2018. Stasjon 8 (**figur 7**), som ligger ovenfor punktutslippet av kalkslam, har den nest høyeste bunndyrtettheten (totalt antall bunndyr per prøve), det høyeste biologiske mangfoldet og den høyeste BMWP-indeksverdien. Stasjonen har et rikt innslag av rentvannskrevende bunndyrarter og -grupper, i tillegg til at flere arter/grupper som er normalt forekommende i sakteflytende/stillestående vann befinner seg på lokaliteten.



Figur 7. Deler av stasjon 8 nedstrøms demningen ved Nydammen. Foto: Morten Andre Bergan.

Sistnevnte skyldes en demningseffekt, da bunndyrgrupper som lever i tilknytning til Nydammen (ovenfor demningen) er i stadig driv nedstrøms Vikelva, og fanges opp også på elvestrekninger nedstrøms dammen. Dette gjør at man også skal forvente tilsvarende resultater for både stasjon 6 og 7 som befinner seg relativt nært stasjonsområde 8, men nedstrøms punktutslippet av kalkslam (**figur 8**),. Samtidig er elvehabitatene ved stasjonene også relativt lik stasjon 8. Resultatene fra disse to stasjonene (st. 6 og 7) viser derimot at bunndyrtettheten går kraftig ned (nærmere halvert) ved begge stasjoner, samtidig som det biologiske mangfoldet også reduseres betydelig (rundt 40 % nedgang) sammenlignet med stasjon 8. Dette er unaturlig, selv om man tar forventede feilkilder som metodiske usikkerheter og naturlige variasjoner med i betraktningen. Endringene har derfor med størst sannsynlighet sammenheng med at en belastning (kalkslam) er kommet inn i vannmiljøet mellom stasjon 7 og 8. ASPT-indeksen gir også noe indikasjon på dette, men utslaget er svakere, og viser en reduksjon til «Moderat» økologisk tilstand på stasjonen nærmest utslippet (st. 7). Tilstanden er gjenopprettet tilsvarende st. 8 («God» økologisk tilstand og liten forskjell i indeksverdi) igjen ved stasjon 6.



Figur 8. Deler av stasjon 7 nedstrøms både utslipp av kalkslam og demningen ved Nydammen. Foto: Morten Andre Bergan.

Ved stasjon 5 viser resultatene at bunndyrsamfunnet har tatt seg vesentlig opp for de fleste nøkkelparameterne i bunndyrsamfunnet (antall bunndyr, mangfold og indeksverdier) sammenlignet med stasjon 6 og 7. Dette gjelder også i forhold til stasjon 8. Likevel er bunndyrtettheten noe lav, og flere tallrike arter fra stasjon 8 registreres kun med få enkeltindivider.

Vikelvas elveløp etter demningen ved Nydammen og ned mot E6 går for en stor del i en urørt elvedal, med lite eller ingen inngrep/endringer langs elveløpet (eller nært elva). Kantvegetasjonsbeltet er stort, velutviklet og intakt. Erosjon langs elvekanten er lav, og tilførsel av finstoff fra nedbørfeltet likeså. Likevel er partikkelforekomsten på elvebunnen stor. Det registreres relativt mye sedimentert kalkslam under steiner og langs land (i loner/kulper) ved stasjon 5, 6 og 7. Sedimentert kalkslam i og under steiner er noe som ikke nødvendigvis er synlig ved første øyekast ved en befaring fra land, men avdekkes spesielt godt ved bunndyrprøvetaking med sparkehåv, da substratet beveges slik at sedimentert kalkslam virvles opp (**figur 9**).



Figur 9. Vesentlig oppvirvling av kalkslam under bunndyrprøvetaking ved stasjon 5 høsten 2018. Stasjonen ligger mer enn 500 meter nedstrøms kalkutslippet. Foto: Morten Andre Bergan.

Videre nedover vassdraget (st. 4, 3 og 2), og med økende avstand fra punktutslippet varierer bunndyrtettheten og mangfoldet på et vesentlig lavere nivå sammenlignet med stasjon 8 og stasjon 5. Visuelt vurdert avtar imidlertid nedslammingen av kalkpartikler, både synlig på steiner, langs elvekanten og i kulper. Ved bevegelse av substratet er også mengden kalkslam som virvles opp lavere. Dårligst ut i resultatene kommer her stasjon 2. Rett ovenfor denne stasjonen tilkommer også et punktutslipp av kloakk, som fører urensset sanitærvann rett i elva ved overløp (Trolig kun under kraftig nedbør. Bunndyrprøven hadde mye fragmenter av do-papir, men det pågikk ikke utslipp på undersøkelsesdagen). Slike forhold kan ha betydning for resultatet fra denne stasjonen.

Ved den nederste stasjonen i Vikelva registreres den høyeste tettheten av bunndyr per prøve i hele datamaterialet fra høsten 2018, samtidig som det biologiske mangfoldet fortsatt er i det lavere sjiktet sammenlignet med de fleste andre stasjonene oppover elva. Høy bunndyrtetthet her skyldes trolig økt næringsaltanrikning kombinert med gunstig høye kalknivåer uten fysisk/mekanisk påvirkning, samtidig som elvepartiet nylig har blitt restaurert, og fått tilført nytt substrat i form av naturlig elvestein (**figur 10**). Elvestrekningen anses derfor (habitatmessig) spesielt gunstig for høy bunndyrproduksjon. Visuelt vurdert var det ingen tegn til fysisk/mekanisk påvirkning av kalkslam på den anadrome strekningen (se **figur 10** og **11**) av Vikelva nedstrøms E6 og Peterson papirfabrikk.



Figur 10. Stasjon 1 i nedre anadrom strekning av Vikelva. Ingen synlige tegn til kalkslam ved oppvirvling av substratet på bunnen. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 11. Elvebunnen i nedre anadrom strekning av Vikelva er ren og fin, med ingen synlige tegn til kalkslam på steiner, i kulper eller langs elvebredden. Foto: Morten Andre Bergan.

Bunndyrundersøkelsene i Vikelva høsten 2018 er de mest omfattende som noen gang er gjennomført i vassdraget siden oppstarten av bunndyrundersøkelsene i 2006 (Bergan mfl. 2008). Resultatene de siste årene og nå i 2018 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. Den negative vannøkologiske effekten er likevel ikke vesentlig høsten 2018, 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.

Typen av påvirkning gjør også at den økologiske tilstanden i vassdraget ikke reduseres vesentlig som følge av kalkslam. Fem av syv stasjoner nedstrøms punktutslippet av kalkslam oppnår «God» økologisk tilstand ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. Kun stasjonen nærmest kalkutslippet og nederste stasjon (anadrom strekning) oppnår «Moderat» økologisk tilstand. Ved stasjonen nærmest utslippet kan redusert tilstandsklasse knyttes til effekter av kalk, mens ved den nederste stasjon skyldes tilstanden en rekke faktorer, herunder akkumulert belastning og avrenning fra nedbørfeltet. En negativt effekt av kalkslam anses ikke å ha negativ betydning ved de nederste elvepartiene. Bunndyrproduksjonen her er den høyeste i hele Vikelva, selv om det biologiske mangfoldet er noe redusert. Bunndyr er her viktige byttedyr for elvas anadrome bestander av laks og sjørørret, og denne økologiske funksjonen er ivaretatt i 2018, som alle tidligere år etter sanering av termisk forurensning og industriutslipp (Bergan 2010, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017 og 2018).

Med tanke på resultatene fra undersøkelsene i 2018, og ut fra resultater fra tidligere undersøkelser, spesielt fra år med ugunstig klimatiske forhold (f.eks. 2014, se Bergan 2015), anbefales det at overvåkingen av Vikelvas bunndyrsamfunn videreføres i et årlig overvåkingsprogram. Faglig sett bør omfanget av stasjoner være tilnærmet lik 2018, men dette kan reduseres ned til minimum fem stasjoner. Da bør det i så fall foretas en prioritering av stasjonsnettet fra 2018, der det inntil videre foreslås at stasjon 1, 2, 5, 6 og 8 inkluderes i overvåkingsprogrammet for elva kommende år.

5.1.2 Sjøskogbekken/Rønningsbekken*

**bekken skifter navn i øvre del*

Sjøskogbekken/Rønningsbekken ble undersøkt med tre stasjoner (st. 9, 10 og 11) høsten 2018. Resultatene viser en vesentlig forverret miljøtilstand i nedre og midtre del av bekken sammenlignet med året før. Bunndyrfaunaen i nedre del av Sjøskogbekken (st. 9) oppnådde «Dårlig» økologisk tilstand, og har stor belastning. Midtre del (st. 10, se **figur 12**) har fullstendig kollaps i bunndyrfaunaen, men tilstandsklassifiseres også til «Dårlig» tilstand. Et svært lavt antall bunndyr indikerer kraftigere belastning, slik at ekspertvurderingen tilsier «Svært dårlig» tilstand. Økologisk tilstand og biologisk mangfold bedres vesentlig oppover vassdraget, der stasjon 11 oppnår «God» økologisk tilstand. Resultatene fra 2018 er en forverring av miljøtilstanden sammenlignet de siste to årene. Miljøtilstanden i 2017 ble vurdert som bedre (Bergan 2018) sammenlignet med året før (2016, se Bergan 2017).

På bakgrunn av resultatene fra høsten 2018 konkluderes det med at det trolig har skjedd et konkret forurensningsutslipp av større omfang på partier mellom stasjon 10 og 11, som har redusert bunndyrfaunaen både i antall, mangfold og økologisk tilstand. NINA har i etterkant av undersøkelsene fått opplysninger fra Trondheim Kommune om at det har vært et uhellsutslipp/overløp/feilkobling av kloakk til Sjøskogbekken ovenfor det stasjonsområdet (st. 10) som viste størst belastning på bunndyrsamfunnet (Terje Nøst, pers. medd.).



Figur 12. Stasjonsområde 10 i midtre del av Sjøskogbekken, på bekkepartier som har mottatt kraftig forurensning i forkant av bunndyrundersøkelsene. Foto: Morten Andre Bergan.

5.2 Bekker til nedre del av Nidelva

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

5.2.1 Leirelva

Leirelva ble prøvetatt med tre stasjoner (st. 12, 13 og 14) ved Prøven Bil, Forsøkslia og ved avkjøring til Romolslia. Resultatene viser at den økologiske tilstanden klassifiseres til «God» ved alle stasjoner, men tilstanden ekspertvurderes ned til «Moderat» på stasjoner nedstrøms samløpet med Uglabekken. Alle stasjoner viser fortsatt tegn til ettervirkninger av rotenonbehandling høsten 2016, men rekoloniseringen av bunndyr og arter synes å være på god vei. Stasjon 13 og 14 ligger nedstrøms Uglabekken, der det ble avdekket et kraftig akutt-utslipp av kloakk høsten 2018. Dette har påvirket bunndyrfaunaen i Leirelva markant etter samløpet med Uglabekken, både ved reduksjon i antall bunndyr og biologisk mangfold. Følgelig har også reetableringen av bunndyr etter rotenonbehandlingen dermed gått saktere. Elveløpet i Leirelva fra samløp Uglabekken var synlig nedslammet av oppløst dopapir helt ned til nederste stasjon ved Prøven Bil (st. 12), og elveløpet luktet sterkt av kloakk mens utslippet pågikk. Ved stasjon ovenfor Uglabekken framsto elveløpet som vesentlig renere og luktfritt. Her ble også det høyeste mangfoldet av bunndyr registrert, med gode forekomster av rentvannskrevende bunndyrarter.



Figur 13. Leirelva på partier ved Prøven Bil og stasjonsområde 12. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 14. En del oppløst do-papir i bunndyrprøve-bakken fra nedre stasjon i Leirelva ved prøven Bil (st. 12). 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 bunndyrsamfunnet og bunndyrproduksjonen etter hvert ser ut til å hente seg inn etter rotenonbehandling, og at det oppnår tilstrekkelig bunndyrproduksjon til å ivareta den viktige fiskebestanden krav til tilgjengelige byttedyr og tilgang på mat. Uheldige utslippsepisoder av kloakk var i 2018 en stor trussel for miljømål, biologisk mangfold og fiskebestander (laks og sjørret) i Leirelva. Slike utslipp bidrar også til økt samlet belastning på Nidelva, som er resipient for Leirelva.

5.2.2 Heimdalsbekken

Heimdalsbekken ble i 2018 prøvetatt med en stasjon (st. 6) i nedre del før samløp med Leirelva. Resultatene viser et belastet bunndyrsamfunn med redusert mangfold tilsvarende «*Dårlig*» økologisk tilstand. Forurensningstolerante bunndyrformer dominerer bunndyrsamfunnet. Resultatet fra 2018 er sammenfallende med bunndyrundersøkelser de siste årene i Heimdalsbekken, og viser at vassdraget mottar for mye organisk belastning og vannkjemisk påvirkning, med for stor finstofftilførsel, med nedslamming og eutrofiering av bekken som resultat.

5.2.3 Uglabekken

Uglabekken ble i 2018 prøvetatt vår (to stasjoner- st. 15 og 17) , og høst (tre stasjoner- st. 15, 16 og 17), lokalisert langs en gradient fra Gammelina (nedre del av bekken) og opp til strekninger nedstrøms Kyvatnet (øvre del). Resultatene for våren og høsten 2018 viste et svært påvirket bunndyrsamfunn i nedre del (st. 15), med markant reduksjon i så vel mangfold som bunndyrtall, og sterk forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «*Svært dårlig*». Årsaken kan knyttes til et samvirke mellom ettervirkninger av rotenon og uregelmessige utslipp av kloakk (**figur 15 og 16**), som har gjort vannkvaliteten ulekelig for de fleste akvatiske bunndyrorganismer under perioder av det siste året.

For stasjoner i midtre (st. 16) og øvre del (st. 17) er resultatene noe mer positive, med en mer tallrik og mangfoldig bunndyrfauna. Viktige bunndyrgrupper (f.eks. døgnfluer og enkelte steinfluer og vårfluer) registreres eller er kommet tilbake med høye individantall etter å vært helt borte etter rotenonbehandlingen



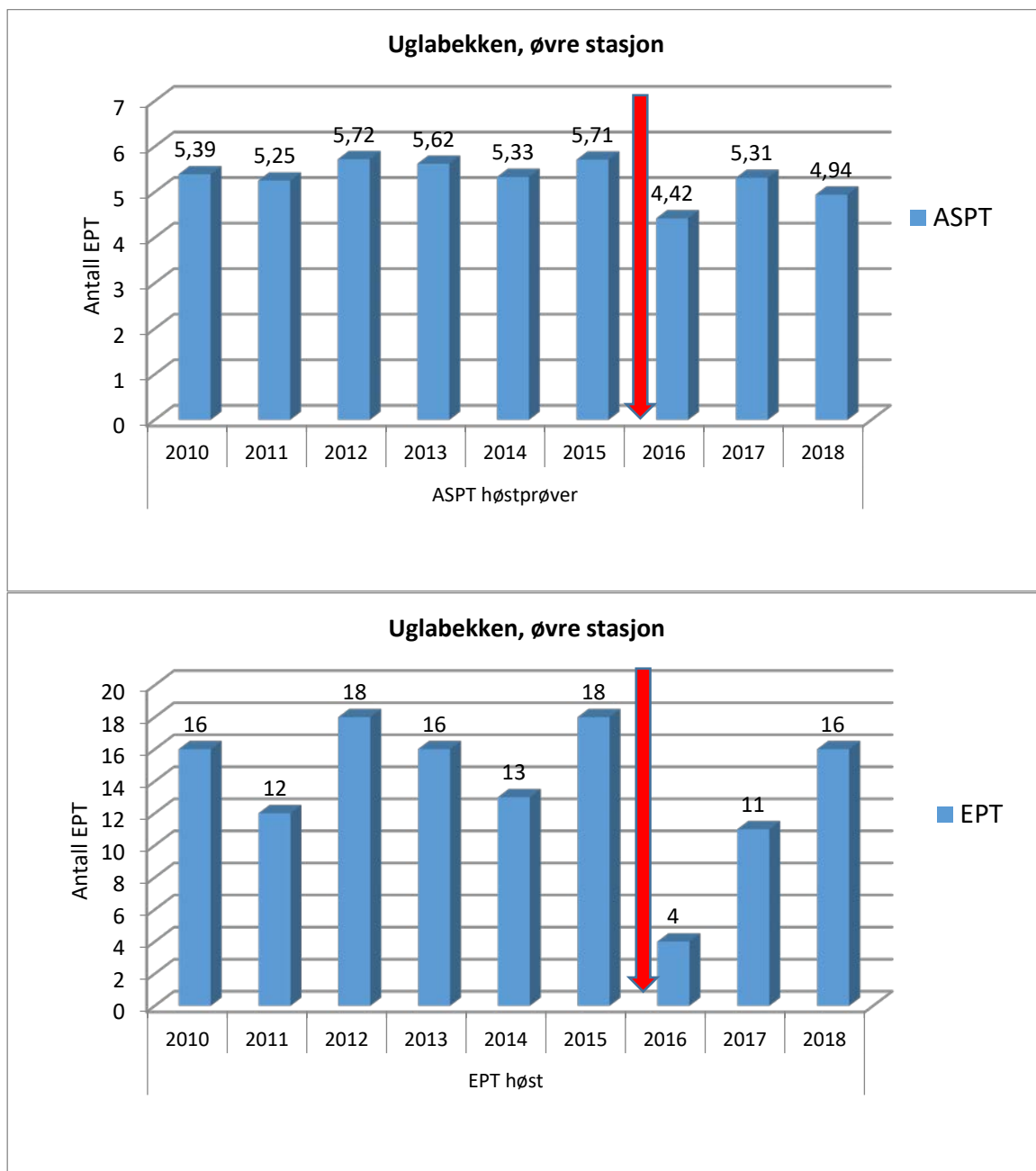
Figur 15. Prøvetakingsbakken for bunndyr er full av oppløst do-papir ved stasjon 15 i nedre del av Uglabekken (foto øverst), og en årsyngel av ørret har forvillet seg inn i bunndyrprøven (foto nederst). Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 16. Uglabekken ved samløp med Leirelva, i det et forureningsutslipp av kloakk pågår høsten 2018. Foto: Morten Andre Bergan

Utviklingen de siste tre årene etter rotenonbehandlingen er vesentlig mer positiv for disse stasjonene (se **figur 17** for utvikling i ASPT-verdier og antall EPT ved øverste stasjon (st. 17) i Uglabekken).

Det ble påvist edelkreps (*Astacus astacus*) ved stasjon 17 i Uglabekken (**figur 18**). Kun en gang tidligere, i 2016, er kreps dokumentert av NINA i Uglabekken, og da på samme stasjon (Bergan 2017), like etter rotenonbehandling. Kjærstad mfl. (2018) fant en økning i krepsebestanden i Kyvatnet (kilden til Uglabekken) etter rotenonbehandlingen, og har konkludert med at arten har hatt høy overlevelse av rotenon. Det er lokale opplysninger om en liten krepsebestand i Uglabekken, spesielt i kulper på partene ovenfor General Bangs vei (Bergan, 2016- upublisert NINA-notat). Krepser ble satt tilbake i vassdraget levende. Krepser er inkludert i ASPT-beregningene, men står ikke oppført i artslistene bakerst i rapporten.



Figur 17. Utvikling i ASPT-indeksverdi (øverst) og antall EPT (nederst) i Uglabekken på bekkestrekninger i øvre del (st. 17) nedstrøms Kyvatnet i perioden 2010-2018. Rød pil angir rotenonbehandling.



Figur 18. Edelkreps fra stasjon 17 i Uglabekken. Foto Morten Andre Bergan.

Videre overvåking vil synliggjøre langtidseffektene av rotenonbehandlingen av Uglabekken i enda større grad, og dokumentere bunndyrsamfunnets evne til å rekolonisere Uglabekken også på de øvre strekningene. De store, uregelmessige kloakkutslippene til midtre og nedre del av Uglabekken er en stor trussel for fastsatte miljømål både i Uglabekken og resipienten Leirelva.

5.2.4 Kystadbekken

Kystadbekken ble i 2018 prøvetatt med en stasjon (st. 20) i midtre del av bekken (under Kystadbrua) både vår og høst. Resultatene for 2018 er sammenfallende for begge perioder, og viser et bunndyrsamfunn som er i ferd med å rekolonisere gradvis etter rotenonbehandling. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Moderat» ved begge prøvetakinger, og tilsvarer resultatet fra høstprøven året før. Enkelte nøkkelarter mangler fortsatt etter rotenonbehandlingen, men resultatene anses som tilfredstillende i forhold til en forventet reetablering. Videre overvåking vil i større grad synliggjøre langtidseffektene av rotenonbehandlingen av bekken, og dokumentere bunndyrsamfunnets fulle evne til å rekolonisere Kystadbekken tilsvarende status før rotenonbehandlingen.

5.3 Bekker i Bymarka

Bekker i bymarka omfatter tilløpsbekker til /bekker mellom vann som ble behandlet med rotenon høsten 2016. Hele eller deler av enkelte av disse bekkene ble også påvirket av denne rotenonbehandlingen, men for noen av vassdragene ble øvre bekkestrekninger ikke påvirket. Disse øvre og ubehandlede bekkestrekningene utgjør viktige kilder til revitalisering og rekolonisering av det biologiske mangfoldet i hele bekkesystemet i årene som kommer, i tillegg til å bidra med reetablering av bunndyr i sine respektive tilløpsvatn. For enkelte av de undersøkte bekkene eksisterer det før- (2015) og etterundersøkelser (2017) av bunndyrfaunaen i tilknytning til rotenonbehandlingen (Kjørstad mfl. 2018). Dette er imidlertid sommerprøver (juni), som er mindre sammenlignbare med bunndyrdata innsamlet i oktober.

5.3.1 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. 20, se **figur 18** og **20**) ble lokalisert om lag midt på strekningen mellom de to vatna. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er godt på vei å

være rekolonisert etter rotenonbehandling. Antall bunndyr per prøve var innenfor det normale, og besto av de fleste forventede bunndyrgruppene. Økologisk tilstand ble klassifisert som «God», og det biologiske mangfoldet var høyt, med tilfredsstillende andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.



Figur 19. Stasjonsområde 20 i bekken mellom Baklidammen og Theisendammen i bymarka. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 20. Stasjonsområde 20 i bekken mellom Baklidammen og Theisendammen i bymarka. En mer eller mindre sammenrast bru for kryssing av traktor ligger over bekkeløpet. Foto: Morten Andre Bergan.

5.3.2 Bekk til Lianvatnet



Figur 21. 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 21**). Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er godt på vei å være rekolonisert etter rotenonbehandlingen i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til «God», og nært «Svært god». Det biologiske mangfoldet er høyt, med tilfredsstillende andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.

5.3.3 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 bekk til Haukvatnet ble lokalisert like før munning til Haukvatnet (**figur 22**). Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er godt på vei å være rekolonisert etter rotenonbehandling. Økologisk tilstand ble klassifisert som «God», og det biologiske mangfoldet er høyt, med tilfredsstillende andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.



Figur 22. Bekk til Haukvatnet høsten 2017. Foto fra strekning ovenfor trikkesporet. Foto: Morten Andre Bergan.

5.4 Ilabekken

Som følge av gjennomført rotenonbehandling av Ilabekkens nedbørfelt høsten 2016, er stasjonsomfanget utvidet i dette vassdraget de siste årene. Tre stasjoner ble undersøkt høsten 2018; en i ferskvannstasjonær strekning (st. 23 ved Møllebakken) og to i anadrom strekning (st. 24 -oppstrøms dam og st. 25 -nedstrøms dam). Alle stasjoner ble undersøkt høsten 2018, mens stasjon 23 og 25 også ble undersøkt våren 2018.

Resultatene fra vårundersøkelsene i 2018 viste at Ilabekken fortsatt var negativt påvirket av rotenonbehandlingen, men at rekoloniseringen var på god vei. Den økologiske tilstanden varierte mellom «God» og «Moderat», der både antall bunndyr og biologisk mangfold fortsatt er redusert sammenlignet med data fra før-tilstanden. Høstundersøkelsene viser det samme bildet, der alle tre stasjoner oppnår «Moderat» økologisk tilstand. Bunndyrsamfunnet hadde nå en vesentlig økning i antall bunndyr og mangfold ved alle tre stasjoner, og flere viktige bunndyrarter i gruppene døgn-, stein- og vårfluer registreres for første gang siden rotenonbehandlingen ble gjennomført. Likevel mangler enkelte nøkkelarter fortsatt i bunndyrprøvene fra 2018.

Før rotenonbehandling (årene 2010-2015) lå alle stasjoner i Ilabekken i området «Svært god/God» og «Moderat» økologisk tilstand, med til dels høyt biologisk mangfold og periodevis svært høy bunndyrproduksjon. I 2018 er denne før-tilstanden fortsatt noe redusert. Mangfoldet er lavere og bunndyrproduksjonen redusert sammenlignet med før-data. 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 2018 (og kommende vinter) for Ilabekkens ungfishbestand av sjørret og bekkørret.



Figur 23. Ilabekken, anadrom strekning, høsten 2018. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

5.5 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen

5.5.1 Elsetbekken

Elsetbekken ble undersøkt med en stasjon (st. 24) i nedre del før utløp til sjøen. Resultatene fra 2016 viser at den økologiske tilstanden klassifiseres til «*God*» bakgrunn av ASPT-indeksverdien, men justeres ned til «*Moderat*» ved en ekspertvurdering. Tolerante bunndyrformer dominerer bunndyrsamfunnet, og spesielt forurensningstolerante fåbørstemark er tallrike. Samtidig er rentvannskrevende døgn- og steinfluer kun tilstede med noen få individer per prøve. Dette gir en kunstig miljøbedømming ved bruk av indekser som ikke skiller på mengde og dominansforhold. Elsetbekken har, tross vesentlig bedring i vannmiljøtilstanden i enkeltår de siste 10 årene, fortsatt noe vannkjemiske problemer i nedre del. Trolig skyldes dette forurensende punktutslipp eller lignende episodiske tilførsler, i tillegg til økende belastning fra avrenning fra landbruksområder nedover vassdraget. Det er konsekvent høstpløying i Elsetbekkens nedbørfelt, helt ned til bekkeløpet. Resultatene fra 2018 gir grunn til fortsatt mistanke om periodevis lekkasjer av oljeholdige substanser til bekken (som beskrevet i tidligere vannrapporter), først og fremst fra bensinstasjonsområdet ved Fv 707. Det er avløpskummer med avrenning (helning fra pumper mot kummene) fra bensin/diesel-pumpene på bensinstasjonen, og dersom disse leder (urensset) rett ut i Elsetbekken, kan olje-/kjemikaliesøl og uhellsutslipp fra bensinstasjonsområdet forårsake stor vannøkologisk skade i anadrom strekning av Elsetbekken.



Figur 24. Elsetbekken munner til Trondheimsfjorden. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

5.5.2 Langørjan-/Ryesbekken

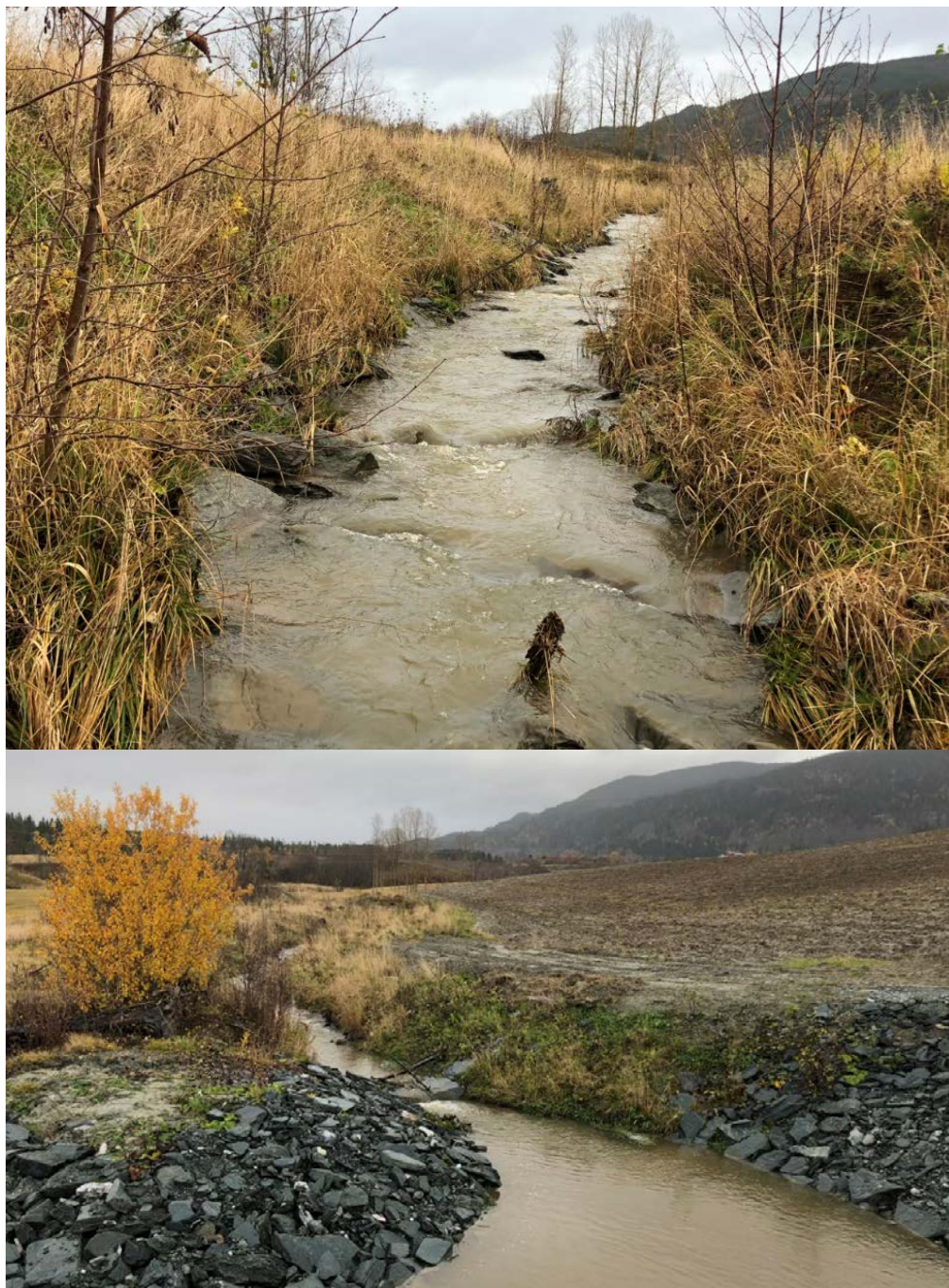
Ryebekken ble undersøkt med en stasjon (st. 25) i nedre del før utløp til sjøen. Resultatene fra 2018 viser at den økologiske tilstanden klassifiseres til «God», og er i tråd med ekspertvurderingen. Resultatene fra bunndyrundersøkelsene de siste årene i Ryesbekken viser variasjoner mellom «Moderat» og «Svært god» økologisk tilstand i nedre del av bekken. Dette indikerer en noe ustabil vannkjemisk situasjon og forurensningsbelastning som vassdraget mottar, som fortrinnsvis er avrenning fra dyrkamark og evt. sanitære lekkasjer (kloakk) fra spredt bebyggelse i nedbørfeltet.

5.5.3 Ristelva/Høstadbekken

Øvre del av Ristelva (st. 28) er undersøkt for første gang i 2018. Stasjonen ble lagt i et relativt nyanlagt bekkeløp (etter erosjonssikring av vassdraget for noen år siden), og er lokalisert nedstrøms Brenslan og st. 29 i Høstadbekken. Resultatene viser at den økologiske tilstanden klassifiseres til «Dårlig», tilsvarende ekspertvurderingen av bunndyrmaterialet. Bunndyrfaunaen domineres av tolerante bunndyrformer, og spesielt rentvannskrevende steinfluer var lite representert. Ved stasjon 29 i Høstadbekken, som er lokalisert et stykke ovenfor, bedres den økologiske tilstanden til «God», og det biologiske mangfoldet øker.

Forskjellen i økologisk tilstand mellom disse to stasjonene er stor, tross relativ nær beliggenhet, og må trolig knyttes til flere årsaker. Det er potensielt en økning i næringssaltanrikning/eutrofieringsstaus og organisk belastning/nedslamming ved stasjon 28 som kan være en forklaring, fordi åkrene ned mot bekkeløpet er høstpløyd, og avgir mye finstoff/næringssalter til vassdraget (se **figur 25**, nedre bilde). Likevel er trolig habitatforskjellene ved de to stasjonene også en viktig forklaring. Ved stasjon 29 er bekkeløpet restaurert og hentet igjen på en mer naturlig måte (**figur 26**). Det vil si at det er benyttet naturlig elvestein i ulike størrelser, røtter og lignende naturhermende teknikker, for å lage gyteområder for ørret og egnede oppvekstområder for ungfisk. Dette gir også godt grunnlag for rask reetablering av en mangfoldig bunndyrfauna. Ved stasjon 28 er

bekkeløpet kun erosjonssikret med grovere spreng-/skuttstein, og har en mer ensartet, monoton og kanalisert utforming. Det er påfallende underskudd på naturlig elvestein og mindre steinstørrelser i bekkeavsnittet. Ingen naturhermende restaurering er foreløpig gjennomført. Dette er erosjonssikring som gir redusert reetablering av bunndyrfaunaen, både i antall bunndyr og mangfold.



Figur 25. Ristelva/Høstadbekken ved stasjon 28. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.



Figur 26. Ristelva/Høstadbekken ved stasjon 29, der det ble påvist rogn i bunndyrprøven (innfelt foto). Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

En velutviklet kantvegetasjon har så vidt begynte å reetablere langs stasjonsområde 29 i Høstadbekken (**figur 27**) etter restaureringen, men denne ser ut til å holdes aktivt nede med hogst. Dette er ikke gunstig for dette bekkepartiet, som nå har blitt et helt avgjørende gyteområde for bekkelevende ørret i hele Ristelva per i dag.



Figur 27. En framvoksende kantvegetasjon i Ristelva/Høstadbekken ved stasjon 29 holdes aktivt nede. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.

5.5.4 Eggbekken

Eggbekken ble prøvetatt på to stasjoner i 2018; en stasjon nedstrøms Fv 707 (st. 30) og samløp med forurensningskilden Ustbekken, og en stasjon i øvre anadrom strekning (st. 31). Begge stasjoner i Eggbekken oppnådde identisk ASPT-indeksverdi tilsvarende «God» økologisk til-

stand, og hadde også likt antall døgn-, stein- og vårfluearter (med variasjon i hvilke arter). Bunnsubstrat ved øvre stasjon framstår vesentlig mindre nedslammet sammenlignet med nedre stasjon. Resultatene fra nedre del av Eggbekken er likevel en forbedring sammenlignet med tidligere, der nedre stasjon alltid har oppnådd vesentlig lavere tilstand og miljøbedømming sammenlignet med øvre. Årsaken har vært knyttet til vesentlig nedslamming av bekkesubstratet i nedre del av Eggbekken, som følge av stor erosjonstilførsel av finpartikler, massetransport og annen forurensning fra Ustbekken, etter at det har pågått anleggsarbeid og blitt etablert deponi nært Ustbekken. Resultatene kan indikere at situasjonen nå har bedret seg noe, ved at bekkeløpet har stabilisert seg (kanter har satt seg og vegetasjon begynner å reetablere) i anleggsområdet og langs bekkeløpet, og at avrenningen av finstoff derfor er noe redusert. Det er konsekvent høstpløying i både Eggbekkens og Ustbekkens nedbørfelt, med bratt gradient ned mot bekkene, så tilførselen av næringssalter, forurensning, masse- og erosjonsproblematikk er fortsatt en stor risiko for vassdragene.



Figur 28. Samløp Eggbekken (blankt vann til venstre) og Ustbekken (turbid vann til høyre) ved bunndyrundersøkelsene i 2018. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 29. Øvre del av Eggbekken og fossen som markerer slutt på anadrom strekning Foto: Morten Andre Bergan.

5.5.5 Søra med Heggstadbekken

Det ble undersøkt til sammen tre stasjoner i Søra (st. 32, 33 og 34) og tre stasjoner i Heggstadbekken (St. 35, 36 og 37). St. 32 ble lokalisert i restaurerte bekkestrekninger av Søra i øvre del, nedstrøms avkjøring til Kattem, mens St. 33 og 34 ble lokalisert hhv. nedstrøms og oppstrøms samløp med Heggstadbekken. I Heggstadbekken ble det etablert en stasjon før samløp med Søra (st. 35), og to stasjon ovenfor fangdam (st. 36 og 37). Bunndyrundersøkelsene i Søra og Heggstadbekken for 2018 har blitt rapportert i et eget upublisert NINA-notat (Bergan 2019). Under følger hovedkonklusjonene i dette NINA-notatet.

I Søra klassifiseres den økologiske tilstanden til «Dårlig» på begge stasjoner nedstrøms (st. 33) og oppstrøms (st. 34) samløp med Heggstadbekken. Resultatene viser ingen holdepunkter på at vannkvaliteten i Heggstadbekken påvirker Søra negativt. Her utgjør den generelle påvirkningen fra nedbørfeltet og nedslamming av bekkesubstratet årsaker til dårlig tilstand, samtidig som det er noe underskudd på naturlig elvestein i ulike størrelser (**figur 30**). Dette bør fylles på i årene som kommer.



Figur 30. Stasjonsområde 33 i Søra nedstrøms samløp med Heggstadbekken preges av stor sprengstein og lite naturlig elvestein i mindre størrelser. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 31. Deler av stasjonsområde 34 i Sørå, oppstrøms samløp med Heggstadbekken. Foto: Morten Andre Bergan.

Det er en forventning til at miljøtilstanden bedres de nærmeste årene, etter hvert som anleggsperioden er helt avsluttet og blottlagt nedbørfelt får stabilisert seg, vegetasjon gror til og lekkasjen av finstoff nært bekkeløpet avtar. Bekkeløpet i Sørå i nyanlagt strekning går svært åpent per i dag, og mottar høy solinnstråling, som gir grobunn for økt begroing/nedslamming. Dette vil også avta dersom man lar overhengende kantvegetasjon vokse til.

Samtidig er st. 32 i øvre, restaurerte del av Sørå på god vei til full reetablering av bunndyrfaunaen, med tallrike forekomster av rentvannskrevende steinfluer og andre bunndyrformer. Her er samlet belastning fra nedbørfeltet i Sørå vesentlig mindre, og bekkibunnen mindre nedslammet per i dag, samtidig som det er gjort en veldig god jobb med naturlig restaurering av bekkeløpet (**figur 32**). Det ble observert stor bekkeløvende ørret på dette avsnittet under bunndyrprøvetakingen (størrelser fra 20-35 cm), og det er en forventning til at vellykket gyting skjedde høsten 2018.

Disse bekkpartiener og strekningene lenger oppover (ved Stabbursmoen skole) vil fungere som avgjørende artsbanker for nedstrøms strekninger i Sørå, og bidra med reetablering av bunndyrfaunaen langs Sørå's gradient ned mot Klett og munning til Gaula.



Figur 32. Stasjonsområde 32 i Sørå er variert, med naturlig restaurering, som har gitt strykstrekninger og lonepartier. Dette gir gode livsbetingelser for ørret, og grunnlag for et bunndyrsamfunn med tilfredstillende biologisk mangfold. Foto: Morten Andre Bergan.

Risikofaktorene for disse nyrestaurerte bekkepartiene av Sørå er knyttet til faren for nedslamming og gjenøring over tid, underskudd på naturlig substrat (elvestein), og til en viss grad også mangel på sikker helårsavrenning, siden vannkilden til Sørå (Søbstadmyra og Nordmyra) er drenert og ødelagt til fordel for skiløyper (inngrep foretatt ca. 1986).

Resultatene fra undersøkelsene i Heggstadbekken før samløp med Sørå høsten 2018 viser en bunndyrfauna som har svært redusert økologisk tilstand. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært dårlig» ved stasjon 35 og 37, og «Dårlig» ved stasjon 36. Ekspertvurderingen tilsvarer «Svært dårlig» tilstand ved alle stasjoner, da bunndyrfaunaen mer eller mindre har kollapset i antall, mangfold og struktur. Det er ingen forventet positiv utvikling eller reetablering av bunndyrfaunaen de siste to årene etter restaurering. Årsaken til den reduserte tilstanden i Heggstadbekken vurderes per i dag å knyttes til vesentlig nedslamming av bekkesubstratet, potensiale for tørrlegging i ekstreme perioder (som sommeren 2018), episoder med jernutfelling og/eller utslipp fra industri/ betongvirksomhet i nedbørfeltet (**figur 33**).



Figur 33. Heggstadbekkens øvre strekninger etter utløp fra kulvert under jernbane framstår som svært belastet vannkjemisk, og har en meget fattig bunndyrfauna, bestående av tolerante fjærmygg (*Chironomus* sp, innfelt lite bilde) og et fåtallig andre forurensningstolerante bunndyrformer. Foto: Morten Andre Bergan.



Figur 34. Fangdam i nedre del av Heggstadbekken er nedslammet og i ferd med å gro igjen i 2018, og har kun noen få centimeters vanndyp. Foto: Morten Andre Bergan.

Fangdammen i Heggstadbekken (**figur 34**) ble slik det ser ut gjenfylt svært raskt etter den ble etablert, og har nå vært gjenfylt i anslagsvis 1-2 år. Funksjonen som fangdam for partikler og finstoff er ikke tilfredstillende. Dette har medført at alt finstoff (og forurensning) som er tilført fra ovenforliggende virksomhet og aktivitet i nedbørfeltet har gått rett ut i Søra, uten fordrøyning, sedimentering og/eller avgiftning. Dammen i Søra nedstrøms samløpet med Heggstadbekken framstår nå også iøynefallende mye grunnere og fullere av finstoff/sedimenter sammenlignet med både situasjonen i 2017 og i 2016.

Det tilrådes at fangdam i Heggstadbekken graves ut på ny for å sikre sin funksjon som sedimentfelle, samt at dam i Søra (**figur 35**) nedstrøms samløpet med Heggstadbekken i tillegg graves ut for deponert finstoff og slam de siste to årene. Dette er finstoff som kan, og trolig vil, settes i bevegelse ved flom og isgang/issmelting, noe som kan gi større negative vannøkologiske konsekvenser for Søra nedstrøms. Dette tiltaket må deretter følges opp med jevne mellomrom etter behov, det vil si at man gjør vurderinger av nedslammingsgraden og foretar tømminger når det måtte behøves.



Figur 35. Dammen i Søra som Heggstadbekken munner til framstår også som mer gjenfylt av sedimentert finstoff. Foto: Morten Andre Bergan.

6 Referanser

Anonym. 2013. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet. 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 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.

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 Sørå 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. Sjøørretbekker i Trondheim, Sør-Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 2 – 2008. Berger feltBIO.

Frost, S., Hurni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a new 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 201801. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2019a, i arbeid. Vannovervåking i Trondheim 2018. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport, i arbeid. Ferdigstilles våren 2019. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2019b, under utarbeidelse. Arbeidstittel: Spylerrapport ifbm Vikelva og Vikelvdal vannbehandlingsanlegg. Miljøenheten rapport, under utarbeidelse. Ferdigstilles i løpet 2019. Trondheim kommune.

7 Vedlegg Artslister

Vårprøver innsamlet 09.05.2017.

Bunndyrtaкса	St. 15	St. 17	St. 20	St. 23	St.25
Bivalia (Småmuslinger)					
Sphaeriidae- erte/kulemusling		64			2
Gastropoda (Snegler)					
Lymnaeidae- damsnegler	1		1	4	
Planorbidae- skive/remsnegler	1		1	2	
Hirudinea (Iglar)					
Glossiphonia sp. cf complanata		1			
Annelida (leddormer)					
Oligochaeta- fåbørstemark	960	64	640	64	384
Isopoda (Isopoder)					
Asellus aquaticus	7	384			
Arachnidae (Edderkoppdyr)					
Acari- midd	15				
Ephemeroptera (Døgnfluer)					
Ameletus inopinatus				1	
Centroptilum luteolum		8			
Baetis sp.		384	64	1	1
Baetis muticus			16		
Baetis niger			4		
Baetis rhodani	5	2304	960	20	96
Heptageniidae				3	
Leptophlebiidae		8			
Leptophlebia vespertina/marginata		11			
Plecoptera (Steinfluer)					
Isoperla sp.		32	12		52
isoperla obscura		1		2	4
Isoperla grammica		6			
Siphonoperla burmeisteri			1	14	6
Brachyptera risi			112	1	
Amphinemura borealis					4
Amphinemura sulcicollis			2	3	56
Nemoura sp		2	4	0	1
Leuctra sp.		80	0	176	320
Leuctra hippopus					1
Coleoptera (Biller)					
Corixidae- Buksvømmer		8			
Elmidae, juvenile			2	48	96
Elmis aenea			16		
Limnius volckmari				4	
Hydraenidae				8	
Scirtidae		64			
Trichoptera (Vårfluer)					
Trichoptera, indet (early instar)				16	
Rhyacophila nubila	9	80	44	32	104
Plectrocnemia conspersa	3		1		
Polycentropus flavomaculatus		96			
Hydropsyche sp.		128			1
Hydropsyche siltalai		64			1
Limnephilidae sp.		10		208	2

Potamophylax cingulatus	1				
Diptera (Tovinger)					
Tovingelarver ubest	6		4		8
Psychodidae- sommerfuglmygg	96		16		128
Limoniidae- småstankelbein	1	64			1
Simuliidae- knott	17	2944	10	24	64
Chaeoborus sp. -svevemygg		24			
Ceratopogonidae- sviknott	14	48	256	32	80
Chironomidae- fjærmugg	4608	7936	5376	608	2432
Antall bunndyr per prøve	5744	14815	7542	1271	3844

Høstprøver innsamlet i perioden 02.10.2018-18.10.2018.

Bunndyrtaksa	st.1	st.2	st.3	st.4	st.5	st.6	st.7	st.8
Bivalia (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling	2				1	2	4	768
Gastropoda (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler	768		4	4	2			
Planorbidae- skive/remsnegler	384	40	64	2	4		1	72
Annelida (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	1024	128	160	32	24	4	160	256
Mysidacea								0
Mysidae								1
Isopoda (Isopoder)								
Gammarus lacustris							2	
Asellus aquaticus	1		1		1		1	1
Arachnida (Edderkoppper)								
Acari- midd					16			
Ephemeroptera (Døgnfluer)								
Centroptilum luteolum					8			
Baetis sp.	512	128	256	128	256	384	768	4
Baetis muticus	64	2	64	16	128	2	8	8
Baetis niger					16		2	40
Baetis rhodani	3328	1088	1152	1664	1536	1408	640	768
Heptageniidae					4	4	4	384
Heptagenia sulphurea		2	12	4	3	12	8	128
Caenis horaria								8
Leptophlebiidae							2	40
Plecoptera (Steinfluer)								
Isoperla sp.	2			2	1	4	6	160
Dinocras cephalotes	16	320	384	80	200	112	48	72
Siphonoperla burmeisteri		4		2	20			4
Brachyptera risi			8		1	1		
Amphinemura sp.	16	80	48	48	96	8	96	384
Amphinemura sulcicollis	32	64	24	16	48	0	0	0
Protonemura meyeri	48	48	80	30	80	96	160	96
Leuctra hippopus	8	64	3	20	56	3	0	24
Heteroptera (Teger)								
Corixidae- Buksvømmer								8
Coleoptera (Biller)								
Elmidae, juvenile		24	160	336	1760	384	384	256
Elmis aenea	24		8	4	4	2	2	8
Limnius volckmari	4	16	8	2	4		2	
Hydraenidae			8		8	1		

Trichoptera (Vårfluer)

Trichoptera indet.								4
Rhyacophila nubila	128	64	16	20	80	48	32	64
Hydroptila sp.			1		1	12		2
Ithytrichia lamellaris					1		4	32
Polycentropodidae	1						4	80
Plectrocnemia conspersa					1			16
Polycentropus flavomaculatus								16
Hydropsyche sp.	64	16	64	12	32	192	256	384
Hydropsyche siltalai		16	16	4	48	28	96	176
Hydropsyche pellucidula							12	32
Limnephilidae sp.	4		1	1	1			
Sericostoma personatum	3		8					
Leptoceridae				1	4			24
Ceraclea nigronervosa								2
Diptera (Tovinger)								
Tovingelarver ubest	16	8	8			64	64	64
Psychodidae- sommerfuglmygg		16	5	16	16		6	
Limoniidae- småstankelbein	32	2	4	8	9	4	16	0
Simuliidae- knott	0	4	8	1	10	896	80	128
Chironomidae- fjærmygg	1280	448	192	1024	384	256	1024	2816
Antall bunndyr per prøve	7761	2582	2767	3477	4864	3927	3892	7330

Bunndyrtaksa	St. 9	St. 10	St. 11	St. 12	St. 13	St. 14	St. 15	St. 16	St. 17
Bivalia (Småmuslinger)									
Sphaeriidae- erte/kulemusling	12	16	1			1		24	112
Gastropoda (Snegler)									
Lymnaeidae- damsnegler	18			14	4	32		8	4
Planorbidae- skive/remsnegler	1				1	12		4	16
Annelida (leddormer)									
Oligochaeta- fåbørstemark	640	1280	384	640	384	384	1792	256	
Isopoda (Isopoder)									
Asellus aquaticus								40	384
Arachnidae (Edderkopppdyr)									
Acari- midd	48			48	2	128			
Ephemeroptera (Døgnfluer)									
Baetis sp.	160	20	1152	2	1	256		256	128
Baetis muticus/niger	32					384			
Baetis muticus	4	16	1280	112	192	1152		512	64
Baetis niger			12					1	8
Baetis rhodani	112	24	1408	512	112	1408	3	6272	512
Baetis fuscatus/scambus	48			3	4	8			
Heptageniidae					2	4			
Heptagenia sulphurea				4	4	8			
Ephemera danica				1					
Plecoptera (Steinfluer)									
Isoperla sp.			18	24	32	48		28	6
Dinocras cephalotes					1	36			
Siphonoperla burmeisteri			3		1	4			

Brachyptera risi			28		1	48			
Amphinemura sp.			48	28	28	1536		512	2
Amphinemura sulcicollis								640	
Nemouridae	12			4				64	2
Nemoura sp					2	8		8	
Nemurella pictetii	2								
Protonemura meyeri					1	16			
Capnia sp				2					
Capniopsis schilleri						1			
Leuctra sp.			12	16					
Leuctra hippopus			9	56	384	512		12	
Heteroptera (Teger)									
Corixidae- Buksvømmmer								4	4
Coleoptera (Biller)									
Dytiscidae (larve)	5							2	
Elmidae, juvenile			2	384	256	128			
Elmis aenea		2		16	32	8			
Limnius volckmari				32		8			
Hydraenidae	160	32	32		16	8		16	
Scirtidae			16						80
Trichoptera (Vårfluer)									
Rhyacophila fasciata		16	16						2
Rhyacophila nubila	512	144	64	640	384	640	2	64	128
Ithytrichia lamellaris						8			2
Wormaldia subnigra									1
Polycentropodidae	96		1				2	72	112
Plectrocnemia conspersa	20	2	5	2					2
Polycentropus flavomaculatus								2	96
Hydropsyche sp.				8	48	56		128	128
Hydropsyche siltalai				2	2	24		256	144
Limnephilidae sp.	1		1	1		4	1		
C. villosa./ A. obscurata						2			
Apatania sp.	1								
Silo pallipes			2						
Sericostoma personatum	1	1	4	4	1	6		3	
Sialis sp. (Mudderfluer)									
						1			
Diptera (Tovinger)									
Tovingelarver ubest	8		16	4					4
Chaeoboridae- svevemygg								32	256
Psychodidae- sommerfuglmygg	384	48	1536	256	64	32	56	96	
Tipula sp.- stankelbein	6		6	2		6			
Limoniidae- småstankelbein	64	16	128	8	16	64	8	16	4
Simuliidae- knott	48	20	64	48	32	32		160	96
Ceratopogonidae- sviknott	4	96	48	2	64		2	384	16
Chironomidae- fjærmygg	1152	640	256	1664	1280	1152	2304	1152	3712
Antall bunndyr per prøve	3551	2373	6552	4539	3351	8165	4170	11024	6025

Bunndyrtaksa	St.18	St.19	St.20	St.21	St.22	St.23	St.24	St.25
Bivalia (Småmuslinger)								
Sphaeriidae- erte/kulemusling		2	16		3		2	1
Gastropoda (Snegler)								
Lymnaeidae- damsnegler		1	4			2		80
Planorbidae- skive/remsnegler	4	2	12			16	48	16
Hirudinea (Iglar)								
Glossiphonia sp.						1		
Helobdella stagnalis		1						4
Hirudidae, cf H. sanguisuga								1
Annelida (leddormer)								
Oligochaeta- fåbørstemark	384	256	1408	192	896	128	128	128
Isopoda (Isopoder)								
Asellus aquaticus	2		4		1	2		
Gammarus lacustris		12						
Arachnidae (Edderkoppyr)								
Acari- midd	128			64		2	4	128
Ephemeroptera (Døgnfluer)								
Ameletus inopinatus	16				1			
Baetis subalpinus						1	4	1
Baetis sp.	128	128	16	160	128	1152	768	384
Baetis muticus/niger	128	256			192			
Baetis muticus	256	384	32		320		64	
Baetis niger	4	16			6		0	
Baetis rhodani	768	1280	1280	1600	1024	384	1664	1792
Baetis fuscatus/scambus		1		10				
Heptageniidae		2						
Ecdyonurus joernensis		4			8			1
Caenis sp.		2						
Leptophlebiidae						2		
Plecoptera (Steinfluer)								
Diura nanseni	12				3		1	
Isoperla sp.	64	24	128		256	72	64	24
Siphonoperla burmeisteri	8	144			208	36	32	
Brachyptera risi	10	4	2		192	8		
Amphinemura sp.	24	1408	224		768	32	1152	1024
Amphinemura sulcicollis		3200			256	640	256	384
Nemouridae	16							
Nemoura sp		4	16		16		6	48
Nemurella pictetii	112							
Protonemura meyeri					1		1	
Capniidae					4			
Capnopsis schilleri	1	16			4			
Leuctra sp.	64	640		1	160	40	2	64
Leuctra hippopus		32	5		6	2	16	32
Leuctra fusca					2			
Leuctra nigra					24			
Heteroptera (Teger)								
Corixidae- Buksvømmer			1					
Coleoptera (Biller)								
Dytiscidae (larve)	2	1						
Elmidae, juvenile	32	640			256	16	128	640

Elmis aenea	16			3		4		
Limnius volckmari		4			16			
Hydraenidae	16	1			128	8	8	
Scirtidae	48	12						
Sialidae , Sialis sp. (Mudderfluer)					5			
Trichoptera (Vårfluer)								
Rhyacophila nubila	4	16	128	80	16	112	384	80
Agapetus ochripes								1
Hydroptila sp.								4
Ithytrichia lamellaris		4						
Oxyethira sp								
Philopotamus montanus					1			
Polycentropodidae	96	128	16		8			16
Plectrocnemia conspersa	48	8		1				2
Hydropsyche sp.	1	112				2	1	4
Hydropsyche siltalai		16					1	2
Limnephilidae sp.	48	6	1		16			
Limnephilidae spp.	16							
C. villosa./ A. obscurata					3		1	
Silo pallipes	1							
Sericostoma personatum	16	16			14			
Leptoceridae					1			
Diptera (Tovinger)								
Tovingelarver ubest		8	16		40	32		
Chaeoboridae- svevemygg		2						
Psychodidae- sommerfuglmygg	8	20	64	128	32		16	32
Tipula sp.- stankelbein			6	12	5			
Limoniidae- småstankelbein	8		32	8	24	48	4	
Simuliidae- knott	4	320		16	128	4		4
Ceratopogonidae- sviknott	64	256	32			2	4	112
Chironomidae- fjærmugg	1152	512	96	320	320	512	256	2304
Antall bunndyr per prøve	3709	9901	3539	2595	5492	3260	5015	7313

Bunndyrtaksa	St.26	St.27	St.28	St.29	St.30	St.31
Bivalia (Småmuslinger)						
Sphaeriidae- erte/kulemusling	4	4		8		4
Gastropoda (Snegler)						
Lymnaeidae- damsnegler		1	4			
Planorbidae- skive/remsnegler					1	
Hirudinea (Iglar)						
Helobdella stagnalis			160			
Annelida (leddormer)						
Oligochaeta- fåbørstemark	2048	208	384	128	1280	384
Isopoda (Isopoder)						
Asellus aquaticus		1				
Arachnidae (Edderkoppdyr)						
Acari- midd	128	128		128	16	
Ephemeroptera (Døgnfluer)						
Centroptilum luteolum			256	64		
Baetis subalpinus			1			
Baetis sp.		40	1664	768	384	1152
Baetis muticus/niger			320	64	1152	640
Baetis muticus	18	256			256	2048

Baetis niger	1	16	1856	384	3	
Baetis rhodani	10	384	896	320	512	2944
Baetis fuscatus/scambus		16	8	4	1	
Plecoptera (Steinfluer)						
Isoperla sp.	5			8	4	16
Taeniopteryx nebulosa						8
Brachyptera risi	2	7			40	160
Amphinemura sp.	3	48		40	8	4
Nemouridae					16	64
Nemoura sp	2	40	6		32	16
Nemurella pictetii						16
Protonemura meyeri						16
Capnia sp				4	24	16
Capnia bifrons	1	23			8	8
Capnopsis schilleri				64	16	4
Leuctra sp.		4		28		
Leuctra hippopus		20			8	3
Coleoptera (Biller)						
Dytiscidae (larve)				8		
Elmidae, juvenile			384	128	768	512
Elmis aenea			4			
Limnius volckmari						2
Hydraenidae	112	80	24	48	32	128
Scirtidae		3				4
Trichoptera (Vårfluer)						
Rhyacophila fasciata	1	2				
Rhyacophila nubila	60	56	44	112	72	384
Hydroptila sp.			12			
Polycentropodidae	1			64	1	
Plectrocnemia conspersa		3		12		
Hydropsyche siltalai			1			
Hydropsyche pellucidula			1			
Limnephilidae sp.	2	6	1	4	4	4
Limnephilidae spp.				16		
C. villosa./ A. obscurata	4					
Potamophylax cingulatus		2				
Limnephilus sp.			1	1		
Silo pallipes		4				
Sericostoma personatum	3	12		12	4	12
Diptera (Tovinger)						
Tovingelarver ubest	512	4	8		16	
Psychodidae- sommerfuglmygg	2	384	32	80	128	256
Tipula sp.- stankelbein	3	8	5			1
Limoniidae- småstankelbein	8	20			256	192
Simuliidae- knott	4	64	7072	2	256	256
Ceratopogonidae- sviknott	16	8	96	48	384	16
Chironomidae- fjærmygg	72	1152	2304	2432	400	384
Antall bunndyr per prøve	3022	3004	15544	4979	6082	9654

Bunndyr/Lokalitet	St.32	St.33	St.34	St.35	St.36	St.37
Bivalia (Småmuslinger)						
Sphaeriidae	8					

Gastropoda (Snegler)						
Lymnaeidae	112	384	4	9	0	
Annelida (Bløtdyr)						
Oligochaeta	192	640	2560	8	104	20
Isopoda						
Asellus aquaticus	2					
Arachnida (Edderkoppdyr)						
Acari	8					
Ephemeroptera (Døgnfluer)						
Baetis sp.	1152	128	128			
Baetis muticus		4	3			
Baetis niger		6	5			
Baetis rhodani	8192	3328	3840		1	
Baetis fuscatus/scambus		80	112			
Plecoptera (Steinfluer)						
Nemouridae	144					
Nemoura cinerea	32		6			
Capnia sp	16					
Capnia atra	1792					
Capnopsis schilleri	128					
Leuctra hippopus	120					
Coleoptera (Biller)						
Dytiscidae, juvenile		12	1	1	3	
Dytiscidae, adult					2	
Elmidae, juvenile	4					
Elmis aenea			1			
Scirtidae	8					
Heteroptera (Teger)						
Corixidae		6	1			
Trichoptera (Vårfluer)						
Rhyacophila fasciata			4	1		
Rhyacophila nubila	176	96	96	14	16	
Oxyethira sp		4				
Polycentropodidae	1					
Plectrocnemia conspersa		12			3	
Limnephilidae sp.					1	
Sericostoma personatum	1					
Diptera (Tovinger)						
Tovingelarver ubest				9	7	3
Psychodidae		64	16			
Tipula sp.	5	24	48	1	8	1
Limoniidae	120	16				
Simuliidae	8	64	112			
Ceratopogonidae	16	16	128		5	
Chironomidae	768	4480	2688	880	1024	120
Antall bunndyr per prøve	12893	9092	10133	918	1183	144

*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 fors–kning
og utredning, miljøovervåking, rådgivning og
evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og
erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere
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- 3400-9

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