

2287

NINA Rapport

## Bunndyrundersøkelser i Amundbekken til Nidelva etter uhellsutslipp av husdyrgjødsel

- Resipientvurderinger og vannmiljøbedømming i henhold til vannforskriften

Morten André Bergan, Terje Henrik Nøst & Karl Jan Aanes



# **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.

# Bunndyrundersøkelser i Amundbekken til Nidelva etter uhellsutslipp av husdyrgjødsel

- Resipientvurderinger og vannmiljøbedømming i henhold til vannforskriften

Morten André Bergan, Terje Henrik Nøst & Karl Jan Aanes

Bergan, M. A., Nøst, T. H. & Aanes, K.J. 2023. Bunndyrundersøkelser i Amundbekken til Nidelva etter uhellsutslipp av husdyrgjødsel. Resipientvurderinger og vannmiljøbedømming i henhold til vannforskriften. NINA Rapport 2287. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, juni 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5084-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Anders Foldvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jørnli

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim kommune

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

-

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst, Trondheim kommune

FORSIDEBILDE

Gjødselrester i Amundbekken den 13.04.2023, fire dager etter utslippet. Foto fra om lag 700 meter nedstrøms utslippskilden/gjødseltanken som havarete. Foto: © Morten André Bergan

NØKKELORD

- Trøndelag
- Bekker
- Bunndyr
- Overvåking
- Forurensning
- Gjødsel
- Landbruk
- Økologisk tilstand
- Vannforskriften

KEY WORDS

- Trøndelag, Norway
- Streams
- Environmental monitoring
- Macroinvertebrates
- Pollution
- Agriculture
- Ecological status
- Water Framework Directive

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

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



## Sammendrag

Bergan, M. A., Nøst, T. H. & Aanes, K.J. 2023. Bunndyrundersøkelser i Amundbekken til Nidelva etter uhellsutslipp av husdyrgjødsel. Resipientvurderinger og vannmiljøbedømming i henhold til vannforskriften. NINA Rapport 2287. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag fra Trondheim kommune har NINA foretatt undersøkelser av bunndyrsamfunnet i Amundbekken den 13. april 2023, om lag fire dager etter et stort utslipp av husdyrgjødsel til bekken. En overfylt gjødseltank/fraukum med om lag 750 kubikkmeter gjødselinnhold kollapset, der rundt 500 kubikkmeter av dette hadde rent ut ned mot en tilløpsbekk til Amundbekken og videre ut i Amundbekken. Amundbekken har utløp til Nidelva på strekningen Øvre Leirfoss-Nordsetfossen. Amundbekken har viktige økologiske funksjoner for fisk, bunndyr og andre vanntilknyttede dyr, og er en svært viktig gytebekk for nidelvørreten.

Utslipp av husdyrgjødsel til vassdrag kan ha store miljøkonsekvenser, både på kort og lang sikt. Gjødselutslipp medfører akutt fysisk nedslamming av vassdragsbunnen, og kan gi økt oksygenforbruk og oksygenvinn, men også mer langsiktige eutrofieringsproblemer. Utslipp av store mengder husdyrgjødsel har også potensiale for å giftvirkning i vann for fisk, bunndyr og andre vanntilknyttede dyr. Husdyrgjødsel inneholder ulike nitrogenforbindelser, der ammoniakk (NH<sub>3</sub>) har størst giftvirkning på vannlevende dyr. Mengden giftig ammoniakk i utslippet, og effekten dette har i resipientene som mottar belastningen, bestemmes av flere faktorer, blant annet pH, vanntemperatur og generell vannkvalitet før utslippet. Bunndyr, og spesielt enkelte bunndyrgrupper, kan være gode indikatorer på denne typen forurensning. Det ble derfor lokalisert tre stasjoner for innsamling av bunndyrprøver i hovedløpet av Amundbekken, hvorav en referansestasjon ble lagt ovenfor utslippet av husdyrgjødsel, og to ble lokalisert langs en gradient nedstrøms. Videre ble en stasjon lokalisert i nedre del av tilløpsbekken som mottok utslippet, like før utløp til Amundbekken.

Resultatene viser til dels store negative effekter for bunndyrfaunaen på alle undersøkte stasjoner nedstrøms utslippet. Resultatene kan knyttes til både fysisk-/mekaniske og vannkjemiske effekter forårsaket av utslippet. Samtidig viser data fra referansestasjonen liten eller ingen tilsvarende påvirkning. De negative effektene i resultatene vises spesielt gjennom vurderinger av mengde/antall (individer) bunndyr og antallsmessig fordeling av dyr innenfor ulike bunndyrgrupper (familier, slekt og arter) på stasjoner i belastet strekning. Samlet antall bunndyrindivider per prøve reduseres med 60-86 % på belastede strekninger nedstrøms utslippet, sammenlignet med referansestasjonen. Sammenlignet med data fra nedre del av Amundbekken året før, så er reduksjonen enda større. Samlet sett viser dette at de fleste bunndyrgrupper som er vanlig forekommende i Amundbekken har tatt skade av utslippet.

Spesielt bunndyrgruppene døgnfluer, fjærmygg og fåbørstemark har tålt utslippet dårlig. Bunndyrgruppen døgnfluer er reduserte med 72-95 % i antall nedstrøms gjødselutslippet sammenlignet med referansen ovenfor utslippet. For fjærmygg varierer reduksjonen i antall med hhv. 62-97 % nedstrøms utslippet, mens det for fåbørstemark er om lag 95 % reduksjon i antall nedstrøms gjødselutslippet. Enkelte arter innen andre bunndyrgrupper, som steinfluer og vårfluer, kan av ulike årsaker ha taklet utslippet bedre, spesielt på stasjoner nært utslippspunktet.

Videre synes den negative biologiske effekten av utslippet å øke i omfang nedover Amundbekken. Dette kan trolig ha sammenheng med at utslippet i all hovedsak synes å være et relativt kortvarig støt med massivt gjødselutslipp i løpet av en dag/timer, kombinert med hurtigrennende vannhastighet, snøsmelting og høy vannføring i vassdragene når utslippet pågikk. Dermed kan strekninger nærmere utslippet ha berget noe bedre, mens det har vært økt innblanding av utslippet i vannsøylen, eventuell dannelse av giftige ammoniakkforbindelser og lengre oppholdstid av giftig vannkvalitet med økende avstand fra utslippet. Det er sannsynlig at utslippet kunne hatt enda større miljøkonsekvens for Amundbekken, dersom tidspunktet hadde vært senere på året, med lavere vannføring og høyere vanntemperatur, som gir dårligere resipientkapasitet i vassdraget.

Generelle forurensningsindekser, som i Norge bl.a. anvendes for klassifisering av økologisk tilstand etter vannforskriften, ga ingen store utslag i miljøbedømmingen i utslippspåvirket strekning. ASPT-indeksen viste til og med bedring i økologisk tilstand på en stasjon med antatt størst utslippspåvirkning. Ved bruk av ASPT-indeks, som er vannforskriftens grunnlag for klassifisering av økologisk tilstand, er det kun små eller ingen avvik fra forventning til «God» økologisk tilstand. Tilsvarende gjelder også for BMWP-indeks, som også viser kun små påvirkninger i utslippsbelastet strekning. For den biologiske mangfoldindeksen EPT er det reduksjon i utslippspåvirket strekning, men avvikene fra referansestasjonen er også her på et lite til moderat nivå. Dette skyldes flere faktorer, bl.a. at indeksene ikke tar hensyn til antall bunndyr (mengde) i vurderingsgrunnlaget, samt at bunndyr som normalt anses som rentvannskrevende i indeksene, ofte kan tåle ulike typer av akutt fysisk- kjemisk vannbelastning. Tross svakheter hos indeksene for mange typer av vassdrag og vannkjemisk belastning, anvendes indekssklassifisering av bunndyr-samfunn i vassdrag med store påvirkninger i vannovervåking og vannforskriftsarbeid i Norge. Om indekser brukes alene og ukritisk, er risikoen stor for at økologisk tilstandsklassifisering ikke oppfyller de normative definisjoner for hver tilstandsklasse. Aktuelle påvirkninger som kan oversees ved feil bruk av resultater og miljøbedømming ved bunndyrundersøkelser, tross stor biologisk konsekvens i vassdraget, er eksempelvis ulike typer gruvepåvirkning, miljøgifter, punktutslipp av kloakk/gjødsel/silo og lignende miljøskadelige stoffer. Ved slike påvirkninger bør indekssklassifiseringer kun anvendes som støtteparameter, der man i stedet anvender ekspertvurdering av bunndyrmaterialet, koblet opp mot data fra referansestasjoner, med større vekt på sammenligninger av antall/mengde dyr (totalt og per taksa). Slik faglige ekspertvurderinger er imidlertid utfordrende, og setter større faglige krav til datakvalitet, og ikke minst bunndyr- /resipientvurderingskompetanse, for å tolke resultatene. Denne spesialiserte fagkompetansen tar mange år å utvikle, og synes å være en mangelvare i Norge i dag.

Høy vannføring, kraftig turbiditet og lav vanntemperatur som følge av snøsmelting gjorde at ungfiskundersøkelser rettet mot å avdekke effekter av utslippet for fisk ikke lot seg gjennomføre på en faglig god måte. Selv om det derfor er vanskelig å vurdere inntill videre, så viser bunndyrdatene at er sannsynlig at også fisk (ørret) i Amundbekken har tatt skade av utslippet, både med tanke på fysisk/mekanisk nedslamming og kvelning av rogn som ligger nedgravd i bunnen etter gyting i fjor høst. Videre kan man ikke se bort fra direkte vannkjemisk giftvirkning for fisk og fiskedød i utslippspåvirket strekning. Dette vil følges opp med undersøkelser av NINA og kommunen senere i 2023.

Morten André Bergan, NINA.

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

Terje Henrik Nøst, Trondheim kommune.

E-post: [terje.nost@trondheim.kommune.no](mailto:terje.nost@trondheim.kommune.no)

Karl Jan Aanes, Aa-vann AS.

E-post: [karljan.aanes@gmail.com](mailto:karljan.aanes@gmail.com)



**Foto:** Bildet viser gjødsel på avveie over snødekt dyrkamark i to tydelige gjødselspor, som i bildet vises som mørke striper på snøen over dyrkamarka. Foto tatt 10. april kl. 11:35, kort tid etter utslippet ble oppdaget. Foto: @Morten André Bergan/NINA

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>6</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Utslipp av husdyrgjødsel og risiko for vannmiljøskader i Amundbekken</b> .....	<b>9</b>
2.1 Potensiale for giftvirkning på bunndyr (og fisk) ved gjødselutslipp .....	11
2.2 Potensiale for biologisk giftvirkning i Amundbekken .....	11
2.3 Andre vannmiljøkonsekvenser av gjødselutslipp .....	12
<b>3 Prøvetakingsomfang og stasjonsbeskrivelser</b> .....	<b>14</b>
<b>4 Metodikk</b> .....	<b>22</b>
4.1 Innsamlingsmetode.....	22
4.2 Metodikk for vurdering av resultater .....	22
4.2.1 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand .....	24
<b>5 Resultater</b> .....	<b>25</b>
5.1 Vurdering av vannmiljøtilstanden ved bruk av indekser.....	27
<b>6 Diskusjon av resultater</b> .....	<b>29</b>
6.1 Døgnfluer .....	29
6.2 Steinfluer.....	30
6.3 Vårfluer .....	31
6.4 Andre bunndyrgrupper.....	32
6.5 Fysisk/mekaniske konsekvenser av gjødselutslipp.....	33
6.6 Inntrykk i felt i tilknytning til resultatene .....	35
6.7 Gjødsel forskrifter og krav .....	36
<b>7 Miljøbedømming ved bruk av indekser</b> .....	<b>37</b>
7.1 Eksempler fra Norge.....	38
7.2 Amundbekken.....	38
<b>8 Konklusjon</b> .....	<b>42</b>
8.1 Bunndyrundersøkelser i Amundbekken .....	42
8.2 Økologisk tilstand og bruk av bunndyrindekser.....	42
<b>9 Referanser</b> .....	<b>44</b>
<b>10 Vedlegg Artslister</b> .....	<b>51</b>



## Forord

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vært fagansvarlig kunnskapsleverandør for biologiske og vannøkologiske undersøkelser i små vassdrag til Trondheim kommune siden 2014, og fikk hasteoppdraget med bunndyr- og resipientundervurderinger knyttet til et omfattende uhellsslipp av husdyrgjødsel til Amundbekken den 10. april 2023. Oppdragsgiver har vært Klima- og Miljøenheten i Trondheim kommune, og vår kontaktperson hos kommunen har vært naturforvalter Terje H. Nøst.

Feltarbeidet for undersøkelsen er utført av Morten André Bergan med assistanse fra Terje H. Nøst. Bergan har vært NINAs prosjektleder for oppdraget, og har stått for den praktiske bunndyrinnsamlingen, bearbeiding og taksonomiske bestemmelser på NINAs laboratorium, samt hatt ansvar for vurdering av resultater og tilstandsvurderinger. Bergan har hatt hovedansvaret for utforming av NINA-rapporten, med faglige innspill og vurderinger i samarbeid med naturforvalter Terje Henrik Nøst (Trondheim kommune) og eksternt fagkonsulent Karl Jan Aanes (Aa-Vann AS).

Trondheim kommune og Terje Henrik Nøst takkes for oppdraget, og for et godt samarbeid underveis i prosjektperioden. Samtidig takkes Karl Jan Aanes i det vannfaglige konsultentselskapet Aa-vann AS for sine faglige bidrag i NINA-rapporten.

Trondheim, juni 2023



Morten André Bergan, prosjektleder NINA

# 1 Innledning

Bynære bekker i Trondheimsregionen er utsatt for mange typer menneskelig påvirkning som kan endre bekkenes vann- og miljøkvalitet, og deretter få konsekvenser for vannmiljø og økologisk tilstand i vassdragene. Bekkene dette gjelder er i all hovedsak små, fra 2-10 meter vassdragsbredde, og har gjerne en begrenset størrelse på nedbørfeltet, kombinert med stor menneskelig aktivitet nært bekkeløpene. Dette gir varierende og til dels lav resipientkapasitet (selvrensningsevne) når det gjelder å håndtere generell avrenning og tilførsel av forurensning fra et stadig økende urbant utbygd og/eller landbrukspreget nedbørfelt. Evne til å håndtere større vannkjemiske akuttutslipp er dermed også svært lav, siden mye av resipientkapasiteten allerede er brukt opp. Små og store akutte utslippshendelser ser ut til å forekomme relativt ofte i små vassdrag i Trondheim kommune, ofte av ulike årsaker, som eksempelvis hendelser med overløp p.g.a. underdimensjonert/utdatert kloakkløsning etter ekstremnedbør, grave-/anleggsarbeid i vassdragenes nedbørfelt, veirelaterte utslipp, industriutslipp, utslipp fra landbruksvirksomhet og andre uhellsutslipp (Bergan 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022 og 2023, Nøst 2006-2022).

## Utslipp av husdyrgjødsel

Mandag formiddag den 10. april 2023 fikk Trondheim kommune og NINA beskjed om at politi og brannvesenet hadde rykket ut til et gårdsbruk i Bratsberg i Trondheim, hvor en fraukum (gjødseltank/-lager) hadde sprukket. Fraukummen rommet rundt 750 kubikkmeter, med et anslag på at rundt 500 kubikkmeter av dette hadde rent ut over dyrkamarka, med bratt helning ned mot en bekk, som dermed hadde blitt kraftig forurenset av husdyrgjødsel. Denne bekken, hovedresipienten for utslippet, har tilløp til Amundsbekken etter noen hundre meter, som igjen har tilløp til Nidelva på strekningen mellom Øvre Leirfoss og Nordsetfossen. Det er uklart hvor mye av husdyrgjødselen som nådde bekken. Observasjoner av Trondheim kommune samme dag avdekket synlig påvirkning, lukt og farge av utslippet helt ned til utløp i Nidelva.

Utslipp av husdyrgjødsel i det omfanget som er beskrevet for utslippshendelsen medfører stor risiko for både fysisk/mekanisk nedslamming og giftvirkning på vannmiljøet i Amundbekken. Husdyrgjødsel inneholder mange nitrogenforbindelser, som både hver for seg og sammen, er dokumentert å ta livet av fisk, bunndyr og øvrig biologisk mangfold knyttet til vann (Bergan 2020c, Bergan 2023). Amundbekken er identifisert som en viktig gytebekk for vandrende nidelvørret (Bergan & Nøst 2023), og er i dag gjenstand for pågående fiskeforsterkende tiltak. Tross stor og økende samlet belastning, så er Amundbekken i dag et svært viktig funksjonsområde for ørret, og er vurdert som en avgjørende faktor for å kunne ha en livskraftig, tallrik bestand av nidelvørret i dette elveavsnittet av Nidelva (Bergan & Nøst 2023). For mer detaljerte vassdragsbeskrivelser av Amundbekken med tilløpsbecker, vises det til Bergan & Nøst (2023). Denne rapporten tar en gjennomgang av kunnskapstatus for Amundbekken med sidevassdrag, og gjør en grundig historisk oppsummering av data- og statusvurderinger for samlet inngrepsbelastning, vannkvalitet, bunndyr- og fiskesamfunn fram til og med året 2022.

I denne rapporten presenterer vi resultater og vurderinger fra bunndyrundersøkelsene som ble gjort i etterkant av utslippet i april 2023. Rapporten baserer seg på et datamateriale innsamlet om lag fire dager etter utslippet fant sted. Formålet med bunndyr- og resipientundersøkelsen var å raskt få faglig vurdert konsekvensene av utslippet av gjødsel med biologiske data, for å få oversikt over og vurdere eventuelle vannøkologiske gifteffekter av gjødselutslippet til Amundbekken med tilløpsbekk. Ved hjelp av bunndyr som kvalitetselement kan man gjøre faglig gode vurderinger av eventuell biologisk giftighet av gjødselutslippet, noe som kan ha overføringsverdi til å vurdere potensiale for gifteffekter hos fisk og andre vanntilknyttede dyr. Som følge av ugunstige feltforhold for et standardisert elfiske, med snøsmelting, stor grad av turbiditet i vannet og kald vanntemperatur (1,9 – 2,2 grader C), lot det seg ikke gjøre å undersøke ungfiskbestanden på en faglig god, kvantitativ måte inntill videre i Amundbekken. Dette vil derfor følges opp på et senere tidspunkt i 2023, under gunstigere vann- og temperaturforhold. Resultater herfra vil i stor grad utfylle og avkrefte/bekrefte resultatvurderingene fra bunndyrundersøkelsen, og vil publiseres i egen NINA-rapport på ungfiskundersøkelser i overvåkingsåret 2023 for Trondheim kommunes små vassdrag.

## 2 Utslipp av husdyrgjødsel og risiko for vannmiljøskader i Amundbekken

Husdyrgjødsel er en viktig næringsressurs for norsk landbruk. Av den totale mengden gjødsel som brukes i jordbruket, er det beregnet at 28 prosent av nitrogenet og 57 prosent av fosforet kommer fra husdyrgjødsel (SSB, 2012, se <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/gjodsel-ressurs-men-miljoproblem>). Bløtgjødsel fra storfe og svin inneholder vanligvis 3 til 5 kilo uorganisk nitrogen per tonn gjødsel (Morken, 2007). Av dette finnes normalt mellom 50 og 85 prosent av nitrogeninnholdet i bløtgjødsel som ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), mens det resterende er ammoniakk (NH<sub>3</sub>) (Sommer m.fl. 2003).

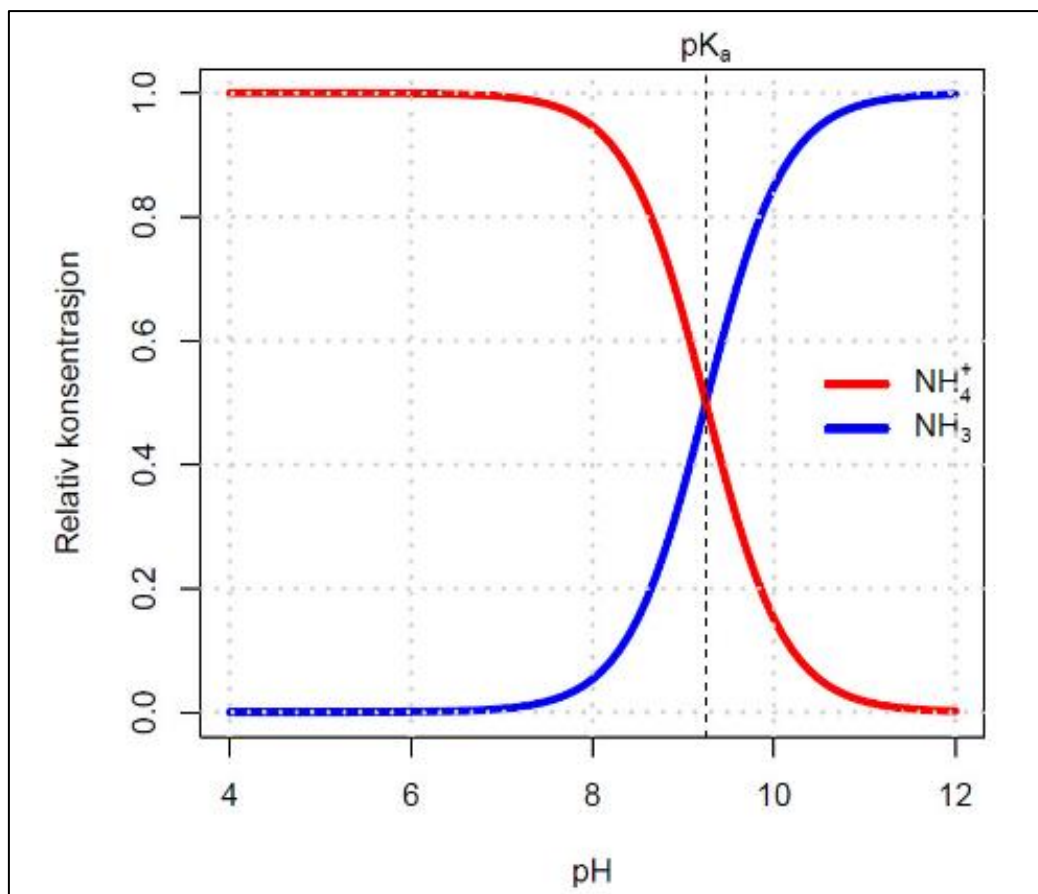
Akutt forurensning av husdyrgjødsel har potensiale til å være svært miljøgiftig, og er en mer eller mindre flytende masse med potensielt miljøgiftige nitrogenforbindelser, som raskt kan spre seg nedstrøms i rennende vann/vannforekomster som Amundbekken, dersom det er på avveie. NH<sub>3</sub> er ansett som vesentlig mer giftig enn NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Anonym 2008). Noe av årsaken til dette kan trolig forklares ved at gjeller hos fisk (og andre organismer med gjelleånding) har høy permeabilitet for NH<sub>3</sub>, og dermed egenskaper til å diffundere lettere gjennom gjeller enn NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Husdyrgjødsel som havner i bekker og elver kan føre til alvorlige konsekvenser for miljøet, og er dokumentert å ta livet av fisk, bunndyr og øvrig biologisk mangfold knyttet til vann (Bergan 2020c, Bergan 2023).

Disse nevnte nitrogenforbindelsene har flere kjente negative miljøeffekter, og husdyrgjødsel er vanligvis oppgitt som den viktigste utslippskilden og årsak. I 2016 sto eksempelvis jordbruket for over 90 prosent av de norske utslippene av ammoniakk, med husdyrgjødsel som den viktigste utslippskilden. Ammoniakk dannes når husdyrgjødsel og annet nitrogenholdig organisk materiale brytes ned under mangel på oksygen. I vann kan ammoniakk forekomme som ikke-ionisert ammoniakk (NH<sub>3</sub>) og som positivt ladete ammoniumioner (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), slik likevekten for ammoniakk løst i vann viser:  $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} = \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$

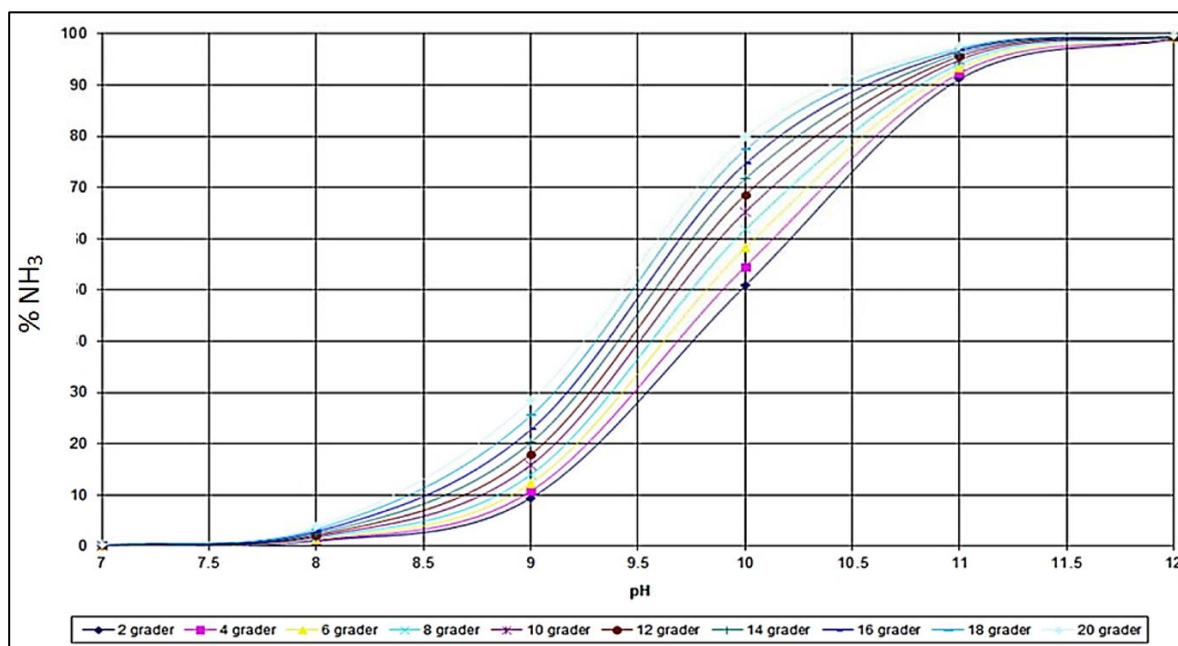
Vannløsningens temperatur (vanntemperatur) og pH i vannet være helt avgjørende for hvor stor andel giftig ammoniakk i vann vil være (Aanes & Berge 2012, Aanes & Bergan 2016). Konsentrasjonen av ammoniakk øker med økende temperatur og pH (Bækken 2014, Aanes & Berge 2012), og mengden (likevekten) av de to formene er svært avhengig av vannets pH-verdi (**figur 1** og **2**).

Husdyrgjødsel har normalt en pH-verdi mellom 7,0 og 8,0. Utslipet av ammoniakk reduseres betydelig når pH i husdyrgjødsel senkes (< pH 6,0). Ammoniakktapet kan da reduseres så mye som ned mot 80 prosent. Ved en slik pH-senkning bindes nitrogenet i husdyrgjødsel som ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), noe som vil redusere gjødselens innhold av ammoniakk (NH<sub>3</sub>). Under avrenning ned mot vassdraget, vil noe av ammoniakken fordampe. Dette bidrar til en lavere pH [ $\text{NH}_4^+ \rightarrow [\text{NH}_3\uparrow] + [\text{H}^+]$ ], men samtidig har husdyrgjødsel en høy bufferkapasitet, noe som betyr at det trengs relativt store mengder syre (H<sup>+</sup>) for å senke pH.

Samtidig som dannelse av ammoniakk kan bestemmes av vanntemperatur (**figur 2**), viser **figur 1** mye foreligger som NH<sub>4</sub><sup>+</sup> i surt vann (pH < 7), altså teoretisk mindre giftig vannkvalitet. Nitrogenet i husdyrgjødsel er da bundet som ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), og mindre ammoniakk (NH<sub>3</sub>). Dersom pH er høyere enn 10-11 vil det meste foreligge som ammoniakk, og vi får en svært giftig vannkvalitet. Under slike forhold kan så godt som alt av akvatisk liv i et vassdrag dø, men så vidt høye pH-verdier er heldigvis ikke vanlig å finne i vannforekomstene naturlig. Likevel kan pH stige som en bieffekt av utslippet, dersom utslippet innhold er stort og basisk nok i forhold til resipienten som mottar utslippet, f.eks. ved hendelser knyttet til utslipp av tunnel-vann til mindre vassdrag (Bækken 2000, 2014, Foldvik mfl. 2022) eller industribetongholdig vann (Bergan 2019b, 2020b, 2021b). Mellom pH 7 og 11 er det en gradvis overgang mellom de ulike formene, fra kun NH<sub>4</sub><sup>+</sup> til mer NH<sub>3</sub>. Ved pH rundt 9 er konsentrasjonene av de to formene normalt omtrent like (**figur 1**, krysninglinje for rød og blå linjer).



**Figur 1.** Relativ konsentrasjon av de to nitrogenformene ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og flyktig ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ) som funksjon av pH (Bjerrumdiagram). Figur hentet fra <https://www.mn.uio.no/>



**Figur 2.** Sammenhengen mellom temp. og pH for dannelse av ammoniakk. Figur hentet fra Aanes & Berge (2012).

## 2.1 Potensiale for giftvirkning på bunndyr (og fisk) ved gjødselutslipp

Giftvirkning kan være en direkte årsak til at utslipp av større mengder husdyrgjødsel reduserer bunndyr- og fiskefauna, og i verste fall fører til omfattende akutt dødelighet av akvatiske organismer i vassdragene. Giftvirkningen kan b.la. medføre celledød i sentralnervesystemet hos organismene, med kramper, koma og død som resultat (Zhou mfl. 2014), og skyldes kompliserte biokjemiske endringer i naturlige fysiologiske og cellebiologiske mekanismer/prosesser hos de akvatiske organismene.

Nitrogen i form av enten ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ) virker i utgangspunktet giftig for alle virveldyr (vertebrater), inkludert akvatiske organismer som bunndyr og fisk, gitt høye nok konsentrasjoner. Hos vannlevende dyr blir ammonium naturlig utskilt i ufarlige mengder, og fortennet videre i vannmassene, uten at dette får stort nok omfang til at det gir en giftvirkning. For eksempel blant fisk som lever tett sammen i oppdrettsanlegg eller i akvarier, kan konsentrasjonen av ammonium derimot bli for høy, slik at vi får såkalt ammoniumforgiftning. Her påvirkes nervesystemet hos dyrene ved depolarisering av membranpotensialet i nevroner, via endringer av transport av kalium ( $\text{K}^+$ ) og kalsium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) gjennom spennings- og ligandregulerte ionekanaler, samt at neurotransmittorer (som NMDA glutamatreseptorer) blir påvirket.

Når det gjelder laksefisk, så er eksempelvis atlantisk laks (*Salmo salar* L.), nærmeste slektning av Amundbakkens ørretbestander (*Salmo Trutta* L.), ansett som svært følsomme for giftige nitrogenforbindelser som ammonium/ammoniakk (Knoph 1992). Eksponering av giftige nivåer av ammoniakk er rapportert å gi gjelleskader, blokkert oksygenopptak, osmoregulatoriske forstyrrelser (US EPA 2013) og svikt i sentralnervesystemet (Randall & Tsui, 2002); alle sentrale fysiologiske responser som kan ende med fiskedød.

## 2.2 Potensiale for biologisk giftvirkning i Amundbekken

Amundbekken har mye av sitt nedbørfelt under marin grense, og har derfor mye leire/marine avsetninger, høyt kalkinnhold og mye grunnvannstilførsel. Dermed er det naturlige forutsetninger for relativt høy pH i vassdraget. Det er lite data på pH-målinger i Amundbekken, men Berger mfl. (2008) foretok en måling på tre steder (nedre, midtre og øvre del) i vassdraget i august 2007. I nedre del ble pH målt til 8,1, mens midtre og øvre del hadde pH-verdier på hhv. 7,9 og 7,8 (Berger mfl. 2008). Dersom denne pH-verdien er representativ for Amundbekken gjennom året, betyr at dette at det skal lite til for at ammoniakklivekten ved utslipp av store mengder husdyrgjødsel forskyves såpass mye at en stor del i løsningsvil foreligge som den giftigste formen ( $\text{NH}_3$ ). Dermed kan et større utslipp av husdyrgjødsel til Amundbekken teoretisk ha akutt giftvirkning, med potensiale for utradering av både bunndyrfauna og fiskesamfunn på strekninger nedstrøms utslippet. Laboratoriestudier har vist at enkelte fiskearter kan være mer sensitive for ammoniakk ( $\text{NH}_3$ )-eksponering enn bunndyr (Gammeter & Frutiger 1990). Dette kan ha flere forklaringer, som f.eks. bunndyrenes evne til å unngå utslippet ved å bevege seg unna giftige konsentrasjoner og oppholde seg nede i substratet i større grad enn fisk. Det kan være mikrohulrom flere titalls centimeter i en naturlig bekkebunn, som enkelte bunndyr kan oppholde seg i, og dermed unnsnippe kortvarig dødelig vannkvalitet.

### Eksempler fra Trøndelag

Omfattende negative biologiske effekter, ofte registrert som akutt fiskedød etter større gjødselutslipp, er dokumentert de siste årene i Trøndelag. En husdyrgjødselkjeller sprang lekk i april 2019, og gjødsel rant ut i elva Grovla/Nordelva i Osen kommune, Trøndelag (Bergan 2020c). Hendelsen var påfallende lik den vi ser nå i Amundbekken, men avstanden til vassdraget var noe kortere. Omfanget (mengde gjødsel på avveie) var ikke kjent, og utslippet ble heller ikke rapportert, men ble avdekket ved en tilfeldighet i forbindelse med andre overvåkingsoppgaver i vassdraget (Bergan 2020c). Dette utslippet tok umiddelbart livet av all laks, ørret og ål i elva



nedstrøms utslippspunktet, noe som ble dokumentert med ungfiskundersøkelser og dødfiskplukking i etterkant (Bergan 2020c). Dette vassdraget hadde en egnet vannkvalitet og høyere vanntemperatur, som gir grunnlag for å kunne gi omfattende omdannelse til ammoniakk og giftighet i vannmassene. Oppfølgende undersøkelser av bunndyr, vannprøvetaking eller prøvetaking av andre parametere ble derimot ikke gjennomført, utover registreringer av dødfisk på stedet rett etter utslippet (Bergan 2020c).

En annen kjent gjødselutslippshendelse til vassdrag i Trondheim skjedde sommer/høst 2022 (Bergan 2023). Høsten 2022 ble det her avdekket et jevnt sig av svært bløt husdyrgjødsel til Steindalsbekken, som er en sidebekk til Nidelva, lokalisert kun 4-5 km nedstrøms Amundbekken utløp til Nidelva. Dette utslippet pågikk trolig over lengre tid (uker/måneder), som følge av fylling av husdyrgjødsel fra tank til spreder (på traktor). Praksisen medførte (sammen med en nedbørsrik sommer/høst) til stor lekkasje av bløtgjødsel direkte til bekken. Utslippet kan ikke sammenlignes med det som har skjedd i Amundbekken, da det utfra Bergan (2023) ble beskrevet å være mindre mengder utslipp av gjødsel per tidsenhet, men likefullt et utslipp som trolig foregikk over en vesentlig lengre tidsperiode. Videre var avrenningen vesentlig bløtere og mer lettoppløselig i vann. Den biologiske effekten på bunndyr var, ut fra resultatene i Bergan (2023), svært negativ, og vassdraget nedstrøms utslippspunktet ble vurdert som vannøkologisk dødt i perioder dette året. Denne vurderingen var basert på bakgrunn av både bunndyrprøver og ungfisktellinger, som viste at det meste bunndyr nedstrøms utslippspunktet var utradert (Bergan 2023), samtidig som ungfisktetthet av ørret var svært lave (Nøst 2023). Gjennom tidsserier og historiske data på bunndyr og ungfisk viste Bergan (2023) at lekkasjer av husdyrgjødsel sannsynligvis har vært en mer eller mindre årlig hendelse for Steindalsbekken, og konkluderte med at dette trolig har tatt livet av fisk og bunndyr i mange år, potensielt helt siden gjødseltanken ble etablert i ca. 2008.

#### **Andre eksempler på biologisk giftige nitrogenforbindelser**

Et utslipp av rundt 1000 liter ammoniakkholdig vann i en overvannsledning som drenerer ut i Sandvikselven (Bærum) tok også livet av mesteparten av laks og ørret i denne elva den 19. september 2005 (Anonym 2008). Utslippet førte til en betydelig økning av konsentrasjonen av ammoniakk, men samtidig også en pH-økning utover det normale, slik at en betydelig andel ammoniakk forelå i den mest giftige formen (NH<sub>3</sub>). Sandvikselva har pH som normalt ligger i området 7,5 eller over (Anonym 2008), noe som er lavere enn målinger fra Amundbekken (Bergan mfl. 2008).

## **2.3 Andre vannmiljøkonsekvenser av gjødselutslipp**

Utover en direkte, akutt biologisk giftighet for både bunndyr og fisk, så kan utslipp av store mengder gjødsel også gi vesentlige andre negative vannøkologiske effekter, både på kort og lang sikt. Dette er effekter knyttet til fysisk/mekanisk påvirkning i vassdraget, som på kort sikt kan gi akutt nedslamming, økt oksygenforbruk og akutt oksygenvinn, og som på lengre sikt bidrar til eutrofieringsproblemer.

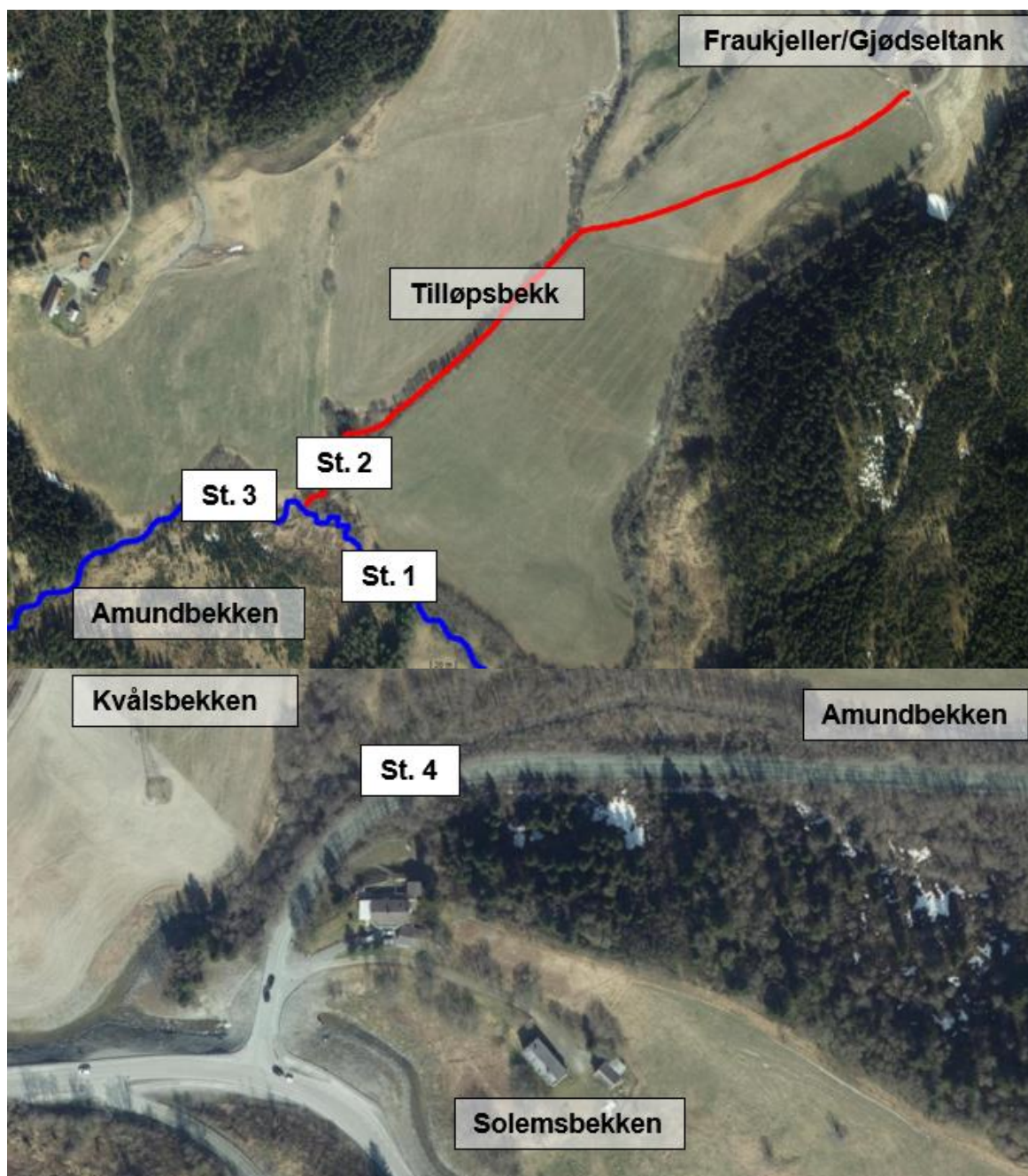
Gjødselmengden som ble tilført Amundbekken har også kapasitet til å gi en stor og akutt fysisk/mekanisk belastning på bekkeløpet og bekkibunnen. Gjødsel, avhengig av konsistensen og sammensetning i utslippet, er organisk materiale, plantefibre/-materiale og partikler i forskjellige små størrelser, og stor akutt sedimentering og nedslamming av bekkibunnen kan raskt gi negative effekter både for bunndyr, fisk og rogn (egg fra laksefisk) i bekken. Spesielt rogn kan være svært følsomme for nedslamming og svipt i oksygentilførsel (Crisp 1989, Elliot 1994, Connallin 2004), slik at eggene kveles og dør. Partikkelforurensing og nedslamming er for øvrig angitt som en av de største risikofaktorene for miljøtilstanden, fisk og biologisk mangfold i by- og landbrukspåvirkede småvassdrag i Trondheim kommune (Bergan & Nøst 2017, Bergan 2023).

Over tid kan overgjødsling av vassdrag gi økt og/eller akselerert eutrofiering, med påfølgende økt primærproduksjon (alge-/plantevekst), slik at man får et misforhold mellom det som produseres under naturlige forhold, og det som dør og skal brytes ned i vassdraget. Resultatet kan

føre til langvarig økt, vedvarende nedslamming og oksygenvinn i vassdrag, spesielt langs bunnen, samt at vassdragets mikrohulrom og habitater forsvinner. Dette kan gi store negative konsekvenser for biologisk mangfold av bunndyr og fisk. Slike effekter er vanlig forekommende i de mest påvirkede vassdragene i Trondheim kommune, eksempelvis i nedre del av Søra fra Nordmyra/Søbstadmyra, Heimdalsbekken og Steindalsbekken (Nøst 2006-2023, Bergan 2023). Hvorvidt dette skjer i Amundbekken er avhengig av vassdragets resipientkapasitet (selvrensningsevne) og øvrig samlet belastning i nedbørfeltet. Dagens status avgjør hvor god (rest-)jevnen til selvrensing er, om denne er overskredet eller ikke som følge av øvrig samlet belastning. For Amundbekken vet vi at vassdraget har økende grad av samlet generell belastning nedover vassdraget, både fra landbruk, boliger og vei, og at status i nedre del er redusert allerede før gjødselutslippet fant sted (Bergan & Nøst 2023). Dermed er det risiko for at mye av resipientkapasiteten allerede er brukt opp og/eller redusert, spesielt for vassdragets midtre og nedre deler etter at det største påvirkningsfaktorene i nedbørfeltet har kommet inn.

### 3 Prøvetakingsomfang og stasjonsbeskrivelser

Den 13. april 2023, i tidsperioden kl. 0830 - 1400, ble det gjennomført feltbefaringer og innsamling av totalt tre bunndyrprøver fra like mange stasjoner i Amundbekken (St. 1, 3 og 4), og en bunndyrprøve fra stasjon i tilløpsbekken (St. 1, hovedresipient) som mottok utslippet av gjødsel (**tabell 1, figur 3**). Stasjonsnettet ble fastsatt i løpet av feltarbeidet, og bestemt ut fra feltvurderinger av egnethet i habitat på stasjonsområdet i vassdragene, samt lokaliseringer i forhold til utslippspunktet av gjødsel (**figur 2, øverst**).



**Figur 3.** Lokalisering av stasjon 1-4 på flyfoto, med angivelse av utslippspunkt og avrenningsvei for gjødsel ned til hhv. tilløpsbekk og Amundbekken (øverst). Flyfoto fra 2019: <https://kart.finn.no/>



**Tabell 1.** Navn, stasjonsnummer, kartreferanse (32 V UTM), lokalisering av stasjoner og innsamlingsdato for bunndyrundersøkelser i Amundsbekken med tilløpsbekk.

Vassdrag	St.	UTM 32V	Lokalisering	Dato
Amundbekken, referanse	1	575654 7024285	Om lag 70 oppstrøms tilløpsbekk/utslipp	13.04
Tilløpsbekk Amundbekken	2	575613 7024359	Om lag 15 meter før tilløp til Amundbekken	13.04
Amundbekken, n/utslipp	3	575550 7024341	Om lag 70 meter nedstrøms tilløpsbekk	13.04
Amundbekken nedre, n/utslipp	4	573597 7024397	Mer enn 2,5 km nedstrøms tilløpsbekk	13.04

### Stasjonsbeskrivelser

**Stasjon 1** i Amundbekken er undersøkelsens referansestasjon det skal måles opp mot for øvrige bunndyrstasjoner. Stasjonen er lokalisert om lag 70 meter oppstrøms samløpet med tilløpsbekken som mottok gjødselutslippet (**figur 4**). Bekkestrekningen domineres av hurtigrennende strykstrekninger i et lite berørt, naturligt og meandrerende bekkeløp dominert av naturlig elvstein og – grus, med innslag av større stein. Enkelte partier har sparsomt med kantvegetasjon, men stedvis velutviklet kantvegetasjon er til stede. Det er en naturlig forekomst av nedsunke røtter og dødt trevrike langs bekkekanter og i bekkeløpet.



**Figur 4.** Stasjonsområde 1 i Amundbekken, ovenfor utslippet. Foto: ©Morten A. Bergan.



Referansestasjon 1 ligger om lag 90 meter nedstrøms punktet der Stavlundbekken møter det som på mange kart er definert som hovedgreina for Amundbekken fra Svartdalen, som er en tilløpsgrein fra Svartdalen (**figur 5**). Greina fra Svartdalen har liten eller ingen menneskelig påvirkning, og kommer fra et urørt nedbørfelt. I vannmengde og nedbørfeltstørrelse synes derimot Stavlundbekken å utgjøre det som kan defineres som hovedgreina for Amundbekken (Bergan & Nøst 2023). Stavlundbekken mottar noe landbruksbelastning (bekkeutretting/kanalisering, plastforsøpling, partikkelforurensning og næringsstofftilførsel) fra dyrka- og beitemark helt ned til bekkeløpet i nedre del av nedbørfeltet (**figur 6, 7 og 8**).



**Figur 5.** Stavlundbekken (t.h. i bildet) møter bekkegrein fra Svartdalen (t.v. i bildet), og danner Amundbekken etter samløp. Stasjon 1 ligger om lag 90 meter nedstrøms dette punktet. Foto: ©Morten A. Bergan





**Figur 6.** Stavlundbekken bærer preg av landbruksbelastning, både i form av dyretråkk i og langs bekkeløpet og avrenning av næringssalter, men har likevel nok resipientkapasitet til å håndtere dagens belastning inntill videre. Foto: ©Morten A. Bergan



**Figur 7.** Stavlundbekken nedstrøms landbruket er svært preget av landbruksplast-forurensning, på samme måte som mange andre vassdrag i et intensivt drevet landbrukslandskap i Klæbuområdet. Foto: ©Morten A. Bergan





**Figur 8.** Stavlundbekken er omfattende kanalisert og utrettet i deler av nedbørfeltet som har landbruk, og kantvegetasjonen er fjernet. Foto: ©Morten A. Bergan

**Stasjon 2** er lagt i nedre del av tilløpsbekken som mottok utslippet (hovedresipient), og ble lagt om lag 15 meter før utløp i Amundbekken (**figur 9**). Denne stasjonen måler på effektene uten innblanding fra Amundbekkens vannmengder oppstrøms. Bekken har sine kilder fra Digresmyra, samt grunnvannstilsig i dette området og nedstrøms. Stasjonsområdet karakteriseres av hurtigrennende strykstrekninger dominert av naturlig elvestein i ulike størrelser, og ligger i et naturlig bekkeløp uten inngrep eller endringer. Store deler av bekkeløpet oppstrøms stasjonen er imidlertid flyttet og kanalisert, og bekken går derfor helt tørr på strekninger ved lav til middels vannføring (Bergan & Nøst 2023). Kantvegetasjonen er intakt og velutviklet, med stor andel nedsunket trevirket og røtter. Stasjon 2 ligger om lag 550-600 meter fra gjødseltanken og utslippskilden, der om lag halvparten av denne distansen er i form av bekkens løp og halvparten utgjøres av gjødselavrenning over dyrkamarka (se flyfoto i **figur 3**, markert med rød linje).



**Figur 9.** Stasjon 2 i tilløpsbekk til Amundbekken, som er hovedresipient for gjødselutslippet.  
Foto: ©Morten A. Bergan

**Stasjon 3** ble lokalisert i Amundbekken om lag 70 meter nedstrøms samløpet med tilløpsbekken. Denne stasjonen måler på effekten av gjødselutslippet i Amundbekken nært utslippspunktet, men med innblanding av «renere» vannmengder fra Amundbekken oppstrøms. Dette området av Amundbekken kan karakteriseres som en innblandingsone for utslippet; strekninger nedstrøms utslippet hvor vannkvaliteten kan variere, før utslippet får full innblanding. Stasjonen har stor grad av hydromorfologisk naturtilstand, med intakt bekkeløp, naturlige substratforhold og urørt kantvegetasjon (**figur 10**, øverst). Stasjonen er dominert av strykstrekninger med naturlig elvestein i ulike størrelser. Det er imidlertid også her synlig landbruksplast-forurensning i bekkeløpet ved stasjonsområdet (**figur 11**, nederst).





**Figur 10.** Stasjon 3 i Amundbekken, lokalisert i en bekkestrekning uten inngrep og endringer, om lag 70 meter nedstrøms samløpet med tilløpsbekk og hovedresipient for gjødselutslippet. Foto: ©Morten A. Bergan

**Stasjon 4** er nederste stasjon i undersøkelsen, og er lokalisert mer enn 2,5 kilometer nedstrøms utslippspunktet av gjødsel fra tilløpsbekken (**figur 11** og **12**). Stasjonen måler på effekter av gjødselutslippet i nedre del av Amundbekken, etter at utslippet har fått god innblanding i vannmassene, samtidig som snøsmelting, ulike små sidevassdrag og grunnsvanstillførsler har gitt en eventuell uttynningseffekt på utslippet. Stasjon ble lokalisert ovenfor tilløp av både Kvålsbekken og Solemsbekken, for å fjerne eventuelle uttynningseffekter disse to sidevassdragene har på utslippet i hovedløpet av Amundbekken. Stasjonen ligger i et hurtigrennende parti i et steinsatt og kanalisert bekkeløp dominert av grove steinstørrelser, med innslag mindre stein- og grus. Bekkebunnen er stort sett kunstig utformet som følge av tidligere inngrep relatert til vei (Bergan & Nøst 2023). Kantvegetasjonen er likevel velutviklet og tett bevokst, med overheng.





**Figur 11.** Stasjon 4 i Amundbekken, om lag 2,5 kilometer nedstrøms utslippspunktet av gjødsel fra tilløpsbekken. Arkivfoto tatt på lav vannføring fra høsten 2016. Foto: ©Morten A. Bergan



**Figur 12.** Stasjon 4 i Amundbekken under feltarbeidet den 13.april 2023, med snøsmelting og høy vannføring. Foto: ©Morten A. Bergan



## 4 Metodikk

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet i vann, og er knyttet til bunnen i elver, bekker og innsjøer. Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstand og vannkvalitet i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en moderat-/hurtigrennende elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og har økologisk tilstand/vannmiljøtilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer, i tillegg til andre rentvannskrevende bunndyrformer 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. Kollaps i hele eller deler av bunndyrfaunaen, med uvanlig lave antall bunndyr per prøve, vil være sikre tegn på uvanlig stor vannkjemisk belastning.

### 4.1 Innsamlingsmetode

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

### 4.2 Metodikk for vurdering av resultater

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av data om bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning i vassdrag er angitt som et viktig kvalitetselement i EU's Vanddirektiv. Direktivet er implementert i norsk vannforvaltning gjennom vannforskriften, og gjør seg gjeldende i norsk vannforvaltning som følge av Norges forpliktelser gjennom EØS-avtalen. Det er utarbeidet klassifiseringsveiledere for vannforskriften, med forslag til innsamlings- og klassifiseringsmetodikk for økologisk tilstand ved bruk av bunndyr: «Veileder 01: 2009 og Veileder 02:2013, revidert i 2015: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften» (Anonym 2009, 2013, revidert 2015).

#### ASPT

ASPT indeks (Average Score per Taxon) (Armitage mfl. 1983) er anvendt til klassifisering av det som i vannforskriften er definert som økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement (Anonym 2009, 2013/- rev. 2015, 2018 og 2019). 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. Indeksen tar ingen høyde

for antall, men «registrering» eller «ikke registrering» av bunndyrtaksa. 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 bunndyrfaunaen 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).

Bunndyrfauna 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

Forurensningsindeksen ASPT er benyttet for å gi en stasjonsvis økologisk tilstandsklassifisering med bunndyr som kvalitetselement. ASPT-referanseverdien er utarbeidet på bakgrunn av et begrenset datamateriale fra middels store og større vassdrag i Norge. Mindre vassdrag av typen bekker er ikke nødvendigvis tilpasset den fastsatte referanseverdien/naturtilstanden. De senere års overvåkingsundersøkelser i Trondheim og ellers i Trøndelag har vist relativt godt samsvar med tilstandsklassifiseringen ved bruk av bunndyr og ASPT-verdier, sammenlignet med vannkjemiske målinger, andre registrerte påvirkningsparametere og en erfaringsbasert ekspertvurdering av miljøtilstanden. Dette gjelder derimot kun for vassdrag med såkalt «generell påvirkning», og som har gradvis innvirkning av belastning nedover vassdragene. Det er flere unntak fra et slikt belastningsbilde i vassdragene, som kan gi misvisende klassifisering, spesielt ved punktutslipp eller andre spesielle vannkjemiske belastninger, akutt-utslipp og enkelthendelser. Hendelsen med utslipp av gjødsel til Amundbekken er et slikt eksempel.

### BMWP

BMWP-indeksverdi (Armitage mfl. 1983) oppgis på bunndyrmaterialet, som er integrert (en del av beregningsgrunnlaget) i ASPT-indeksverdien. Dette er en indeks som heller ikke tar hensyn til antall/mengde av bunndyr, men der registrering hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som kan relateres til graden av påvirkning. Elver med akseptabel, god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002). For små vassdrag i Trondheim og Midt-Norge for øvrig viser de siste årenes bunndyrovervåking at en bør forvente verdier på rundt 100 for de minste vassdragene, og godt over 100 for noe større vassdrag, for å kunne fastslå at den vannkjemiske og/eller habitatmessige (hydromorfologiske) påvirkningen ikke er betydelig (Bergan 2023). Verdier ned mot 80 eller lavere indikerer i de fleste tilfellene markante påvirkninger, enten vannkjemisk (ulike typer forurensninger som miljøgifter, kloakk, gjødsel, silo-/pressaft, tungmetaller, osv) eller hydromorfologisk i vassdraget (f.eks. inngrep og endringer i bekkeløpene, tørrlegging/bunnfrysing). De mest påvirkede vassdragene i Trondheim kommune har ofte BMWP-verdier under 50 og helt ned mot 20, men da pågår det som regel vesentlige vannkjemiske belastninger over tid i nedbørfeltet, som har medført at resipientkapasiteten er permanent overskredet (Bergan 2023).

### EPT

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikator-taksa 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. Indeksen tar ingen hensyn til antall/mengde individer av EPT. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i norske vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse

og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografiske beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet.

#### 4.2.1 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand

For resultatene fra bunndyrundersøkelsene er det anvendt stor grad av ekspertvurdering ved resultatolkningen og miljøbedømmingen, der sammenligninger med referansestasjonen gis stor betydning. Bunndyrdata fra året før (høsten 2022, se Bergan 2023) i vassdraget er også hensyntatt. Antall bunndyr per prøve og strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet på lokaliteten har derfor avgjørende betydning i miljøbedømmingen. Det legges da større vekt på en forventning til enkelte indikatorarters forekomst og tetthet (antall per prøve), med en spesiell sammenligning mellom referansestasjon, belastede stasjoner og/eller tidligere års data. Ekspertvurderingen er forankret i NINAs omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyrfaunaen de siste 15-20 årene i norske små og mellomstore vassdrag (se f.eks. referanseliste i denne rapporten). Ulike vurderinger og klassifiseringer basert på indekser er dermed kun anvendt til evt. støtte for konklusjonene. (En faglig begrunnelse for dette er gitt i **Avsnitt 7**. Vanlige brukte indekser (som f.eks. ASPT) er ikke tillagt betydning i undersøkelsen, og skyldes at det avdekkes for stor usikkerhet og/eller feil tilstandsklassifisering ved bruk av denne typen metodikk. Vår erfaring er derfor at det i slike tilfeller er helt nødvendig å foreta en ekspertvurdering av miljøtilstanden, som forankres i vannforskriftens normative definisjoner av økologisk tilstand (**tabell 3**)).

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

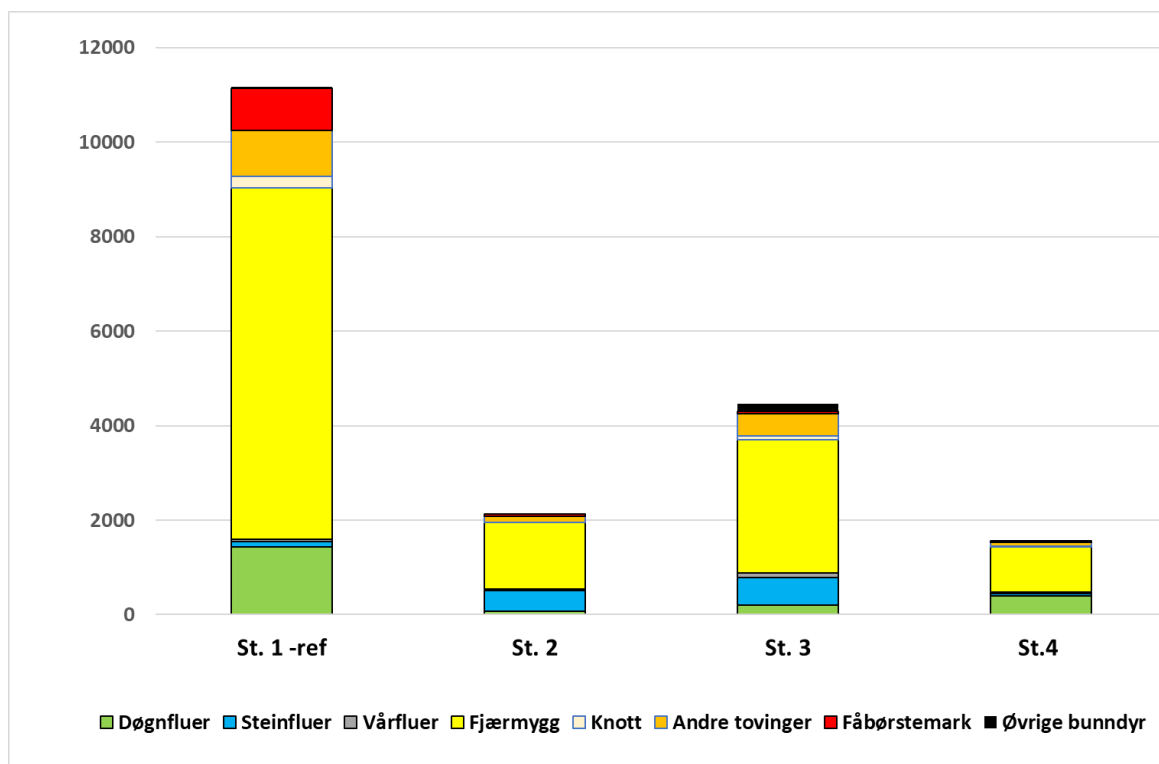
Økologisk tilstand	Forklaring/beskrivelse av tilstandsklasse
<b>Svært god tilstand</b>	Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet (vassdraget) framstår som om det er uten, eller omtrent uten, menneskelig påvirkning.
<b>God tilstand</b>	Påvirkningen er innen akseptable nivåer. Økosystemet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

På bakgrunn av dette inkluderer miljøbedømmingen i denne rapporten en samlet vurdering av det biologiske mangfoldet (EPT; sum av antall arter av døgn-, stein- og vårfluer), ASPT-indeks og BMWP-indeks, men uten spesiell vektlegging av dette. Faglig ekspertvurdering (som følger normative definisjoner av økologisk tilstand) tillegges mest vekt i resultatene.

## 5 Resultater

Det var svært stor variasjon i antall bunndyr og fordeling av bunndyrgrupper per prøve fra de ulike stasjonene som ble undersøkt (**figur 13, tabell 4**, se også komplette artslistene i **Vedlegg**).

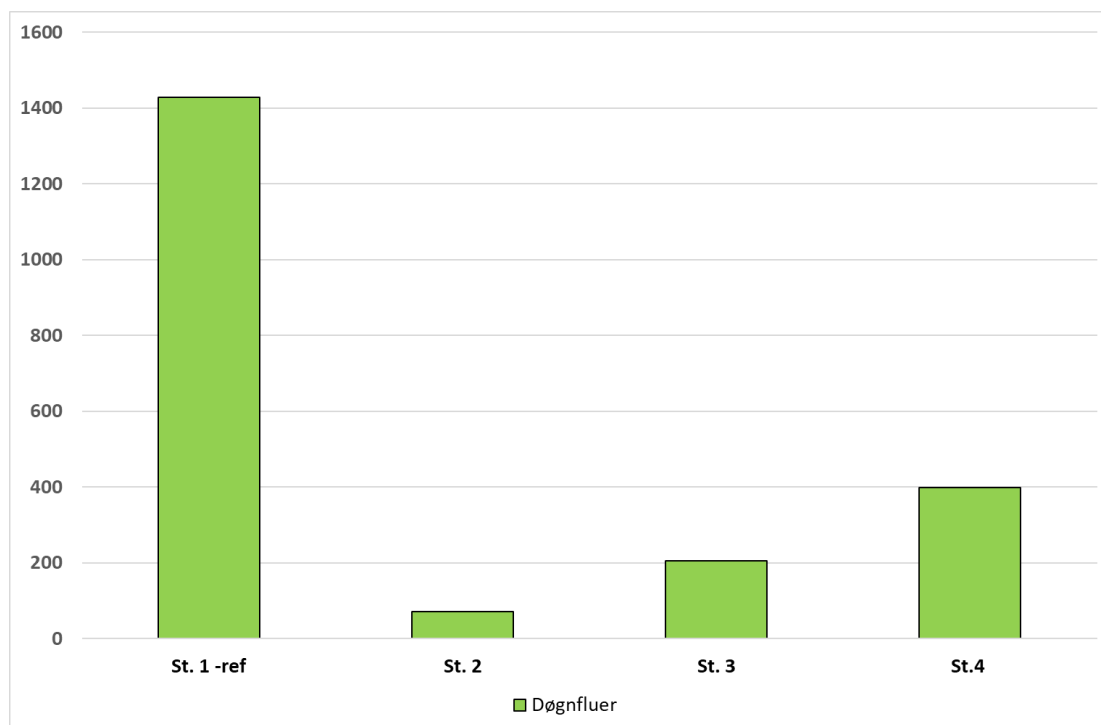
Høyeste bunndyranntall per 3 minutters sparkeprøve ble registrert ved referanestasjonen (st.1), som hadde et totalt antall på mer enn 11000 bunndyr per prøve (**figur 13**). Her dominerte bunndyrgruppene fjærmygg (>7000 individer) og døgnfluer (>1400 individer) bunndyrfaunaen. Ved stasjon 2 i tilløpsbekken (hovedresipient for gjødselutslippet) var det en markant nedgang i totalt antall bunndyr, med i overkant av 2100 bunndyr per prøve. Dominerende bunndyrgruppe i bunndyrprøven var også her fjærmygg (>1400 individer), mens gruppen steinfluer var nest mest tallrike (>400 individer). Ved stasjon 3 ble det registrert i overkant av 4400 bunndyr per prøve, også her dominert av fjærmygg (>2800 individer), i tillegg til steinfluer (>500 individer). Laveste totalt antall bunndyr per prøve ble registrert ved nederste stasjon (st. 4), med i overkant av 1500 bunndyr per prøve. Her dominerte også bunndyrgruppen fjærmygg (>900 individer), etterfulgt av døgnfluer (< 400 individer).



**Figur 13.** Antall bunndyr fordelt på bunndyrgrupper per prøve på den enkelte stasjon i Amundbekken med tilløpsbekk.

Ser man kun på bunndyrgruppen døgnfluer isolert sett i resultatene, så er det også her stor forskjell mellom stasjonene i undersøkelsen (**figur 14**). Denne bunndyrgruppen utgjøres fortrinnsvis av arter innen familien Baetidae i Amundbekken og tilløpsbekk, og er dominert av artene *Baetis rhodani*, tidlige nymfestadier av *B. muticus/niger* og svært små, ubestemte individer innenfor slekta *Baetis* sp. Fra å være tallrike ( $n=1428$ ) ved referanestasjon 1 i Amundbekken, reduseres antallet til kun 72 individer ved stasjon 2 i tilløpsbekken. Dette tilsvarer en reduksjon på 95 % i antall (**tabell 4**). Ved stasjon 3 er totalantallet døgnfluer 205 individer, som tilsvarer en reduksjon på mer enn 85 % sammenlignet med stasjon 1 (**tabell 4**). Nederste stasjon 4 i Amundbekken har en svak økning i antall døgnfluer sammenlignet med stasjon 3, med 398 individer

per prøve, men tilsvarer likevel en reduksjon på mer enn 72 % sammenlignet med referansestasjon 1 ovenfor gjødselutslippet.



**Figur 14.** Antall døgnfluer per prøve på den enkelte stasjon i Amundbekken med tilløpsbekk i april 2023.

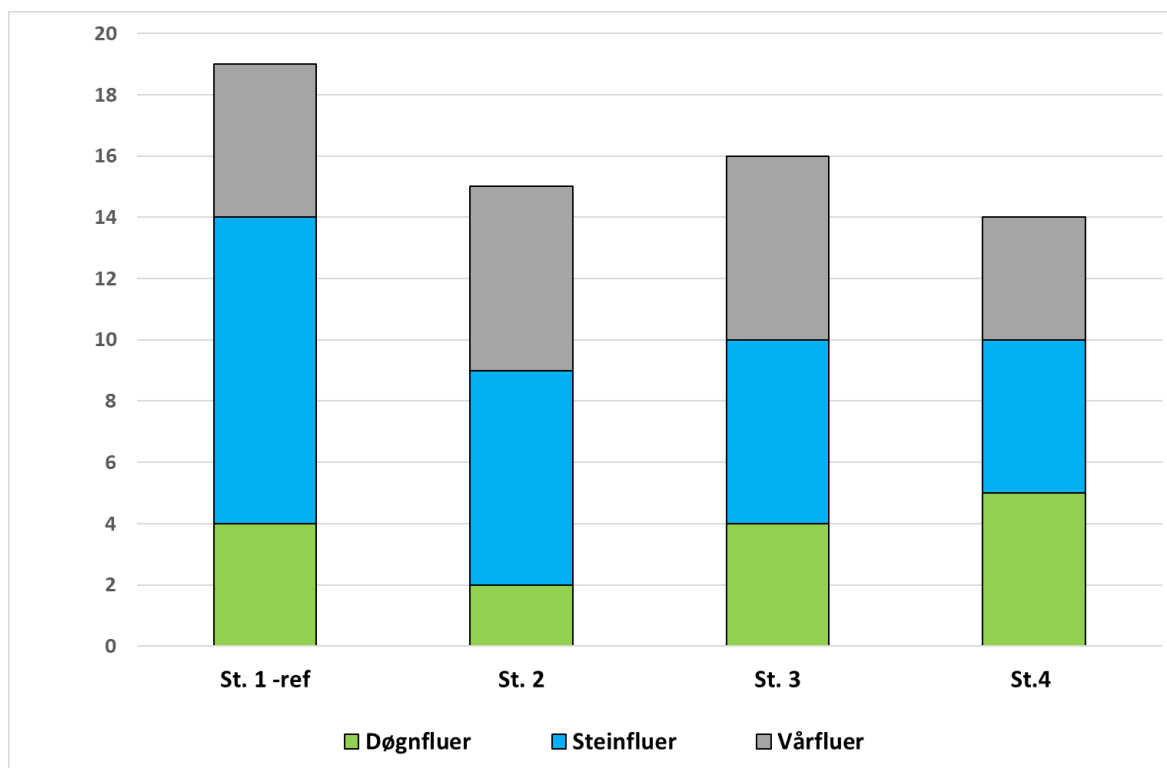
**Tabell 4** viser eksakte beregninger av bunndyrantall for aktuelle bunndyrgrupper på den enkelte stasjon, med prosentvise endringer i rød skrift i parentes, målt opp mot referansestasjon 1. Sammenlignet med referansestasjon 1 vises en nedgang i totalt antall bunndyr per prøve på mellom 60-86 % på stasjoner nedstrøms gjødselutslippet (**tabell 4**), med størst reduksjon ved nederste stasjon i stasjonsnettet (st. 4).

**Tabell 4.** Antall bunndyr per bunndyrgruppe fra den enkelte stasjon, med prosentvis reduksjon (rød skrift) for bunndyrgrupper som er reduserte i antall målt mot referansestasjon 1 (grønn bakgrunnsfarge).

Bunndyrgrupper	St. 1, ref	St. 2	St. 3	St. 4
Døgnfluer	1428	72 (-95 %)	205 (-85,6 %)	398 (-72,1 %)
Steinfluer	120	431 (økning)	584(økning)	46 (-61,7 %)
Vårfluer	52	37 (-28,8 %)	89 (økning)	34 (-34,6 %)
Fjærmygg	7424	1408 (-81 %)	2816 (-62,1 %)	960 (-87,1 %)
Knott	256	7 (-97,3 %)	80 (-68,8 %)	16 (-93,8 %)
Andre tovinger	963	129 (-86,6 %)	481(-50,1 %)	70 (-92,7%)
Fåbørstemark	896	40 (-95,5 %)	48 (-94,6 %)	32 (-96,4 %)
Øvrige bunndyr	22	5 (-77,3 %)	152 (økning)	5 (-77,3 %)
<b>Bunndyr per prøve</b>	<b>11161</b>	<b>2129 (- 80,9 %)</b>	<b>4455 (- 60,1%)</b>	<b>1561 (- 86 %)</b>



Resultatene knyttet til antall ulike EPT (arter/taksa av døgn-, stein – og vårfluer; biologisk mangfold) som ble påvist i bunndyrprøven på den enkelte stasjon er vist i **figur 15**. Her var variasjonen mindre mellom stasjonene, med høyeste antall EPT-taksa påvist ved stasjon 1 (n=19). Laveste mangfold av EPT ble registrert ved stasjon 4 nederst i Amundbekken (n=14).



**Figur 15.** Antall ulike taksa av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjoner i Amundbekken med tilløpsbekk i april 2023.

## 5.1 Vurdering av vannmiljøtilstanden ved bruk av indekser

**Tabell 5** viser en oversikt over ulike indeksverdier og økologisk tilstandsklassifisering ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. **Tabell 5** viser kun små forskjeller mellom stasjonene når det gjelder ASPT-indeksverdi, og få eller ingen utslag som indikerer at det har forekommet akutt, biologisk effekt i Amundbekken med tilløpsbekk. Alle stasjoner i undersøkelsen oppnår en økologisk tilstandsklassifisering tilsvarende «God», med ASPT-verdier som ligger over grensenivået til «God» økologisk tilstand (6,0, se **tabell 2**).

Verd å merke seg er at tilløpsbekken til Amundbekken, som er hovedresipienten for utslippet, og dermed har (teoretisk) mottatt størst belastning, oppnår høyeste ASPT-verdi på 6,79. Denne verdien er svært nært grense God/Svært god økologisk tilstand (6,8 se **tabell 2**). Samtidig oppnår nederste stasjon (st. 4), som av øvrige resultatvurderinger også åpenbart er kraftig påvirket, en indeksverdi som er nær referansestasjonen ovenfor gjødselutslippet (6,50, mot 6,53 ved st. 1). Eneste stasjon som viser noe utslag i ASPT-verdi er stasjon 3 i innblandingssonen nærmest utslippet til Amundbekken. Reduksjonen er imidlertid liten, slik at verdien (6,08) fortsatt tilfredsstillende kriteriene og terskelverdien til «God» økologisk tilstand.

Ser man på BMWP-verdien (**tabell 5**) beregnet ut fra de ulike stasjonenes bunndyrfauna, oppnås høyeste BMWP-verdi ved stasjon 1 (referanse). Her oppnås 98 indekspoeng, som er innenfor det vi kan anse som normale for denne typen små vassdrag i Trøndelag, uten alt for store belastninger. Til sammenligning har tilløpsbekken til Amundbekken lite reduksjon i BMWP-verdi, og oppnår 95 indekspoeng, noe som også skulle indikere lav belastningsgrad. Ved stasjon 3 og 4 i Amundbekken nedstrøms gjødselutslippet har BMWP-indeksverdien derimot sunket noe mer, og er lavest ved stasjon 3 (73 poeng), mot 77 poeng ved stasjon 4, som er lengst unna utslippet. Dette verdier som i henhold til andre studier og NINAs erfaringsgrunnlag kan indikere noe vannkjemisk/hydromorfologisk belastning (Bongard & Koksvik 1989, Bergan & Aanes 2015, 2017b, Bergan 2017, 2018), men ikke på nivå med det som forventes etter et stort utslipp av husdyrgjødsel.

Ved en faglig ekspertvurdering av bunndyrmaterialet fra den enkelte stasjon, som baserer seg på sammenligninger med referansestasjonen og artslistevurderinger, forventninger til dominansforhold, strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrfaunaen, bortfall av indikatorarter, total bunndyrproduksjon og tidligere års data, oppnår alle stasjoner nedstrøms gjødselutslippet «Svært dårlig» vannmiljøtilstand. Denne tilstanden sammenfaller med den normative definisjonen til denne tilstandsklassen i **tabell 3**: «Økosystemene er svært skadet».

Den faglige ekspertvurderingen er imidlertid på linje med indekssklassifisert tilstand ved stasjon 1 ovenfor utslippet, og vurderer dette bekkeavsnittet å ha «God» miljøtilstand etter normative definisjoner i **tabell 3**.

**Tabell 5.** Stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering basert på ASPT-indeks, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2021. Fargekoder ASPT-verdi angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand (se **tabell 2** og **3**).

Indeksverdier for Amundbekken med tilløpsbekk					
St.	Vassdrags- og stasjonsnavn	EPT	ASPT	BMWP	Ekspertvurdering
1	Amundbekken referansestasjon	19	6,53	98	God miljøtilstand
2	Tilløpsbekk (resipient for gjødsel)	15	6,79	95	Svært dårlig miljøtilstand
3	Amundbekken, 70 meter n/ tilløpsbekk	16	6,08	73	Svært dårlig miljøtilstand
4	Amundsbekken, ≥ 2,5 km nedstrøms tilløpsbekk	14	6,50	78	Svært dårlig miljøtilstand

## 6 Diskusjon av resultater

Det innsamlede datamaterialet på bunndyr viser klare indikasjoner på at det har vært en stor negativ effekt på bunndyrfaunaen nedstrøms utslippet til Amundbekken med tilløpsbekk. Resultatene viser store reduksjoner i det totale antallet bunndyr på stasjonene som er påvirket av gjødsel, med mellom 60-86 % mindre totalantall bunndyr per prøve, sammenlignet med referansestasjon (st. 1). Flere bunndyrgrupper, slekter, arter og familier enten er helt borte eller vesentlig redusert i mengde/antall etter utslippet. Mye av de faglige vurderingene knyttes opp mot data fra referansestasjonen, og sammenligninger med tidligere års bunndyrdata fra Amundbekken. Med disse begrensningene som premis, har vi valgt å vurdere gjødsel-effektene mer spesifikt per bunndyrgrupper, og med noe grad av ekspertvurdering og -tolkning opparbeidet fra bunndyrundersøkelser over mange år, og med henvisning til kjent kunnskap, tidligere undersøkelser og resultater fra andre utslippshendelser.

### 6.1 Døgnfluer

Blant EPT- artene synes også denne gruppen av bunndyr å ha tålt utslippet dårligst. Døgnfluer viser størst negativ effekt i prøvene når det gjelder mengde/antall. De klart mest dominerende artene i prøvene er alle innen døgnfluefamilien Baetidae. Dette er døgnfluer med preferanse for rennende vann, dominert av arten *B. rhodani*, små individer av artene *B. niger/muticus* og små individer i slekta (*Baetis sp.*). I antall individer er nevnte arter/slekt og gruppen døgnfluer redusert med mellom 70-95 % i gjødselpåvirket strekning sammenlignet med referansestasjonen. Til sammenligning med stasjon 4 i nedre del av Amundbekken ble det gjort bunndyrundersøkelser også i november 2022, men da noe lenger ned i bekken sammenlignet med april 2023 (Bergan 2023). Denne prøven måler likevel på mange av de samme generasjonene av Baetidaer som vi også skal registrere i prøven fra april 2023 i denne nedre delen av bekken, og antallet individer skal i teorien heller øke enn avta. Dette fordi Baetidae ennå ikke har forlatt vassdraget som voksne insekter i april, og nye generasjoner skal ha kommet fram som nymfer i løpet av vinteren. I november 2022 ble det registrert mer enn 11500 baetidaer per prøve i nedre del av Amundbekken, hvorav 9088 individer ble bestemt som *B. rhodani* (Bergan 2023). I april 2023 registreres det totalt kun 398 baetidaer på stasjon 4, hvorav 108 var representert av individer av arten *B. rhodani*.

Bunndyrgruppen døgnfluer, og da spesielt Baetidaer, er tolerante for moderat eutrofiering/næringssaltanrikning, organisk belastning og nedslamming opp til visse nivåer. Samtidig er denne gruppen svært følsomme indikatorer for bl.a. endringer pH (forsuring og/eller basisk belastning med unormalt høy pH), ulike typer miljøgiftige stoffer og avrenning av tungmetaller. Bunndyrgruppen er derfor gode indikatorer på slike belastninger, som husdyrgjødsel kommer inn under. Arten *B. rhodani* karakteriseres som Norges vanligste døgnflue i rennende vann, og er det viktigste og vanligvis mest tilgjengelige næringsdyret for ungfisk av ørret i Amundbekken. Arten ble påvist med både store, intermediære og små nymfestadier ved referansestasjonen. *B. rhodani* er kjent for å danne overlappende kohorter/generasjoner gjennom året i bekker med noe næringssaltanrikning, begroing og gode livsbetingelser, som vi normalt finner i øvre og midtre del av Amundbekken. På stasjoner i gjødseleksponert strekning manglet bunndyrprøvene derimot flere størrelsesgrupper/kohorter av *B. rhodani*, og det observeres et stort frafall av de minste individene i samme slekt (*Baetis sp.*). *Baetis*-arter har rekke av relativt store, tynne gjeller langs begge bakkroppens sider, og foretrekker hurtigrennende vann, der de ofte er eksponert på steiner på bunnen av vassdrag, mens de beveger bakkroppen opp og ned, for å sikre god oksygen-sirkulasjon gjennom gjellene. Artene er svært gode svømmere, og opptrer derfor også hyppig i vannmassene, og utgjør en vesentlig del av naturlig drift av bunndyr i elver (Bergan & Nystad 2003). Dette gjør dem derfor spesielt utsatt for eventuell giftig vannkvalitet etter et gjødselutslipp, men gjør dem også i stand til å rekolonisere raskt etter utslipp, gjennom nedstrøms drift (i vannmassene) fra artsbanker ovenfor utslipp, dersom dette finnes. Arter innen familien Baetidaer er blant de første til å rekolonisere etter f.eks. restaurering av vassdrag (Bergan, 2010b, Bergan

m.fl. 2017, 2020) eller etter forurensingsutslipp som har opphørt (Bergan & Aanes 2017). Forekomsten av andre døgnfluearter/slekter er for (naturlig) liten i Amundbekken til å gjøre videre vurderinger av dette med hensyn til gjødselutslippet.

## 6.2 Steinfluer

Enkelte arter/slekter i denne gruppen av bunndyr synes ut fra resultatene i bunndyrprøvene å ha tålt utslippet til Amundbekken noe bedre enn gruppen døgnfluer. De fleste steinflueartene er likevel generelt sett ansett som rentvanskrevende arter, og anvendes som indikatorer på lite generell på vannkjemisk eller hydromorfologisk belastning. Artene som ble påvist i Amundbekken scorer høyt (syv til 10 poeng) i f.eks. ASPT-indeksen (se **avsnitt 4.2.2**), noe som i stor grad kan gi positivt utslag på en økologisk tilstandsklassifisering. Studier har derimot vist at en rekke antatt forurensningsfølsomme steinfluearter har høy toleranse for andre påvirkninger, eksempelvis tungmetallpåvirkning (Winner et al. 1980; Petersen and Petersen 1983; Clements 1994; Kiffney and Clements 1994, Bergan & Aanes 2009). Dette er også dokumentert i vanlige overvåkingsundersøkelser i sterkt gruvepåvirkede vassdrag (Aanes & Bergan 2009).

I Amundbekken synes f.eks. individer av arten *Brachyptera risi*, *Amphinemura sulcicolis* og arter innen steinfluleslektene *Leuctra* sp. og *Nemoura* sp. å ha overlevd utslippet uten stor reduksjon i antall. Dette kan f.eks. skyldes ulikheter i tålegrenser for akkurat denne typen belastning, men også artenes atferd og livssyklus (f.eks. hvilket nymfestadium artene befant seg på når utslippet pågikk). Eksempelvis kan forklaringer også knyttes til disse artenes bruk av mikrohulrom nede i substratet, som kan avvike fra døgnfluer, uten at vi har dokumentasjon å vise til på dette.

Arten *B. risi* var tallrik ved b.la. st. 2, som mottok størst konsentrasjon av gjødsel sammenlignet med andre stasjoner nedstrøms. Arten er normalt regnet som sensitiv for ulike typer forurensning og generell eutrofiering/organisk belastning. *B. risi* er en såkalt vår-art, og ble registrert i et av sine siste nymfestadier før klekking til voksen. Den har derfor dannet ett hardere nymfeskall enn tidlige nymfestadier og mange andre bunndyr, samt at arten er svært mobil og bevegelig når det gjelder forflytning langs bekkebunnen, med muligheter for raskt å krype ned i mikrohulrom i bekkebunnen under utslippet.

Vår-arten *Leuctra hippopus* ble registrert med siste nymfestadium før klekking, og var normalt forekommende både på stasjon 2 og til dels stasjon 3, men redusert i antall på stasjon 4. Arten synes å ha tålt belastning fra gjødsel på stasjon 2 og 3. *L. hippopus* er lite tolerant for generell organisk belastning og nedslamming: påvirkninger som er kjent å øke vesentlig nedover Amundbekken (Bergan & Nøst 2023). En påvist reduksjon ved st. 4 kan derfor ikke knyttes direkte til utslippet, siden antallet kan ha vært lavt også før utslippet. Det var også en relativt tallrik forekomst av små individer i slekta *Leuctra* sp. (cf. *nigra*) i både tilløpsbekken (st. 2) og i Amundbekken nedstrøms og nært utslippspunktet (st. 3). Det er noe overraskende at *Leuctra* sp. synes å ha overlevd utslippet på disse stasjonene, men det kan tenkes at disse tidlige nymfestadiene av slekta befant seg godt nede i substratet mens utslippet pågikk, og under innsamlingen av bunndyrprøven, og dermed ikke ble utsatt av like stor akutt eksponering av utslippet.

Arten *A. sulcicolis* øker i forekomst på de to nærmeste stasjoner nedstrøms gjødselutslippet sammenlignet med referanstasjonen, med unntak av på nederste stasjon (st. 4), hvor den er helt borte. Dette er også en relativt tidligklekkende vår-art (sverming som voksen i mai) som var i sene nymfestadier i bunndyrprøven, og kan i likhet med *L. hippopus* reduseres i mengde i eutrofe, organisk belastede og nedslammede bekker.

Arter innen familien Capniidae, dvs. slekta *Capnia* sp. og arten *Capniopsis schilleri*, skal normalt være vanlig forekommende i Amundbekken, og i enkeltår også tallrike i forekomst (Bergan 2023). I april 2023 ble det imidlertid kun registrert tre individer av arten *Capnia bifrons* på alle stasjoner nedstrøms gjødselutslippet, mens fire individer ble registrert på referanstasjonen (st. 1). Alle i siste nymfestadium, like før klekking til voksen. Arten *Capniopsis schilleri* ble ikke registrert i det

hele tatt. Høsten 2022 ble det til sammenligning påvist til sammen mer enn 300 individer av *Capnia* sp/*Capniopsis schilleri* i nedre del av Amundbekken, hvorav 160 individer var *C. schilleri*. Både *Capnia* sp. og *C. schilleri* er relativt tidlige vår-arter, der spesielt *Capnia*-arter kan forlate bekken allerede i mars/april som voksen. Det er derfor noe usikkerhet knyttet til om noe av bestanden av *Capnia bifrons* allerede hadde forlatt bekken. *C. schilleri* skal derimot ikke forlate bekken som voksen før tidligst sent april og mai (avhengig av hvor tidlig snøsmelting er ferdig det året), og kan derfor ha tålt utslippet dårlig. Det ble registrert to rovformer av steinfluer i Amundbekken, og dette var arten *Diura nanseni* og individer i slekta *Isoperla* sp. Dette er arter som er følsomme for eutrofiering, organisk belastning og nedslamming. *D. nanseni* ble kun registrert med svært lav forekomst på referansestasjonen (st. 1), og kan derfor heller ikke forventes å bli påvist med særlig forekomst i midtre og nedre del av Amundbekken før gjødselutslippet. Den ble heller ikke påvist i 2022 (Bergan 2023). *Isoperla* sp., som er små nymfestadier, ble derimot registrert, med 96 individer i 2022, men ble kun påvist med noen få enkeltindivider på st. 2, 3 og 4 i april 2023. Slekta var helt borte i bunndyrprøven fra st. 3. Dette gjør at man må konkludere med dårlig overlevelse for denne steinflueslekta etter utslippet.

En av de antatt mest forurensningstolerante steinflueslekter i rennende vann er *Nemoura* sp, ofte bestående arten *Nemoura cinerea*. Resultatene viste at denne slekta synes å ha tålt utslippet godt, og har økende forekomst nedstrøms utslippet, med unntak av st. 2 i tilløpsbekken, der forekomsten er lav. Dette kan imidlertid ikke utelukkes å også være normalsituasjonen for tilløpsbekken før utslippet.

### 6.3 Vårfluer

Enkelte arter i denne gruppen av bunndyr synes også å ha tålt utslippet bedre enn mange andre grupper. Studier har også vist at enkeltarter av vårfluer har tålt høye ammoniakverdier, som til og med har gitt økt forekomst (Hickey mfl. 1999), og flere vårfluearter er rapportert å ha høy toleranse for eksempelvis tungmetallpåvirkning ((Winner et al. 1980; Petersen and Petersen 1983; Clements 1994; Kiffney and Clements 1994, Bergan & Aanes 2009)

Den frittlevende rovformen, og til dels svært forurensningstolerante arten *Rhyacophila nubila*, synes noe påvirket av utslippet, men arten har likevel økende forekomst på enkelte stasjoner (st. 3) nedstrøms utslippet sammenlignet med referansestasjonen (st.1). Sammenlignet med data fra høsten 2022 er det imidlertid en relativt stor nedgang i antall, fra 512 individer i 2022, til kun 24 individer ved st. 4 i april 2023. Søsterarten *Rhyacophila fasciata* er mindre vanlig i Amundbekken, og ble ikke påvist på referansestasjon 1, men påvises med lavt antall (fra 4- 10 individer) på øvrige stasjoner nedstrøms utslippet i april 2023. Denne arten har trolig nøkkelområder for utbredelse knyttet til en eller flere sidebækker til Amundbekken, og forekommer derfor naturlig nedstrøms disse i Amundbekken, men ikke nødvendigvis oppstrøms. Arten kan derfor ikke anvendes til vurdering av utslippet opp mot referansestasjonen. Sammenlignet med data fra høsten 2022 (Bergan 2023) er det ingen endring av betydning. *R. fasciata* ble registrert med 4 individer på stasjonen i nedre del høsten 2022, som er likt antall med st. 4 i april 2023. Ytterligere en frittlevende art, *Plectrocnemia conspersa*, ble påvist både på referansestasjon (st. 1) og i tilløpsbekken (st. 2), men ikke videre nedover Amundbekken. Arten var så vidt fåtallig også på referansestasjonen, og ble ikke påvist i nedre del i 2022 (Bergan 2023), slik at det er ikke mulig å knytte bortfallet av arten i april 2023 til responser på utslippet.

Av husbyggende vårfluer ble det registrert flere arter innen familien Limnephilidae (slekt *Potamophylax* sp.), der antallet individer økte noe nedstrøms gjødselpåvirkningen. Dette kan indikere at enkeltarter av husbyggende vårfluer har tålt utslippet bedre. Arter i slekta *Potamophylax* sp. har muligheter til å trekke seg inn i et hus bygd av diverse naturlig forekommende materiale i bækker/elver (trefiber, bladbit, gruskorn og lignende materialer). Denne hus-konstruksjonen omslutter larvekroppen og dyrets gjeller, slik at eksponering av eventuell giftig vannkvalitet kan tenkes å bli mindre enn for andre bunndyr uten slik beskyttende konstruksjon (se **figur 16**).

Med hensyn til gjødselutslippet, så er forekomsten av andre vårfluearter/slekter for (naturlig) liten og dermed tilfeldig i Amundbekken i april 2023 til å gjøre videre vurderinger. Dette gjelder f.eks. artene *Sericostoma personatum* (påvist på st. 3) og *Beraea pullata* (påvist på st. 2), som begge ble registrert i sterkt gjødselpåvirkede stasjoner. Begge arter er høytscorende på ASPT-indeksen (10 poeng), og dermed vurdert som rentvannskrevende. Artene er imidlertid husbyggende, med relativt solide hus bygget av mikro-gruspartikler, og har muligheter for å trekke kropp og hode inn i huset, dersom de er truet og/eller eksponert for skadelig/giftig vannkvalitet.

## 6.4 Andre bunndyrgrupper

Blant tovingene (Diptera), som er ansett å bestå av flere forurensningstolerante bunndyrgrupper, er det tydelig tegn til nedgang på stasjoner nedstrøms gjødselutslippet. Dette står i stor motsenning til forventning, der man heller forventer markant økning nedover Amundbekken, etter hvert som belastning (næringssaltinnhold og eutrofieringsstaus) øker. Gruppen fjærmygg (Chironomidae) er her en god indikator blant tovingene. Denne gruppen har mange arter, der noen er rentvannskrevende og mange er forurensningstolerante, men taksonomisk bestemmer man vanligvis kun til gruppenivå i forurensnings-/resipientundersøkelser, som vi har gjort. Det er en kjent respons i bunndyrfaunaen at gruppen tolerante fjærmygg øker i mengde med økende nærings-saltanriking og generell belastning. Det er derfor forventet at fjærmygg skal dominere alle stasjoner som ble undersøkt i april 2023, samt at samlet antall fjærmygg normalt skal øke nedover i Amundbekken, med økende samlet belastning. Resultatene viser imidlertid det motsatte, med reduksjoner mellom 62-87 % i antall av fjærmygg nedstrøms gjødselutslippet sammenlignet med referansestasjonen (st. 1). Det er vist i studier av fjærmygg at denne gruppen kan være sensitive til ammoniakkeksponering, mye avh. av livssyklus og larvestadium, der tidlige larvestadium er mest følsomme (Liu mfl. 2021). Årsaken til at større larver (senere stadium) er mer tolerante er mindre kjent, men en forklaring har vært at større larver kan endre vannets pH, som et resultat av CO<sub>2</sub> utskillelse via økt respirasjon, slik at giftigheten av ammoniakk blir mindre (US EPA 2013)

En av de antatt mest forurensningstolerante bunndyrgruppene i Amundbekken er samlegruppa fåbørstemark (Oligochaeta), som normalt er tallrike nedover i vassdraget (Bergan 2023). Denne gruppen har tendens til å blomstre opp ved generell eutrofiering, organisk belastning og økt nedslamming, og forventes (som for fjærmygg) å øke i forekomst nedover i Amundbekken. Resultatet fra april 2023 er derimot motsatt, med størst forekomst ved st. 1 (referanse). Nedgangen i antall er betydelig på alle stasjoner nedstrøms gjødselutslippet, med en prosentvis reduksjon på godt over 90 %. Det er derfor grunn til å tro at dødeligheten av denne gruppen har vært svært stor. Lignende responser ved større, akutte utslipp av miljøgiftig stoff har også tidligere blitt dokumentert for fåbørstemark-gruppen, f.eks. etter rotenonbehandling av Leirelva i Trondheim (Bergan 2017), eller etter et uhellsutslipp av jernklorid til Enganbekken på Støren (Bergan & Aanes 2015). Ved begge disse utslippstilfellene ble det registrert mengder med død fåbørstemark i kulper og rolige partier langs land i vassdragene etter utslippshendelsene. I et annet tilfelle, ved utslipp av ammonium og nitratholdig tunnelvann til Mastebekken, Modum, viste resultatene imidlertid at fåbørstemark syntes å overleve utslippet, til tross for dokumenterte høye ammoniakkverdier (Bækken 2000). Bækken (2000) forklarte dette ved at arter i denne dyregruppen graver i bunnsstratet, og derfor trolig kunne bli mindre direkte eksponert for vannforurensningene.

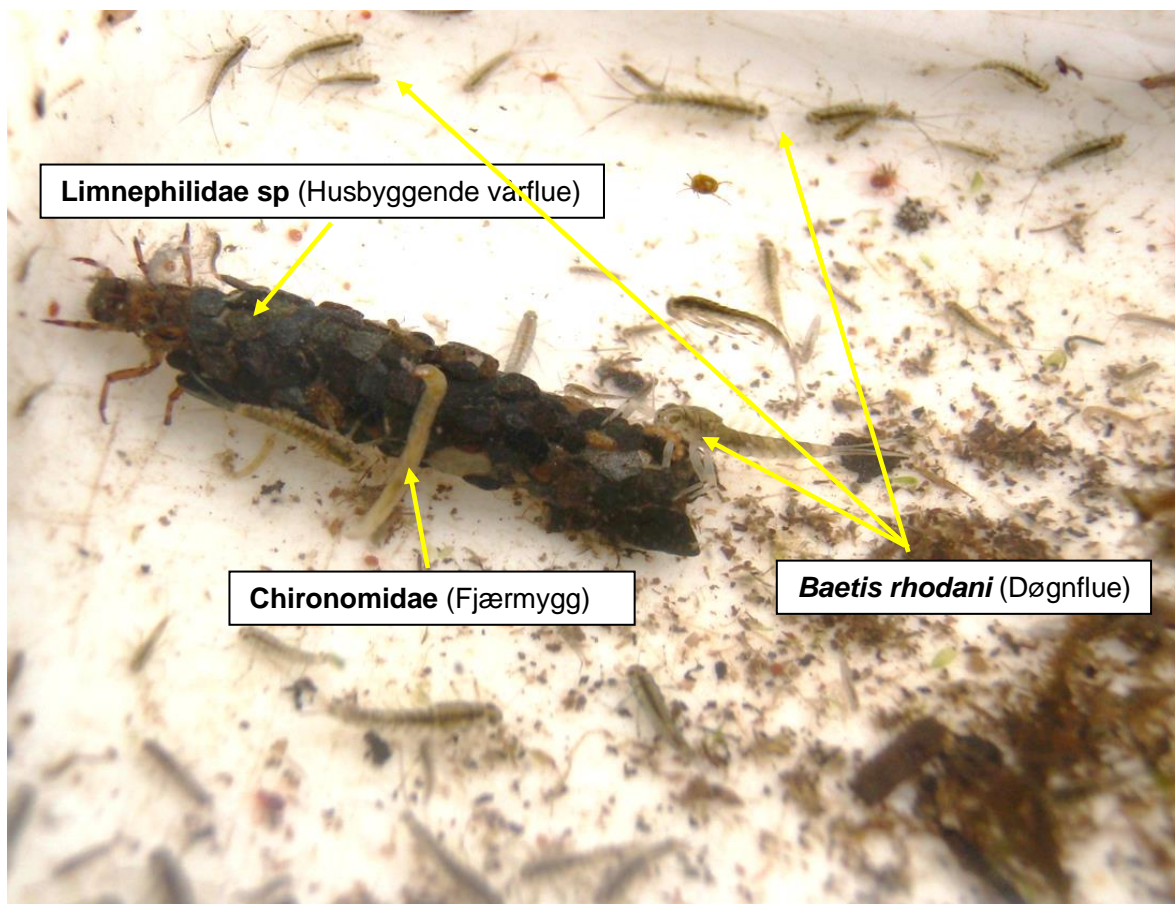
Bunndyrgruppen knott (Simuliidae) er også vesentlig redusert nedstrøms gjødselutslippet, og har mellom 68 -97 % færre individer per prøve sammenlignet med referansestasjon 1. Denne bunndyrgruppen er filtrerende organismer, som ofte befinner seg oppå steiner på bunnsstratet, og kan være lett eksponerte for giftig vannkvalitet eller stor akutt nedslamming/partikkelforurensning. Andre studier har vist dødelighet hos knott ved eksponering av ammoniakk (Pachón & Walton 2011, Grunewald 1978, Adamek & Sukop 1996).

Bunndyrgruppen vanntilknyttede biller (Coleoptera) består normalt av relativt tolerante arter/slekter. Mangfoldet av vanntilknyttede biller kan reduseres med økende forurensning (Benetti, & Garrido, J. 2010). Enkelte arter av palpebiller (Hydraenidae) er regnet som relativt tolerante for



b.la. tungmetallforurensning (Garcia-Criado & Fernández-Aláez 2001). Resultatene fra bunndyrprøvene viser ingen store negative tendenser som kan knyttes til gjødselpåvirkning.

Her observeres b.la. en økning i voksne palpebiller (Hydraenidae) og hårbillelarver (Scirtidae) på st. 3 sammenlignet med referansestasjonen st. 1. Både palpebiller og hårbillelarver er imidlertid borte eller svært fåtallige på nederste stasjon, lengst unna gjødselutslippet. Hvorvidt dette skyldes utslippet, eller andre faktorer (knyttet til økt samlet belastning), er ikke mulig å vurdere.



**Figur 16.** Foto fra prøvetakingsbakk med bunndyr. Husbyggende vårfluer synes å ha tålt utslippet bedre enn døgnfluer og fjærmygg. Foto: ©Morten A. Bergan

## 6.5 Fysisk/mekaniske konsekvenser av gjødselutslipp

Under befaringen av vassdraget den 13. april, var det en tydelig økt fysisk/mekanisk nedslamming og stedvis gjenøring av substratet i bekkene (**figur 17**) nedstrøms utslippet. Dette var synlig i felt, men også tydelig merkbart i de innsamlede bunndyrprøvene nedstrøms utslippet, til og med i nederste stasjon 4, når prøvene ble gjennomgått i laboratoriet (**figur 18**).





**Figur 17.** Synlig stor nedslamming av gjødselrester ble observert i Amundbekkens bekkkanter og bunn under bunndyrinnsamlingen den 13.04.2023, på strekninger nedstrøms samløp med tilløpsbekken. Foto: ©Morten A. Bergan



**Figur 18.** Omfattende mengder av fordøyde plantebaserte rester/fibre som stammer fra kumøkk/gjødsel i bunndyrprøver på stasjon 2, 3 og 4 nedstrøms utslippet. Foto: ©Morten A. Bergan

Akutt fysisk/mekanisk nedslamming av habitater i vassdrag har stort potensiale til å gi reduksjon i antall bunndyr og mangfold, både ved å gi økt dødelighet og/eller framtvinge katastrofe-drift (som beskrevet i neste **avsnitt 6.6**).

### **Vurderinger knyttet til fisk (ørret)**

Bekkestrekninger i Amundbekken nedstrøms utslippet av husdyrgjødsel er de viktigste kjente gyteområdene for nidelvørreten i hele vassdraget. Så godt som all gyting og produksjon av nidelvørret i hele Amundbekken-systemet foregår nedstrøms utslippet, da strekninger oppstrøms er små i dag, arealmessig sett (Bergan & Nøst 2023). Omfanget av gytegroper og nøyaktige lokaliseringer/fordeling etter gyting høsten 2022 er ikke kjent, spesielt ikke på strekninger ovenfor Leiråkervegen og opp mot utslippsområdet for husdyrgjødsel.

Et svært viktig og kjent gyteområde er imidlertid lokalisert på strekningen like nedstrøms stasjon 4 og ned til samløp med Solemsbekken. Etter Solemsbekken og ned mot munning til Nidelva forekommer mange gyteområder, spesielt etter gytesubstratutleggingen i 2022, med antatt mye gyting høsten 2022. Det ble registrert flere store gytegroper og gytefelt på utvalgte steder under bunndyrundersøkelser på dette partiet i fjor (Bergan 2023). Vanligvis skjer klekking og swim-up for årsyngel ørret i Amundbekken i løpet av mai – tidlig juni måned, en vanlig periode for små vassdrag i lavlandet i Trøndelag-regionen. I april-måned vil dermed all ørretrogn gytt foregående høst fortsatt ligge nedgravd i substratet. Når det gjelder giftighet etter utslippet og tålegrenser for deponert ørretrogn i grusen, har vi lite erfaringsgrunnlag å vise til. Rogn fra laksefisk har relativt robuste og tolerante egenskaper for vannkjemiske påvirkninger og endringer i vannkvalitet når den er nedgravd i grusen (Foldvik mfl. 2022). Men, rogn fra laksefisk er følsomme for nedslamming og oksygenvinn. Slike fiskerelaterte problemstillinger av utslippet kan forhåpentligvis besvares etter at høstens ungfisktellinger er gjennomført i Amundbekken.

## **6.6 Inntrykk i felt i tilknytning til resultatene**

NINA har ikke kjennskap til hvordan selve utslippet av gjødsel utartet mens det pågikk, og vi har ingen kunnskap om gjødselets konsistens og sammensetning (bløthetsgrad/vannholdighet, andel fordøyd fiber, pH, osv), utover de oppgitte mengder husdyrgjødsel som kom på avveie. Det er heller ingen opplysninger til oss om hvilke tiltak som ble gjort for å avgrense mengden gjødsel som nådde tilløpsbekken etter at utslippet ble oppdaget.

Utfra observasjoner i felt den 13.04 og vurdering av bunndyrmaterialet/bunndyrprøven, så får man ikke et inntrykk av jevnt og vedvarende sig av gjødsel under og etter utslippet. Basert på datagrunnlaget og feltobservasjonene er det heller inntrykk av at hovedutslippet har vært relativt kortvarig (ikke over flere dager, men timer), gjerne i form av et større, første utslippstøt med mye gjødsel, som relativt raskt har avtatt til avrenning i mindre omfang.

Utslippspunktet av gjødsel til tilløpsbekken, strekninger nedstrøms i denne bekken og i Amundbekken ned mot stasjon 3, har en relativt bratt bekkegradient, med hurtig vannhastighet og strykstrekninger som dominerende vassdragshabitat. Samtidig har vassdragene stor grad av snøsmelting i perioden (timene /dagene) etter utslippet, med flomtopper på dagtid, slik at resipientkapasiteten og utspylingsevnen av forurensning kan ha vært god, relativt sett. Dette kan også bidra med å forklare noe av resultatene i bunndyrmaterialet utover det som allerede er gjort, som viser at enkelte bunndyrgrupper har taklet gjødselutslippet bedre, i alle fall nok til å bli fanget opp av bunndyrprøver, spesielt i tilløpsbekken (st. 2). Denne bekken synes også (kvalitativt vurdert i felt) å ha et godt vannmiljø og svært god habitatkvalitet før utslippet fant sted, noe som kan bidra til kamuflering av negative effekter når gjelder enkelte bunndyrgrupper som f.eks. steinfluer. Det foregår som tidligere nevnt stor grad av naturlig spredning og drift av bunndyr (Bergan & Nystad 2003) innad i alle elver og bekker, og denne driften skjer hovedsakelig ovenfra og ned. Dersom det er rene strekninger med tallrik, bunndyrfauna oppstrøms et utslipp, vil nedstrøms drift av bunndyr fra slike «artsbanker» raskt rekolonisere belastede strekninger, dersom belastningen



har opphørt. Hurtigheten på slik reetablering av bunndyrfaunaen varierer med status på oppstrøms vassdragstrekninger, vannhastighet/gradient på vassdraget, vannføring og nymfe-/larvestadium (livssyklus) hos bunndyrene i reetableringsfasen (Bergan mfl. 2020).

Det faktum at resultatene viser svært negative tegn lengst unna gjødselutslippet er noe bekymringsverdig, og kan skyldes at utslippet etter hvert har fått god og større innblanding i vannmassene i Amundbekken, og fordelt seg slik at enten varigheten (eksponeringstiden) for giftig vannkvalitet har blitt lengre, eller at giftigheten i vannet har økt. Videre indikerer dette at effekten av utslippet har virket i en større utstrekning nedover i Amundbekken, også nedstrøms st. 4, potensielt helt ned til samløp med Nidelva. Ved vannkjemisk påvirkning av en eller annen art, eller ved større flom-episoder, kan såkalt «katastrofe-drift» av bunndyr oppstå (Lauridsen & Friberg, 2005). Denne betegnelsen er brukt for å beskrive en markert økning i drift og forflytning av bunndyr i vassdrag som respons på nevnte forstyrrelser. Bunndyr vil enten reagere ved å aktivt evakuere en lokalitet og følge vannstrømmen nedover (typisk for vannkjemisk belastning), eller spyles ut/rives bort fra substratet (typisk ved ekstremflom). En slik katastrofe-driftrespons skulle i så fall gi en midlertidig økt tetthet nedstrøms utslippet, altså enten ved st. 3 eller st. 4. Det er ingen slik respons eller indikasjoner på katastrofe-drift i våre bunndyrdata, og heller ingen tegn til normalisering av bunndyrfaunaen innenfor stasjonsnett, hvilket leder fram til konklusjonen om at påvirkningen fra utslippet har hatt en større utstrekning, som også går forbi nederste stasjon (st. 4).

Bunndyrstasjon 4 ble bevisst lagt til strekninger ovenfor innblanding av hhv. Kvålsbekken og Solemsbekken, som i teorien kan gi økt selvrensing og uttynning, med mindre giftighet for bunndyr. Fra stasjon 4 og opp til stasjon 3 er det kun et par mindre tilløpsbekker, som sammen med snøsmelting kan bidra med uttynning, selvrensing og avgifting. Utfra resultatene så har dette derimot ikke vært tilstrekkelig for å unngå negative effekter i nedre del av Amundbekken. Likevel synes utslippet å ha inntruffet på vannmiljøforhold som har vært gunstige for Amundbekken med tanke på giftighet og ammoniakk-dannelse, med både lav vanntemperatur (målt til mellom 1,9 og 2,2 grader) og relativt høy vannføring, som på det høyeste (på dagtid) har vært i nærheten av flom hver dag som følge av pågående snøsmelting. Det kan derfor tenkes at de negative effektene og giftvirkningen i Amundbekken ville vært enda større, dersom utslippet av gjødsel hadde skjedd på lavere sommervannføring kombinert med høyere vanntemperaturer. Dette er vannmiljøforhold som gir vesentlig lavere resipientkapasitet i små vassdrag, samtidig som forholdene for omdanning til ammoniakk og giftigere vannkvalitet ligger mer til rette i slike perioder.

## 6.7 Gjødselforskrifter og krav

Som følge av de etter hvert velkjente og (som beskrevet i denne rapporten) potensielt svært miljøskadelige konsekvensene av husdyrgjødsel på avveie i vassdrag, er det utformet strenge retningslinjer og forskrifter knyttet til håndtering av husdyrgjødsel i landbruket.

Akutt forurensing fra lager eller uvøren bruk av husdyrgjødsel er forbudt. Den ansvarlige skal forhindre at slik forurensning skjer. Det er gitt krav til lagring og bruk av husdyrgjødsel i forskrift om organisk gjødsel. Det er kommunen som har myndighet til å føre tilsyn med lagring og bruk av husdyrgjødsel, etter forskrift om organisk gjødsel. Kommunene kan benytte tilsyns- og håndhevingshjemler i forurensningsloven til å følge opp ulovlig forurensning fra husdyrgjødsel. Ut fra «Forskrift om husdyrgjødsel» § 3, med henvisning til § 1 (se <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2002-02-11-337>) ligger det dermed en klar forventning til gode rutiner for god gjødselhåndtering i nedbørfelt hos vannforekomster i landbruksområder. Dette innebærer også vedlikehold, ettersyn og tømning av overfylte gjødsellagre, fraukjellere og tanker før uhell skjer.

## 7 Miljøbedømming ved bruk av indekser

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av data om bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning i vassdrag er angitt som et viktig kvalitetselement i EU's Vanddirektiv. Direktivet er implementert i norsk vannforvaltning gjennom vannforskriften, og gjør seg gjeldende i norsk vannforvaltning som følge av Norges forpliktelser gjennom EØS-avtalen. Det er utarbeidet klassifiseringsveiledere for vannforskriften, med forslag til innsamlings- og klassifiseringsmetodikk for økologisk tilstand ved bruk av bunndyr: «Veileder 01: 2009 og Veileder 02:2013, revidert i 2015: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften» (Anonym 2009, 2013, revidert 2015).

For bunndyr som kvalitetselement angis ASPT-indeksen (Armitage mfl. 1983) som foretrukken klassifiseringsmetode for rennende vann med generell belastning som påvirkningsfaktor. Metoden gjelder for vassdrag i Trondheim kommune. Bunndyrovervåkingen de siste 10-15 årene har vist relativt tilfredsstillende presisjon i tilstandsklassifiseringen ved bruk av denne indeksen, dersom vassdrag som har gradvis, generell påvirkning langs vassdragets gradient. Ved mange vanlige forurensninger gir indeksen imidlertid feil bedømming av vannmiljøet. Gjennom overvåkingen i små vassdrag i regionen, har ASPT-indeksen vist seg å ha dårlig eller lav presisjon ved punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette forholdet gjelder for Amundbekken. Indeksen ASPT, i likhet med mange andre forurensningsindekser, skiller ikke på antall bunndyr for å gi uttelling, men kun registrerte eller ikke registrerte taksa. Svært forurensede vassdragstrekninger kan ha enkeltindivider av rentvannskrevende arter som stammer fra drift fra strekninger ovenfor punktutslippet, til tross for ulevelige vilkår og vannmiljø i det undersøkte vassdragsavsnittet. Dersom utslippet var av kortvarig karakter, samtidig som omfanget var stort, kan også enkeltindivider som tidligere nevnt overleve i hulrom i substratet, ved grunnvannsoppkommer og -tilsig, eller lignende levelige refugier, i vassdraget. Dette er forhold og faktorer som kan gjelde for eksempelvis Amundbekken og gjødselutslippet.

Vi har derfor valgt å se bort fra indeksbruk ved bunndyr- og vannmiljøbedømmingen i denne rapporten. Dette gjøres fordi det er grunn til å tro at både ASPT-indeks, BMWP-indeks og EPT-indeks på ingen måte gjenspeiler den faktiske, reelle vannmiljøstanden i Amundbekken etter utslippet av husdyrgjødsel. Indeksene viser for lite eller manglende utslag i forhold til faktisk belastning og potensiell biologisk giftighet/respons fra utslippet, og viser slik vi vurderer det, stort avvik i økologisk tilstandsklassifisering sammenlignet med den normative definisjonen av tilstandsklassene.

Erfaringer gjennom en 10-15 års bunndyrovervåking viser at indeksvurdering og klassifiseringer av tilstand uten hensyn til mengde/antall bunndyr ofte kan være uegnet ved eksempelvis akuttutslipp eller punktutslipp av en rekke miljøgifter og andre forurensende stoffer, inkludert tungmetallpåvirkning (Bergan 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022 og 2023). Videre tar de nasjonale indeksene, som myndighetene legger til grunn for å klassifisere økologisk tilstand (- og utstede tiltakskrav), ikke hensyn til lokale, regionale og nasjonale geografiske forskjeller eller forskjeller vassdragets størrelse. Dette innebærer at den samme klassifiseringsmetoden brukes i vassdrag langs kysten i Sør-Norge og på fjellet i Nordland, samt i en liten bekk (med vannføring på noen få liter vann per sekund) og i våre største vassdrag (elver med en middelvannføring på nær 700.000 l/s).

## 7.1 Eksempler fra Norge

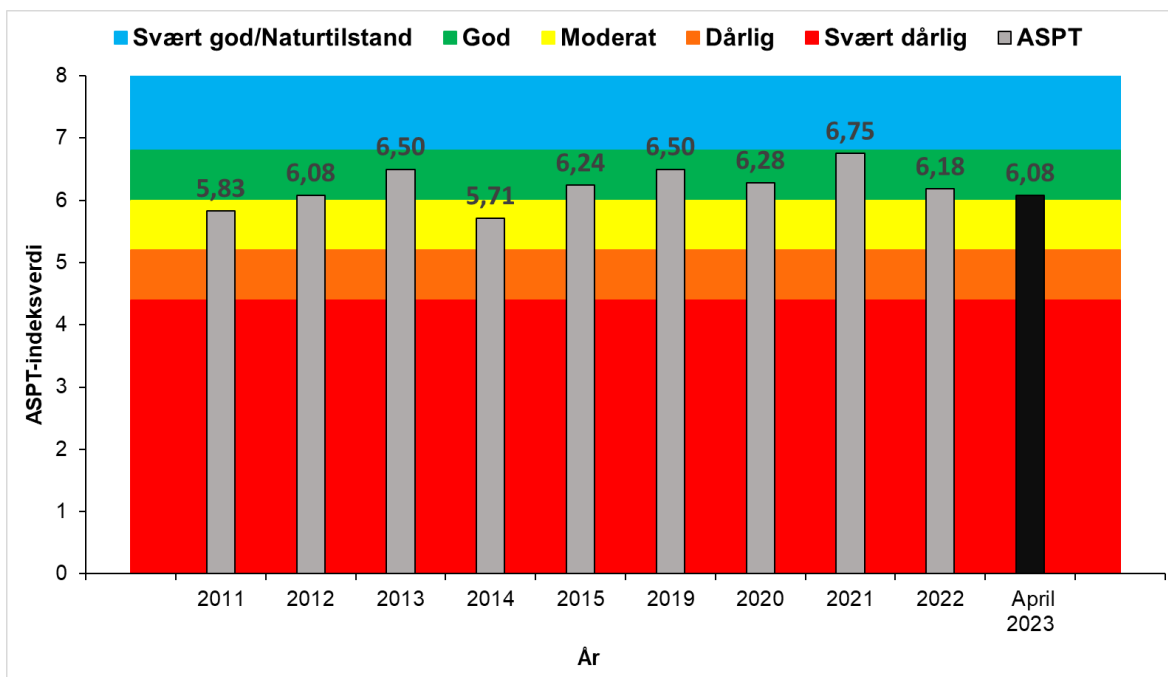
Tross overnevnte usikkerheter og svakheter ved indeksbruk på bunndyresultater, foregår det i dag en omfattende tilstandsklassifisering ved bruk av slike indekser i norsk vannovervåking og vannforvaltning, ofte uavhengig av påvirkningsfaktor. Dette foregår i vassdrag med risiko for vannmiljøfare og/eller biologisk giftighet/dødelighet av akvatisk dyr og fisk, eksempelvis ved overvåking av gruveavrenning til Gaula (Mikkelsen & Værøy 2017). I andre vassdragsovervåkingsundersøkelser knyttet til gruveavrenning er metoden også anvendt, men samtidig vurdert som lite egnet som tilstandsklassifiseringsverktøy for påvirkning som gjelder tungmetaller (Aanes & Bergan 2009). Et godt eksempel på faglig diskvalifisering av indeksbruk som grunnlag for miljøbedømming av forurensninger fins også fra en flerårig overvåkingsundersøkelse av vassdraget Vikelva i Saltdal kommune, Nordland. Her var overvåkingsfokuset rettet mot en antatt forurensningsproblematikk knyttet til generell eutrofiering og organisk belastning etter utslipp av nærings-salter og organisk materiale fra en bedrift. Samtidig viste det seg at et uavdekket, uregelmessig punktutslipp av svært miljøgiftig desinfeksjonsmiddel var det egentlige problemet som måtte løses (Bergan & Aanes 2017, 2019a, 2019b, 2020a, 2020b, 2021a, 2021b, 2022a, 2022b, 2023a, 2023b). Gifteeffekten av stor nok til å ta livet av så godt som all ørret som opphold seg nedstrøms utslippet, en forurensningsstatus som trolig hadde pågått siden 80-årene uten at dette hadde blitt avdekket ved bruk av ulike indeksvurderinger. Undersøkelser av bunndyr og bruk av forurensningsindekser som ASPT, EPT og BMWP ga svært varierende, til dels små, indikasjoner på belastning. Først gjennom ekspertvurdering av bunndyrmaterialet, fortrinnsvis gjennom vurderinger av antall bunndyr per bunndyrgruppe, art og slekt, og sammenligninger med referansestasjoner, lyktes det å konkludere med potensiell dødelig gifteeffekt for fisk og bunndyr i vassdraget. Oppfølgende problemkartlegging og feilsøking ved bedriften fant etter dette raskt årsaken til utslippet, og både bunndyr og fiskesamfunn reetablerte vassdraget umiddelbart etter sanering av denne kilden (Bergan & Aanes 2023a, 2023b).

## 7.2 Amundbekken

For Amundbekken er det klare indikasjoner på enten fysisk/mekaniske nedslammings effekter og/eller biologisk giftvirkning /dødelighet av bunndyr etter utslippet av husdyrgjødsel. Dette vises i liten eller ingen grad på de ulike forurensningsindeksene ASPT og BMWP, og indeksen på artsrikdom (biologisk mangfold av EPT) ga også kun små utslag.

Det eksisterer tidsserier på ASPT-indeksverdier fra nedre del av Amundbekken (**figur 19**), som er beregnet fra høstprøver (innsamlet i perioden september-november de aktuelle årene). Høstprøver måler på de fleste av artene som skal danne vintergenerasjonene i et bunndyrsamfunn i vassdrag, og fanges derfor i stor grad opp også i tidlige vårprøver, før disse artene har forlatt vassdraget som voksne insekter. I april måned er mesteparten av denne vintergenerasjonen fortsatt som nymfer/larver i vassdraget, med noen svært få unntak (f.eks. svært tidliglekkende steinfluer i familien Capniidae eller arten *Taeniopteryx nebulosa*). Disse tidsseriedataene er imidlertid fra stasjoner som ligger noe nedstrøms st. 4 i vår undersøkelse, slik at en viss usikkerhet ved sammenligninger med bekkepartier lengre opp i vassdraget foreligger. Tidsseriene viser at ASPT-verdien var lavere i kun to av ni overvåkingsår i nedre del Amundbekken i perioden 2011-2022 (**figur 19**, grå søyler). Dette var år med vanlig generell belastning til vassdraget, men uten kjente gjødselutslipp, i motsetning til ASPT-verdien målt i april 2023, etter gjødselutslippet (**figur 19**, svart søyle).

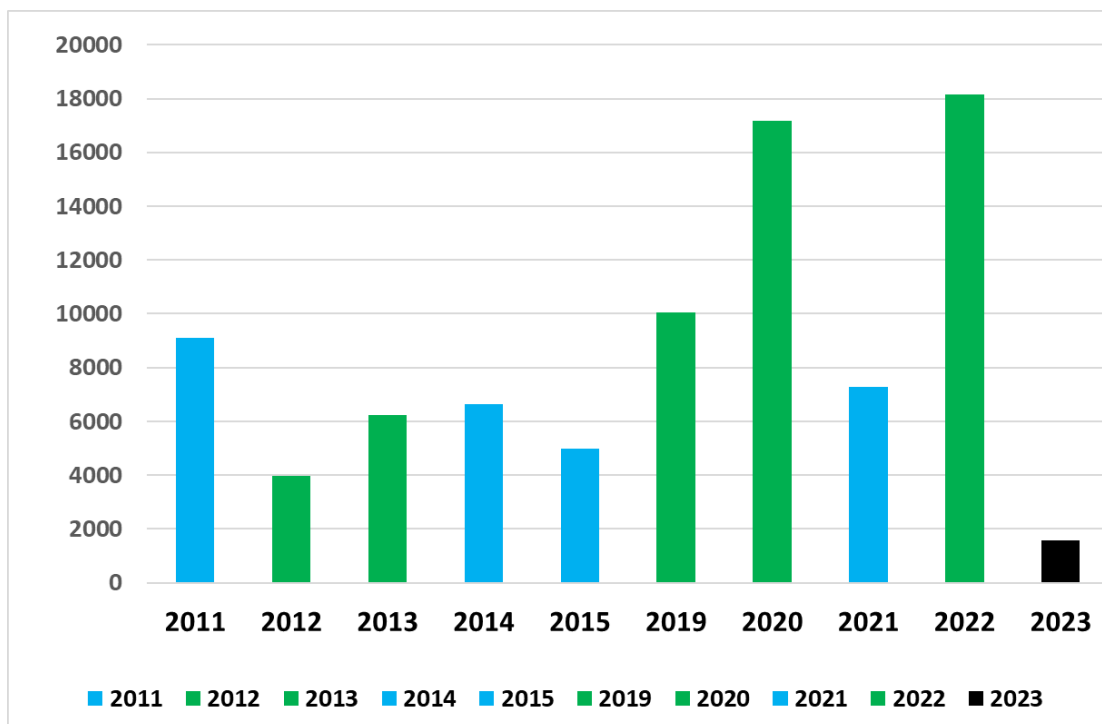




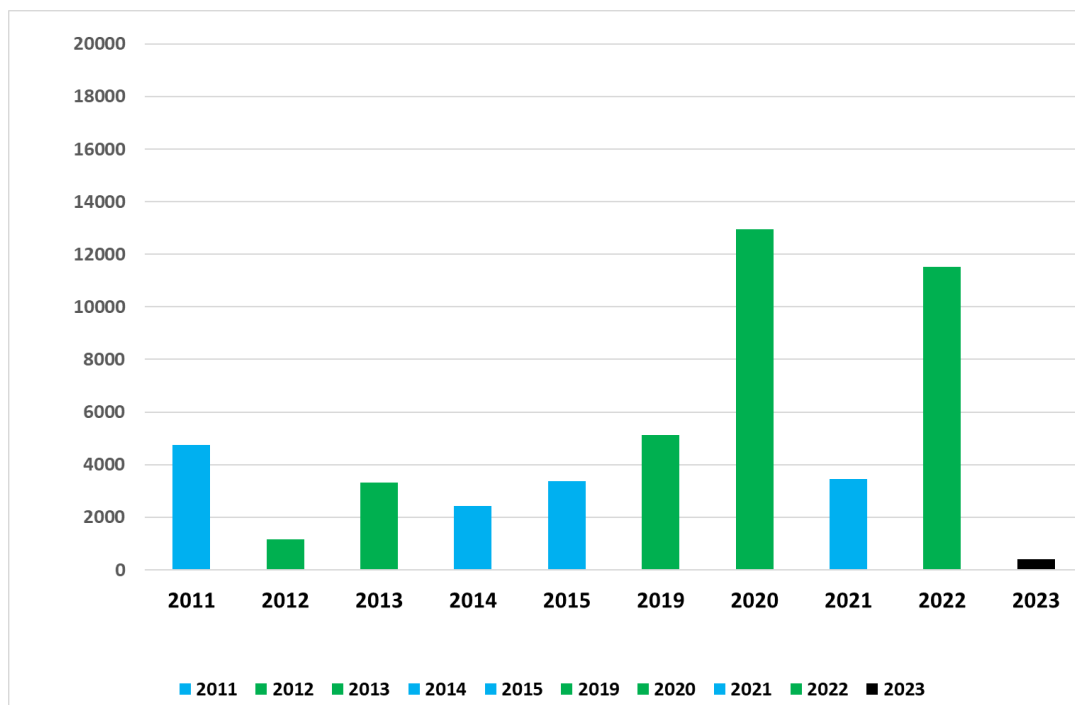
**Figur 19.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Amundbekken i årene 2011-2015 og 2019-2022 (grå søyler), sammenlignet med vårprøve fra 2023 (svart søyle). Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

De overnevnte vurderingene av indeksbruk og manglende utslag på miljøvirkninger i bunndyr-samfunn i Amundbekken er bekymringsverdig, gitt at store deler av norsk vannforvaltning legger all vekt på dette som grunnlag for økologisk tilstandsklassifisering (Anonym 2009, 2013/rev. 2015, 2018, 2019), ofte uavhengig av påvirkningsfaktor. Det er faglig sett likevel ikke uventet, da slike resultater er i tråd med mange tidligere bunndyrundersøkelser etter slike akutte utslipp. En slik respons er også lik studier av problematikken med f.eks. eksponering av ammoniakk/ammonium (Hickey mfl. 1999). Laboratoriestudier i kontrollerte omgivelser har vist at kronisk ammonium-eksponering ikke ga utslag på registrert artsriktom i bunndyrfaunaen; metoder som ikke tar hensyn til mengde bunndyr. Det ble ikke funnet statistisk signifikante effekter eller konsentrasjon/respons-sammenhenger på gjennomsnittlig biologisk mangfold og antall EPT-taksa (Hickey mfl. 1999). Først når man studerte totalt antall individer («gjennomsnittlig abundance» i studien) eller det totale antallet individer av døgnfluer, ble gifteffektene av eksponeringen synliggjort. Hickory mfl. (1999) påpekte også i sin studie at bunndyrgruppen døgnfluer var mest sensitiv for kronisk ammoniakkeksponering. Basert på denne studien, konkluderte Hickory mfl. (1999) at abundance (mengde/antall individer i bunndyrfaunaen), QEPT (mengde/antall individer av EPT, og spesielt antallet individer av døgnfluer) var de beste indikatorene for ammoniakkpåvirkning i vassdrag, i motsetning til et tall for artsriktom (antall arter/taksa av bunndyrgrupper eller EPT). Underforstått vil denne konklusjonen også gjelde for bruk av forurensningsindekser som ikke tar hensyn til mengde/antall av en art, slekt, familie eller gruppe bunndyr i prøven, slik som ASPT, BMWP og EPT-indeks, der man kun hensyntar om taksa er registrert eller ikke registrert.

I **figur 20** vises totalt antall bunndyr per prøve fra nedre del av Amundbekken i perioden 2011-2022 sammenlignet med stasjon 4 i april 2023. Tilsvarende viser **figur 21** dette antallet kun for døgnfluer.



**Figur 20.** Totalt antall bunndyr per prøve fra stasjoner i nedre del av Amundbekken i perioden 2011-2022 (høstprøver, grønn/blå søyler) sammenlignet med 2023 (vårprøve, svart søyle). Grønne søyler er data fra et stasjonsområde som er likt med 2023, mens grønne søyler er fra stasjoner lenger nedstrøms i vassdraget.



**Figur 21.** Totalt antall individer av bunndyrgruppen døgnfluer per prøve fra stasjoner i nedre del av Amundbekken i perioden 2011-2022 (høstprøver) sammenlignet med 2023 (vårprøve). Grønne søyler er data fra et stasjonsområde som er likt med 2023, mens grønne søyler er fra stasjoner lenger nedstrøms i vassdraget.

Dataene i **figur 20** og **21** er hentet fra de årlige overvåkingsundersøkelsene i vassdraget (Bergan 2012-2023), og er bunndyrdata fra en høstperiode i årene 2011-2022, som er plottet mot vårperioden og stasjon 4 i 2023 (denne rapporten). Det er derfor en viss usikkerhet i sammenligningsgrunnlaget med tanke på ulike perioder på året. Videre er det kun i årene 2011, 2014, 2015 og 2021 at stasjonen i nedre del av Amundbekken er tilnærmet likt prøvetakingsområdet for stasjon 4 i april 2023, dvs oppstrøms samløp med Solemsbekken. I de øvrige årene er stasjonen lokalisert nedstrøms dette samløpet.

Med de nevnte usikkerhetene tatt i betraktning, ser vi en tydelig trend i begge figurer når det gjelder potensiell negativ gjødseleffekt. I samtlige år skiller 2023-dataene seg ut i negativ retning når det gjelder antall bunndyr, med stor nedgang i både samlet antall bunndyr per prøve og antall individer av døgnfluer i 2023 sammenlignet alle tidligere år. Som figurene viser, så er det stor variasjon i dette antallet mellom år, noe som er vanlig i naturlige vassdragssystemer, og spesielt i relativt belastede vassdrag som Amundbekken (Bergan & Nøst 2023).

## 8 Konklusjon

### 8.1 Bunndyrundersøkelser i Amundbekken

Resultatene fra bunndyrundersøkelsen i Amundbekken med tilløpsbekk viser store negative effekter i bunndyrfaunaen etter uhellsutslippet av husdyrgjødsel. Dette skyldes enten at det har vært en gifteffekt for bunndyr etter utslippet, en fysisk/mekanisk nedslammings-effekt eller et samvirke av begge faktorer. Samtidig viser bunndyrdata fra referansestasjonen ingen effekt som kan knyttes til tilsvarende påvirkning. Utslippet kan videre ha hatt negativ effekt også for fisk (ørret) og/eller rogn. Dette vil følges opp med undersøkelser rettet mot ungfisk i løpet av 2023.

De største negative effektene i resultatene vises gjennom vurderinger av mengde/antall (individer) bunndyr og antallsmessig fordeling av dyr innenfor ulike bunndyrgrupper (familier, slekt og arter). Samlet antall bunndyrindivider som ble innsamlet per prøve reduseres med 60-86 % på belastede strekninger nedstrøms utslippet sammenlignet med referansestasjonen. Sammenlignet med data fra nedre del av Amundbekken tidligere år, og spesielt året før, så er reduksjonen enda større, og viser at de fleste bunndyrgrupper som er vanlig forekommende i Amundbekken trolig har tatt skade etter utslippet.

Det er forskjeller i de ulike bunndyrgrupperenes respons på utslippet. Spesielt døgnfluer, fjærmygg og fåbørstemark, som skal være tallrike i hele Amundbekken, med forventet økning i antall nedover bekken, har tålt utslippet dårlig. Bunndyrgruppen døgnfluer, som er dominert av familien Baetidae og arten *Baetis rhodani*, er reduserte med 72-95 % i antall på stasjoner nedstrøms utslippet sammenlignet med referanseområdet. For fjærmygg varierer reduksjonen i antall med hhv. 62-97 % nedstrøms utslippet, mens det for fåbørstemark er om lag 95 % reduksjon i antall nedstrøms gjødselutslippet. Enkelte arter innen bunndyrgruppene steinfluer og vårflyer kan ha taklet utslippet bedre, spesielt på stasjoner nært utslippspunktet, men data fra før-situasjonen mangler, slik at vurderingene er usikre.

Den biologiske effekten av utslippet, som enten skyldes dødelig gift-effekt, akutt nedslamming av habitater eller et samvirke mellom begge disse to årsakene, synes å øke i omfang nedover Amundbekken. Dette kan trolig ha sammenheng med at utslippet i all hovedsak synes å være et kortvarig støt med husdyrgjødsel i løpet av en dag/timer, kombinert med hurtigrennende vannhastighet, snøsmelting, lav vanntemperatur og høy vannføring i vassdragene når utslippet pågikk. Dette kan ha gitt god resipientkapasitet i Amundbekken. Dermed kan også strekninger nærmere utslippet ha berget noe bedre, mens det har vært økt innblanding og fordeling av utslippet i vannmassene og langs bunnen nedover vassdraget, som har gitt lengre oppholdstid av eventuell giftig vannkvalitet, med økende avstand fra utslippet. Det er sannsynlig at utslippet kunne hatt enda større vannmiljøkonsekvens for Amundbekken, dersom tidspunktet hadde vært senere på året og etter snøsmeltingsperioden, med lavere vannføring, høyere vanntemperatur og lavere resipientkapasitet.

### 8.2 Økologisk tilstand og bruk av bunndyrindekser

Generelle forurensningsindekser, som i Norge b.la. anvendes for klassifisering av økologisk tilstand etter vannforskriften, ga ingen store utslag i miljøbedømmingen etter utslippet, og viste til og med bedring i økologisk tilstand på en stasjon i hovedresipienten for utslippet. Ved bruk av ASPT-indeks, som er vannforskriftens grunnlag for klassifisering av økologisk tilstand, er det kun små eller ingen avvik fra forventning til enten «Svært god» eller «God» økologisk tilstand. Tilsvarende gjelder også for BMWP-indeks, som også viser kun små påvirkninger i utslippsbelastet strekning. For den vanlig anvendte biologiske mangfoldindeksen EPT, er reduksjonen synlig i utslippspåvirket strekning, men avvikene fra referansestasjonen er kun på et lite til moderat nivå. Årsaken til dette er metodisk svakheter i indekssklassifiseringen, og skyldes b.la. de ulike indeksenenes mangler i å integrere antall bunndyr (mengde) i klassifiseringsgrunnlaget, samt at bunndyr

som normalt anses som rentvanskrevende i indeksene, ofte kan tåle ulike typer av akutt fysisk-kjemisk vannbelastning godt. Likevel anvendes indekssklassifisering av bunndyrsamfunn i vassdrag med store påvirkninger i norsk vannforvaltning, uten at enkelte påvirkninger fanges opp av klassifiseringsmetodene.

Bunndyrundersøkelser som har mer eller mindre ukritisk bruk av bunndyrindekser kan gi feilklassifisering ved mange typer av vannkjemisk belastning, og kan være et metodisk problem i norsk vassdragsovervåking og vannforvaltning. Dette er undersøkelser som mangler en faglig ekspertvurdering av bunndyrmaterialet, sammenligninger med referansestasjoner og artslistevurderinger, og er uten hensyn til dominansforhold, strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrfaunaen og mengde bunndyr. Dermed blir risikoen stor for at store belastninger oversees, og miljøbedømmingen/tilstandsklassifiseringen ikke oppfyller de normative definisjoner for hver tilstandsklasse. Aktuelle påvirkninger som kan oversees ved feil bruk av resultater og vurderinger fra bunndyrundersøkelser, tross stor biologisk konsekvens i vassdraget, er eksempelvis ulike typer gruvepåvirkning, miljøgifter, punktutslipp av kloakk/gjødsel/silo og andre miljøskadelige stoffer. Ved slike påvirkninger bør indeksbruk enten velges bort (diskvalifiseres) eller reduseres til støtteparametere, der man i stedet anvender ekspertvurdering av bunndyrmaterialet, koblet opp mot data fra referansestasjoner dersom dette er tilgjengelig. Samtidig må det legges større vekt på sammenligninger av antall/mengde dyr (totalt og per taksa) mellom stasjonene. Slik ekspertvurderinger av bunndyrfaunaen og resipienter er faglig utfordrende, og setter store faglige krav til bunndyrtaksonomi, resipientvurderingskompetanse og datakvalitet. Denne kompetansen tar imidlertid lang tid å bygge opp, og synes for tiden å være svært liten i Norge i dag.



## 9 Referanser

Adamek, Z. and I. Sukop. 1996. The impact of trout farm discharges on benthic community structure in a small karstic stream. *Acta Univer. Carol. Biol.* 40: 3-16.

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

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.

Anonym. 2013. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 02:2013-revidert i 2015: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet.

Anonym 2018. Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver 145 s. ([www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no))

Anonym. 2019. Vedlegg til veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver 145 s.

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.

Benetti, C. & Garrido, J. 2010. The influence of water quality and stream habitat on water beetle assemblages in two rivers in northwest Spain. *Vie et Milieu.* 60. 53-63.

Bergan, M.A. 2010a. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovåking 2009. NIVA-rapport L. NR. 5987-2010. Norsk institutt for vannforskning.

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

Bergan, M.A. 2011. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovåking 2010. NIVA-rapport L. NR. 6195-2011. Norsk institutt for vannforskning.

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

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

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

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

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

Bergan, M.A. 2016. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2015. - NINA Rapport 1254. Norsk institutt for naturforskning.

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

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

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

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

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

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

Bergan, M. A. 2020c. Problemkartlegging og ungfisktellinger i anadrome vassdrag i Osen kommune i 2019. Undersøkelser av små vassdrag med naturlig potensiale for sjørret og laks. NINA Rapport 1809. Norsk institutt for naturforskning

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

Bergan, M.A. 2021b. Resipientvurdering av Heggstadbekken. Bunndyrundersøkelser og vannmiljøtilstand med vurdering av nedslammingsproblematikk og avbøtende tiltak. NINA Prosjektnotat 337. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2022. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2021. NINA Rapport 2218. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2023. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2022. NINA Rapport 2256. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. & Nystad, B. 2003. Drivfauna, bunndyr og ernæring hos Atlantisk laks (*Salmo salar*) om vinteren i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag. Cand.scient oppgave. NTNU, Trondheim.

Bergan, M. A & Aanes, K. J. 2015. Overvåking av vannkvaliteten i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. Resipient for Norsk Kylling AS og Møya renseanlegg. NIVA-rapport L. NR. 6791-2015. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2017. Resipientundersøkelser i Vikelva i Saltdal kommune 2015-2017 - Vannkjemisk overvåking og bruk av bunndyr og ungfisk av ørret som kvalitetselementer for miljøtilstand. NINA rapport 1425. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2019a. Vannøkologiske resipientundersøkelser av Vikelva i Saltdal kommune - Bunndyrundersøkelser og overvåking av vannkvalitet i 2018. NINA rapport 1610. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2019b. Ungfiskundersøkelser i Vikelva ved Rognan, Saltdal kommune, i 2018. Ungfisktellinger og registrering/utfisking av rømte laksunger på elvestasjonær strekning. NINA rapport 1609. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2020a. Vannøkologiske resipientundersøkelser av Vikelva i Saltdal kommune - Bunndyrundersøkelser og overvåking av vannkvalitet i 2019. NINA Rapport 1743. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K.J. 2020b. Ungfiskundersøkelser i Vikelva i Saltdal kommune, i 2019. Ungfisktellinger av vill laksefisk og registrering/utfisking av rømte laksunger. NINA rapport 1742. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2021a. Vannøkologiske resipientundersøkelser av Vikelva i Saltdal kommune - Bunndyrundersøkelser og overvåking av vannkvalitet i 2020. NINA Rapport 1930. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2021b. Ungfiskundersøkelser i Vikelva i Saltdal kommune, i 2020. Ungfisktellinger av vill laksefisk og registrering/utfisking av rømte laksunger på elvestasjonær strekning. NINA rapport 1929. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2022a. Vannøkologiske resipientundersøkelser av Vikelva i Saltdal kommune - Bunndyrundersøkelser og overvåking av vannkvalitet i 2021. NINA Rapport 2090. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2022b. Ungfiskundersøkelser i Vikelva i Saltdal kommune i 2021. Resipientvurderinger ved bruk av laksefisk som kvalitetselement for vannmiljøtilstand. NINA rapport 2091. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A & Aanes, K. J. 2023a. Ungfiskundersøkelser i Vikelva, Saltdal kommune. Oppfølgende undersøkelser i 2022, etter endring av tidligere vannbruk og sanering av utslipp til vassdraget. NINA rapport 2191. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2023. Amundbekken, Trondheim kommune. Kunnskapsoppsummering av vannmiljø og utvikling i gyte- og oppvekstområder for vandrende nidelvørret. NINA Rapport 2291. Norsk institutt for naturforskning

Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Gjershaug, J. O. & Solem, Ø. 2017. Biologiske mangfoldundersøkelser etter erosjonssikring og restaurering av Hofstadelva, Stjørdal – Resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016 - NINA Rapport 1320. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Myklebost, H & Gjershaug, J. O. 2020. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter erosjonssikring og restaurering – Sluttrapport fra perioden 2016-2019 – NINA Rapport 1804. Norsk institutt for naturforskning.

Berger, H.M., Bergan, M.A., Nøst, T. & Helle m, T. 2008. Fastsetting av økologisk tilstand i bekker og m indre elver i Trøndelag – Utprøving av metoder. Fagrappport oktober 2008. Interkommunalt Samarbeidsprosjektet (IKS) i Vannregion Trøndelag.

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

- Bækken, T. (2014). Nitrogen runoff from tunnel blasted rocks—A large-scale test. *Water Environment Research*, 86, 573–576.
- Bækken, T. 2000. Utslipp av tunnelvann til Mastebekken, Modum kommune. Virkninger på vannkjemi, bunndyr og fisk. Sluttrapport. NIVA-Rapport L.NR. 4287. Norsk institutt for vannforskning.
- Clements, W.H. 1994. Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River, Colorado. *J North Am Benthol Soc* 13:30–44.
- Conallin, John. 2004. The Negative Impacts of Sedimentation on Brown Trout (*Salmo trutta*) Natural Recruitment, and the Management of Danish Streams. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*.
- Crisp, D.T. 1989. Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. *Freshwater Biology* 21:21-33.
- Elliot, J.M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown trout*. Oxford University press Inc., New York.
- Foldvik, A., Holthe, E., Bremset G. & Solem, Ø. 2022. Effects of Episodic Exposure to High-pH Water on Survival of Atlantic Salmon Eggs and Juveniles: Results from Laboratory and Field Studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Volume 41, Number 3, pp. 771–780.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – *Can. J. Zool.* 49.
- Gammeter, S. & Frutiger, A. 1990. Short term toxicity of NH<sub>3</sub> and low oxygen to benthic macroinvertebrates of running waters and conclusions for wet weather water pollution control measures. *Water Science and Technology*, Vol. 22., Issue 10-11.
- García-Criado, F. & Fernández-Aláez, M. 2001. Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) from a Spanish river basin: Good indicators of coal mining pollution? *Archiv fur Hydrobiologie*. 150. 641-660.
- Grunewald, J. 1978. Die Bedeutung der Stickstoff Exkretion und Ammoniak-Empfindlichkeit von Simuliiden-Larven (Diptera) für den Aufbau von Laboratoriumskulturen. *Z. ang. Entomol.* 85: 52-60.
- Hickey, C. W.; Vickers, M. L. (1994) Toxicity of Ammonia to Nine Native New Zealand Freshwater Invertebrate Species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 26 (3), 292
- Hickey, C. W., Golding, L. A., Martin, M. L. & Croker, G. F. 1999. Chronic Toxicity of Ammonia to New Zealand Freshwater Invertebrates: A Mesocosm Study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 338–351 (1999).
- Kiffney, P.M. & Clements, W.H. 1994. Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. *J North Am Benthol Soc* 13:511–523.
- Knoph, M. B. (1992). Acute toxicity of ammonia to Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 101, 275–282
- Lauridsen, R. B. & Friberg, N. 2005. Stream macroinvertebrate drift response to pulsed exposure of the synthetic pyrethroid lambda-cyhalothrin, *Environ. Toxicol.*, 2005, 20 , 513 —521.

Liu, Z., Tai, P. Li, X., Kong, L., Matthews, T. G., Lester, R. E. & Mondon, J. A. 2021. Chironomidae (Midge) Sensitivities to Ammonia Using Multiple Endpoints in China and Australia for the Development of Water Quality Criteria for Freshwater River Systems in China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Volume 40, Number 10.

Mason, C.F., 2002. *Biology of Freshwater Pollution*, Fourth Edition. Prentice Hall, London.

Mikkelsen, K.O. & Værøy, N. 2017. Kjøli og Killingdal gruver biologiske undersøkelser i påvirkede vassdrag 2016. Cowi-rapport for Direktoratet for mineralforvaltning med Bergmesteren for Svalbard.

Morken, J. 2007. Spredeteknologi for bløtgjødsel. IMT-Rapport nr. 20/2007. Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås, Norge.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

- Nøst, T. 2018. Vannovervåking i Trondheim 2017. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2018/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2019. Vannovervåking i Trondheim 2018. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2019/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2020. Vannovervåking i Trondheim 2019. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2020/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2021. Vannovervåking i Trondheim 2020. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2021/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2022. Vannovervåking i Trondheim 2021. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2022/01. Trondheim kommune.
- Nøst, T. 2023. Vannovervåking i Trondheim 2022. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2022/01- i arbeid. Trondheim kommune.
- Petersen, L.B.-M. & Petersen, RC Jr. 1983. Anomalies in hydropsychid capture nets from polluted streams. *Freshwater Biol* 13:185–191.
- Randall, D.J & Tsui, T. K. N. 2002. Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin* 45 (2002) 17–23.
- Sandlund (red.). O.T., Bergan, M. A., Brabrand, Å. Diserud, O. H., Fjeldstad, H. P., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I. P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A., Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem. Miljødirektoratets Rapport M 22-2013 Miljødirektoratet.
- Sommer, S., Générumont, S., Cellier, P., Hutchings, N., Olesen, J., & Morvan, T. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. Elsevier.
- Statistisk Sentralbyrå (SSB) 2012. Jordbruk og Miljø 2012. Gjødning: ressurs- men miljøproblem. Lenke: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/gjodning-ressurs-men-miljo-problem>
- Pachón, R. T. & Walton, W. E. 2011. Seasonal occurrence of black flies (Diptera: Simuliidae) in a desert stream receiving trout farm effluent. *Journal of Vector Ecology*. Vol. 36, no. 1.
- US EPA (Environmental Protection Agency). 2013. Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia–freshwater (EPA-822-R-13-001). Washington, DC.
- Winner, R.W., Boesel, M.W. & Farrell, M.P. 1980. Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Can J Fish Aquat Sci* 37:647–655.
- Aanes K. J. og T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitets-klassifisering. Rapport 1: Generell del. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA. NIVA-rap. Nr: 2278. Norsk institutt for vannforskning.
- Aanes, K. J. & Bergan, M. A. 2009. Kartlegging av miljøtilstanden - Bleikvasselva, Røssågvassdraget. Tema: Miljøgifter. NIVA-rapport L.NR 5887-2009. Norsk institutt for vannforskning.
- Aanes, K. J. og J. A. Berge. 2012. Follobanen – Resipientvurdering. Nytt dobbeltspor Oslo – Ski, Follobanen, parsell tunnelstrekning. Oppdragsgiver: Jernbaneverket, Utbygging. NIVA-Rapport L.NR. 6417- 2012. Norsk institutt for vannforskning.



Aanes, K. J. & Bergan, M. A. 2016. Overvåking av avrenning fra dagbrudd. Sibelco Nordic AS, Åheim Plant. NIVA- Rapport L.NR. 7088. Norsk institutt for vannforskning.

Aanes, K. J. 2016. Vikelva, Saltdal kommune. Resipientundersøkelser for Salten Smolt AS. NIVA-rapport L.NR 7084-2016. Norsk institutt for vannforskning.

## 10 Vedlegg Artslister

- Vårprøver innsamlet den 13.04.2023

Amundbekken med tilløpsbekk fra Digresmyra

Bunndyrtaksa	St. 1 -ref	St. 2	St. 3	St. 4
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)				
Sphaeriidae -erte-/kulemuslinger	2			
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)				
Oligochaeta -fåbørstemark	896	40	48	32
<b>Arachnida</b> (Edderkoppdyr)				
Acari - midd		4	16	
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)				
<i>Centroptilum luteolum</i>			1	1
Baetis sp. (små)	512		4	192
<i>Baetis niger/muticus</i> (små)	384	56	120	96
<i>Baetis niger</i>	4			1
<i>Baetis rhodani</i>	528	16	80	108
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)				
<i>Diura nanseni</i>	1			
Isoperla sp.	10	7		2
<i>Isoperla obscura</i>				
<i>Isoperla grammatica</i>	4			
<i>Brachyptera risi</i>	60	96	28	10
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	4	40	24	
Nemouridae	6		4	
Nemoura sp	14	7	112	24
<i>Nemurella pictetii</i>	3			
<i>Capnia bifrons</i>	4	1		2
<i>Leuctra sp. cf. nigra</i>		112	384	
<i>Leuctra hippopus</i>	14	168	32	8
<b>Coleoptera</b> (Biller)				
Dytiscidae (larve)				1
Hydraenidae -palpebiller	20	1	112	4
Scirtidae -hårbiller			24	
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)				
<i>Rhyacophila fasciata</i>		9	10	4
<i>Rhyacophila nubila</i>	40	16	72	24
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	4	3		
Limnephilidae sp.	6		2	
Potamophylax sp.				4
<i>Potamophylax cingulatus</i>		4	3	2
<i>Potamophylax latipennis</i>	1	4	1	
<i>Beraea pullata</i>		1		
<i>Sericostoma personatum</i>	1		1	

<b>Diptera (Tovinger)</b>				
Tovingelarver, ubestemt	64			
Psychodidae -sommerfuglmygg	128	72	256	40
Tipula sp. - stankelbein	3	1	1	
Limoniidae - småstankelbein	384	56	128	28
Simuliidae - knott	256	7	80	16
Ceratopogonidae - sviknott	384		96	2
Chironomidae - fjærmygg	7424	1408	2816	960
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>11161</b>	<b>2129</b>	<b>4455</b>	<b>1561</b>





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

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

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

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-5084-9

## 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](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger