



## Møllestubekken, Larvik

### Økologisk og kjemisk tilstand

Bergene Holm AS – avd. Larvik



OKTOBER 2011



# RAPPORT



<b>Kunde:</b> Bergene Holm		
<b>Dato:</b> 20.10.2011	<b>Rapport nr.:</b> 1	<b>Prosjekt nr.:</b> 11-366
<b>Prosjektnavn:</b> Møllestubekken – Økologisk og kjemisk tilstand		
<b>Emneord:</b> Bunndyr, fisk, tungmetaller, økologisk tilstand, kjemis tilstand		
<b>Sammendrag:</b> <p>Den økologiske og kjemiske tilstanden til Møllestubekken er vurdert opp mot vannkvalitetsmålene i Vannforskriften. Bunndyr, fisk og fysisk/kjemiske analyser inklusive tungmetaller er benyttet som parametere. Den økologiske tilstanden er vurdert som moderat til dårlig i nedre deler av bekken og svært dårlig i øvre deler av bekken basert på lav score på bunndyrindeksen og høye verdier av jern og nitrogen. Tilstanden er dårligst i øvre deler av bekken og bedre i nedre deler. Den kjemiske tilstanden betegner tilstanden målt på en rekke miljøgifter. Den kjemiske tilstanden i Møllestubekken er god for de stoffene det er oppgitt grenseverdier for.</p> <p>Ut fra analyseresultatene er det klart at forurensingsbelastningen på Møllestubekken er for stor. Påvirkningskildene er sagbruksaktivitet og jordbruk samt muligens noe spredt avløp og avrenning fra etableringen av E18. Det er vanskelig å si om det er enkeltstoffer eller en blanding av stoffer som gir utslaget på bunndyrene. Mulige hovedkilder kan være høye verdier av organisk stoff (TOC, KOF), jern og nitrogen, men en kombinasjon med andre stoffer kan ikke utelukkes. Jordbruk kan ikke utelukkes som en betydelig medvirkende faktor.</p> <p>Et mulig tiltak for å reduserer belastningen fra sagbruket er å etablere to fang- eller sedimentdammer nær driftsarealene.</p>		
	Rev.	Dato
<b>Utarbeidet av:</b> Kjetil Sandem		
<b>Kontrollert av:</b> Leif Simonsen	<b>Ansvarlig:</b> Ask Rådgivning	
<b>Prosjektleder:</b> Leif Simonsen	<b>E-post:</b> askrad@askradgivning.no	

**ASK RÅDGIVNING AS, Arbins gate 4, 0253 Oslo**



## **FORORD**

På oppdrag fra Bergene Holm AS har Ask Rådgivning undersøkt om avrenning fra bedriften påvirker den økologiske og kjemiske tilstanden til den nedenforliggende Møllestubekken i henhold til grenseverdier og vannkvalitetsmål satt i Vannforskriften.

Det har vært gjennomført et innledende møte med Paul E. Vittersø hos Bergene Holm. Videre har Kjetil Sandem i Ask Rådgivning gjennomført feltarbeid sammen med en Sverre Martin Sørensen for Bergene Holm AS.

Oslo/Sandefjord 20.10.2011

Leif Simonsen



## INNHOOLD

<b>1.</b>	<b>Sammendrag .....</b>	<b>9</b>
<b>2.</b>	<b>Innledning .....</b>	<b>10</b>
<b>3.</b>	<b>Metode.....</b>	<b>11</b>
3.1	Elektrofiske.....	14
3.2	Bunndyrundersøkelser.....	14
3.3	Vannprøver.....	15
<b>4.</b>	<b>Resultater .....</b>	<b>16</b>
4.1	Elektrofiske.....	16
4.2	Bunndyrundersøkelser.....	17
4.3	Vannprøver.....	21
<b>5.</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>25</b>
5.1	Fisk.....	25
5.2	Bunndyr .....	26
5.3	Kjemiske prøver .....	26
<b>6.</b>	<b>Konklusjon.....</b>	<b>28</b>
<b>7.</b>	<b>Mulige tiltak.....</b>	<b>31</b>

## Oversikt over figurer

Figur 1.	Krysningspunktet der bekken med avrenningsvann (bekkeløp til venstre) møter bekken med jordbrukspåvirket vann (bekkeløp til høyre).....	10
Figur 2.	Bekken med avrenningsvann fra sagbruket til Bergene Holm (lokalitet 1).....	11
Figur 3.	Møllestubekken, nedstrøms der bekken fra sagbruket møter bekken fra det omkringliggende jordbruksområdet (lokalitet 2). .....	12
Figur 4.	Møllestubekken nær utløpet til Numedalslågen (lokalitet 3). .....	12
Figur 5.	Avrenningsvannet fra sagbruket uten den direkte tømmervanningen (lokalitet 4). .....	13
Figur 6.	Avrenningen fra tømmervannet (lokalitet 5). Trelast kan sees i bakgrunnen. ....	13
Figur 7.	Oversiktskart over sagbruket og Møllestubekken, der prøvelokalitetene er markert. ....	14
Figur 8.	Lengdefordeling til den elektrofiskede ørreten i Møllestubekken nedre lokalitet (lokalitet 3). Elektrofisket ble utført 4/10 2011.....	16
Figur 9.	Kulp i Møllestubekken nedre del med tilstedeværelse av flere gytefisk. Elektrofisket ble utført fra kulpens utløp til og med 75 meter nedstrøms denne.....	17
Figur 10.	I store deler av elektrofiskestrekningen lå det plastrester, døde trær og greiner i bekkeløpet, noe som enkelte steder gjorde fisket svært krevende. ....	25

## Oversikt over tabeller

Tabell 1.	Oversikt over bunndyr fanget i lokalitet 1, med deres tilhørende ASPT-verdi. ....	18
Tabell 2.	Oversikt over bunndyr fanget i lokalitet 2, med deres tilhørende ASPT-verdi. ....	19

Tabell 3. Oversikt over bunndyr fanget i lokalitet 3, med deres tilhørende ASPT-verdi. ....	20
Tabell 4. Klassegrenser for ASPT-indeksen i elver, basert på bunndyrfauna (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). .....	20
Tabell 5. Verdier av tungmetaller, nitrogen, fosfor, totalt organisk karbon (TOC) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) i de fem undersøkte lokalitetene (Lokalitet 1=bekken nedstrøms sagbruket, Lokalitet 2=bekken med både sagbruks- og jordbrukspåvirkning, Lokalitet 3=nedre del av Møllestubekken, Lokalitet 4=Avrenningsvann fra sagbruket ekskl. direkte tømmervann, Lokalitet 5=Avløpsvann fra tømmervanning pluss omkringliggende avrenning).....	22
Tabell 6. Tilstandsklassene til TOC i hver prøvelokalitet (mgC/L), klassegrenser for totalt fosfor ( $P_{tot}$ ) og totalt nitrogen ( $N_{tot}$ ) i leirvassdrag, samt totalt fosfor- og nitrogenkonsentrasjon i de fire prøvelokalitetene (målt i $\mu\text{g/L}$ ). .....	23
Tabell 7. Grenseverdi ( $\mu\text{g/L}$ ) for kadmium (Cd), bly (Pb), kvikksølv (Hg) og nikkel (Ni), samt deres konsentrasjoner i de fire undersøkte prøvelokalitetene.....	23
Tabell 8. Tilstandsklassene til jern (Fe) og mangan (Mn) i hver prøvelokalitet, basert på klassegrensene fra SFT sin «Veiledning 97:04 – Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann».....	24
Tabell 9. Klassegrenser for pH i lavlandselver med typebeskrivelse kalkfattige og humøse, samt registrert pH i lokalitet 1, 2 og 3. ....	24
Tabell 10. Tilstandsklassene til de ulike økologiske og kjemiske parameterne i hver lokalitet. ....	29



## 1. SAMMENDRAG

På oppdrag fra Bergene Holm AS har Ask Rådgivning undersøkt om avrenning fra bedriften påvirker den økologiske og kjemiske tilstanden til den nedenforliggende Møllestubekken (vassdragsnummer 015-13-R) i henhold til grenseverdier og vannkvalitetsmål satt i Vannforskriften.

Undersøkelsene er gjort ved å ta bunndyrprøver, analysere og klassifisere disse med ASPT-indeksen. Videre er det gjort el-fiske i bekken. Det er også gjort fysisk/kjemiske analyser inklusive tungmetallanalyse. Til sammen 5 stasjoner er undersøkt.

Den **økologiske tilstanden** i Møllestubekken er karakterisert som **svært dårlig** når bunndyr og fysisk/kjemisk parametere sees sammen slik Vannforskriften anviser. Det er bunndyrindeksen i seg selv og de høye konsentrasjonene av jern som trekker ned, men også til dels høye verdier av nitrogen.

Vannkvaliteten bedres nedover i bekken når bunndyrindeksen og forekomsten av fisk legges til grunn. Tettheten av fisk trekker i positiv retning. Dette skyldes forhold som større fortynning, utfelling av visse stoffer og selvrensingsprosesser. Videre kan fisk være mindre følsom for de påvirkninger som finnes enn bunndyrene.

Ulvedalsbekken og Hagtvedtbekken er nærliggende bekker nord for Møllestubekken. Disse har ikke industripåvirkning som Møllestubekken, men har ellers relativt sammenliknbare nedslagsfelt med tanke på påvirkninger. Bunndyrindeksen viser at Møllestubekken har dårligere økologisk status enn de nevnte bekkene.

Den **kjemiske tilstanden** sett ut fra grenseverdiene for de substansene det er satt grenseverdier for (kadmium, bly, kvikksølv og nikkel) er **god eller bedre**.

Ut fra analyseresultatene er det klart at forurensingsbelastningen på Møllestubekken er for stor. Påvirkningskildene er sagbruksaktivitet og jordbruk samt muligens noe spredt avløp. Det er vanskelig å si om det er enkeltstoffer eller en cocktail av stoffer som gir utslaget på bunndyrene. Mulige hovedkilder kan være høye verdier av organisk stoff (TOC, KOF), jern og nitrogen, men en kombinasjon med andre stoffer kan ikke utelukkes. Jordbruk kan ikke utelukkes som en betydelig medvirkende faktor.

ASPT-verdien til bunndyrene steg ikke etter at bekken fra sagbruket møtte bekken fra jordbruksområdet. Det kan dermed virke som om det ikke oppnås tilstrekkelig fortynningseffekt til at mer forurensningsømfintlige arter får forbedrede levevilkår nedstrøms samløpet, eller at bekken med jordbrukspåvirkning i utgangspunktet ikke har bedre økologisk tilstand enn bekken fra sagbruket. Sistnevnte påstand kan støttes av vannprøvene, som viste langt høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor i samløpet enn i bekken med kun påvirkning fra sagbruket (se Tabell 5 og Tabell 6). Dette indikerer at bekken fra jordbruket og nærliggende industri tilfører Møllestubekken høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor enn hva sagbruket gjør, i alle fall på prøvetidspunktet.

Vannprøvene i lokalitet 1 og 2 indikerer at en betydelig del av den lokalitet 2 sitt fosfor- og nitrogennivå stammer fra bekken med jordbrukspåvirkning, og at dette medfører at den økologiske tilstanden ikke bedres nedstrøms samløpet (se Tabell 6).

Etablering av fang- eller sedimentdammer kan redusere tilførslene fra Bergene Holm.

## 2. INNLEDNING

På oppdrag fra Bergene Holm AS har Ask Rådgivning undersøkt om avrenning fra bedriften påvirker den økologiske og kjemiske tilstanden til den nedenforliggende Møllestubekken (vassdragsnummer 015-13-R). Undersøkelsen i felt fant sted 12/9 og 4/10 2011. Bekken er i følge Norges Vassdrags- og energidirektorats database «Vann-nett» klassifisert som kalkrik og humøs. Den samlede tilstanden for vannforekomsten er definert som svært dårlig, med svært dårlig økologisk tilstand og udefinert kjemisk tilstand (Vann-Nett Statistikk, 2011). Ved en sammenligning resultater fra bekken kun påvirket av avrenning fra sagbruket (lokalitet 1, 4 og 5, Figur 7) med resultater fra bekken etter at den også mottar vann fra omkringliggende områder (lokalitet 2 og 3, Figur 7) kan det undersøkes om hvorvidt avrenning fra bedriften er en viktig faktor for den økologiske tilstanden til bekken (Figur 1). Tilleggsundersøkelser av den nedre delen av bekken ble utført for å undersøke om den økologiske tilstanden til bekken ble endret nær bekkens utløp til Numedalslågen.

Avrenningsvann fra sagbruk inneholder organiske og uorganiske stoffer fra bark og ved på tømmeret. Dette kan medføre økt biologisk og kjemisk oksygenforbruk, samt økte verdier av fosfor og nitrogen. Nitrogen og fosfor kan ha en eutrofierende effekt, som i sin tur kan medføre negative konsekvenser for forureningsfølsomme arter i vannet.

Det er flere faktorer som påvirker miljøbelastningen tømmervanning har for et vassdrag. Vannmengden, størrelse på resipienten og infiltrasjon i grunnen er alle parametere som vil påvirke konsekvensgraden av vanningen (Norsk Treteknisk Institutt, 1998). Resipientundersøkelser av vannkjemi og akvatisk fauna kan bidra til å kartlegge omfanget avrenning fra sagbruk har på omkringliggende elver og innsjøer. Spesielt er bunndyr en god indikator for å vurdere forurensing og økologisk tilstand generelt, da gruppen er mangeartet med organismer som har svært ulike krav til miljøet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009).



**Figur 1.** Krysningpunktet der bekken med avrenningsvann (bekkeløp til venstre) møter bekken med jordbrukspåvirket vann (bekkeløp til høyre).

### 3. METODE

Det ble gjennomført bunndyrundersøkelser og elektrofiske i bekken kun påvirket av avrenning fra sagbruket (lokalitet 1) (Figur 2) og nedstrøms der denne bekken møter bekk fra omkringliggende jordbruksarealer (lokalitet 2) (Figur 3). Senere ble de samme undersøkelsene utført i bekkens nedre deler, på samme sted som Akvaplan Niva hadde utført elektrofiske i 2009 (lokalitet 3) (Figur 4). I tillegg ble det tatt vannprøver fra de tre nevnte lokalitetene, samt ved to lokaliteter helt inntil sagbruket (lokalitet 4 og lokalitet 5) (Figur 5 og Figur 6). Det ble også målt pH ved lokalitet 1, 2 og 3. Det ble tatt vannprøver fra bekkelokaliteten kun påvirket av avrenning fra sagbruket også under den siste befaringen da vannføringen var lavere enn tilfellet var under den første befaringen. Oversiktskart over de ulike lokalitetenes plassering er vist i Figur 7.



**Figur 2.** Bekken med avrenningsvann fra sagbruket til Bergene Holm (lokalitet 1).





**Figur 3.** Møllestubekken, nedstrøms der bekken fra sagbruket møter bekken fra det omkringliggende jordbruksområdet (lokalitet 2).



**Figur 4.** Møllestubekken nær utløpet til Numedalslågen (lokalitet 3).

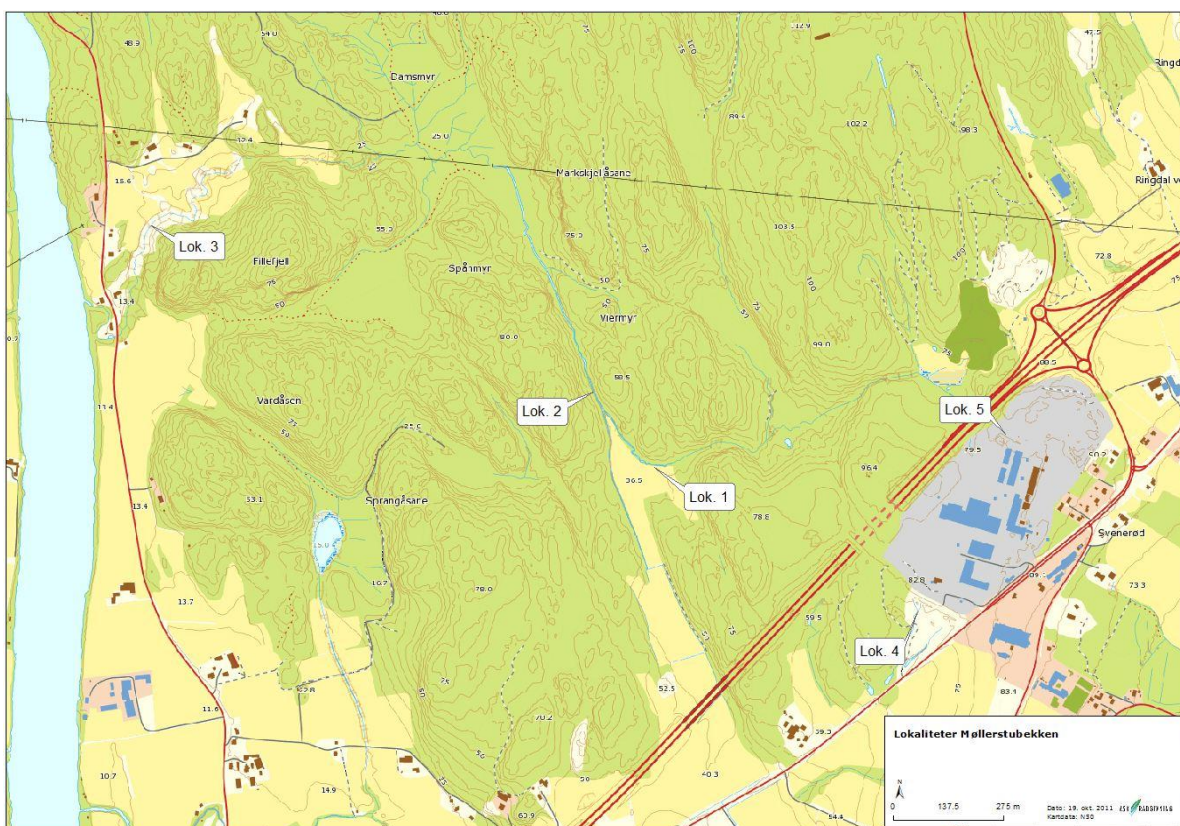




**Figur 5.** Avrenningsvannet fra sagbruket uten den direkte tømmervanningen (lokalitet 4).



**Figur 6.** Avrenningen fra tømmervannet (lokalitet 5). Trelast kan sees i bakgrunnen.



**Figur 7.** Oversiktskart over sagbruket og Møllestubekken, der prøvelokalitetene er markert.

### 3.1 Elektrofiske

Det ble benyttet elektrofiskeapparat av typen GeOmega FA-4, produsert av Terik Technology A/S. Om lag 100 m<sup>2</sup> ble elektrofisket ved alle lokaliteter (lokalitet 1, 2 og 3), og ved eventuelle fangster ville art og lengde noteres. Aldersklassene av fisk ville bli estimert på bakgrunn av lengde til fisken for å unngå avlving.

### 3.2 Bunndyrundersøkelser

Det ble benyttet sparkemetode (NS-ISO 7828) for innsamling av bunndyrene, som går ut på å sparke/virvle opp bunnsbstratet ovenfor en håv. Undersøkelsen ble utført i henhold til «Veileder 01:2009 - Klassifisering av miljøtilstand i vann», fra nå bare kalt Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2009), noe som innebærer at det på hver lokalitet ble sparket om lag ni meter totalt, der hver meter ble sparket i 20 sekunder. For hvert minutt ble substratet i håven tømt i poser med sprit.

Bunndyrene ble ved hjelp av lupe identifisert til familie. Deretter ble ASPT-indeksen (Average Score per Taxon) anvendt for å vurdere den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet, som er en biologisk klassifisering av vannforekomster iht. Vannforskriften. I denne indeksen har ulike bunndyr toleranseverdier fra 1 til 10, avhengig av deres toleranse ovenfor organisk belastning / næringssaltanrikning (vedlegg 1). ASPT-indeksen for de ulike lokalitetene beregnes ut fra følgende formel:

$$ASPT = \frac{\text{Sum toleranseverdier alle familier}}{\text{Antall familier}}$$

### 3.3 Vannprøver

Ved alle fem vannprøvelokalitetene ble verdiene av tungmetaller (As, Pb, Cd, Hg, Ni, Zn, Cu og Cr), totalt organisk karbon (TOC), kjemisk oksygenforbruk (KOF), nitrogen ( $N_{\text{tot}}$ ) og fosfor ( $P_{\text{tot}}$ ) analysert. Analysene ble utført av ALS Laboratory Group. I tillegg ble det i lokalitet 1, 2 og 3 målt pH ved bruk av pH-meter.

Verdiene av fosfor og nitrogen er vurdert ut fra klassegrenser satt for leirvasdrag ihht. Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). pH-verdiene er vurdert ut fra klassegrensene for elver med høyderegion «lavland» og typebeskrivelse «kalkfattige, humøse».

Klassifisering av tilstand basert på tungmetallene/miljøgiftene gjøres med utgangspunkt i de stoffene som står oppført i listen over prioriterte stoffer i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Dette er kadmium, bly, kvikksølv og nikkel, og de er vurdert ut fra klassegrenser i veilederen (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009), der det oppgis en grenseverdi på hver substans. For de øvrige metallene henviser veilederen til Klifs «Veileder TA 2229/2007 - Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann», men denne tar ikke i klartekst opp grenser for metaller i ferskvann. Man kan også se i SFT sin «Veileder 97/04 – Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann» for å få indikasjoner på klassegrenser, men disse er per dags dato ikke gjeldende som grenser i forhold til Vannforskriften.

Verdiene av jern og mangan er vurdert ut fra klassegrensene i SFT sin «Veiledning 97:04 – Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann», der det er oppgitt fem tilstandsklasser for hver substans (*meget god, god, mindre god, dårlig og svært dårlig*) (Andersen, et al., 1997). De øvrige metallene blir ikke kommentert ytterligere utover de som omfattes av klassifiseringen av tilstand.

Verdien av tungmetaller inngår i vurderingen av Møllestubbekken *kjemiske* tilstand. Fosfor- og nitrogenverdiene, samt verdiene for pH, jern og mangan, er fysisk-kjemiske støtteparametere og inngår dermed i vurderingen av Møllestubbekken *økologiske* tilstand.

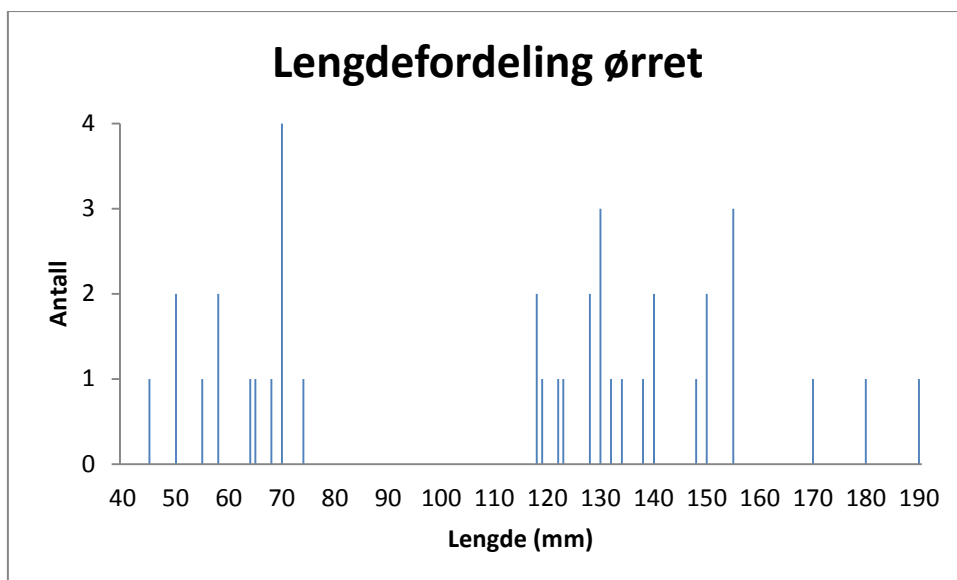


## 4. RESULTATER

### 4.1 Elektrofiske

Det ble ikke fanget fisk i noen av de to øverste lokalitetene under elektrofisket den 12/9. Det ble konkludert med at det ikke fantes fisk på noen av disse lokalitetene ved prøvetidspunktet.

I den nederste lokaliteten, som ble elektrofisket den 4/10, ble det fanget totalt 38 ørret med lengder fra 45 til 190 mm (Figur 8). Det ble observert flere gytefisk på strekningen, men av hensyn til forestående gyting ble ikke disse forsøkt fanget for artsidentifikasjon. Spesielt ble det observert mye aktivitet i kulpen oppstrøms elektrofiskestrekningen (Figur 9). I tillegg til ørret ble det fanget to laksunger, tre små gjedder (135-160 mm), en elvenioye og en sandkryper.



**Figur 8.** Lengdefordeling til den elektrofiskede ørreten i Møllestubekkens nedre lokalitet (lokalitet 3). Elektrofisket ble utført 4/10 2011.





**Figur 9.** Kulp i Møllestubekkens nedre del med tilstedeværelse av flere gytefisk. Elektrofisket ble utført fra kulpens utløp til og med 75 meter nedstrøms denne.

## 4.2 Bunndyrundersøkelser

Både ASPT-indeksen i lokalitet 1 og lokalitet 2 ble beregnet til **4,0**. I lokalitet 1 var den totale verdien 32, fordelt på 8 familier, mens den totale verdien i lokalitet 2 var 48 fordelt på 12 familier.

I lokalitet 3 ble ASPT-indeksen beregnet til **5,1**. Den totale verdien var 51 fordelt på 10 familier.

Bunndyrene som ble registrert og som inngår i beregningen av ASPT-indeks, er listet opp i Tabell 1 (lokalitet 1), Tabell 2 (lokalitet 2) og Tabell 3 (lokalitet 3) med tilhørende ASPT-verdi.

**Tabell 1.** Oversikt over bunndyr fanget i lokalitet 1, med deres tilhørende ASPT-verdi.

Hovedgruppe	Familie	ASPT-verdi
Steinflue	Nemouridae*	7
Vårflue	Hydropsychidae**	5
Stankelbein	Tipulidae	5
Knott	Simuliidae	5
Døgnflue	Baetidae	4
Ferskvannsasell	Asellidae	3
Fjærmygg	Chironomidae	2
Fåbørstemark	Oligochaeta (klasse)	1

\* Steinfluenymfene fanget i lokalitet 1 hadde kun skall, det antas at nymfene er samme familie som i lokalitet 2.

\*\*Det ble kun funnet tomme hus etter vårfluelarver. Det vurderes som mest sannsynlig at lokaliteten innehar vårfluefamilien *Hydropsychidae*.

**Tabell 2.** Oversikt over bunndyr fanget i lokalitet 2, med deres tilhørende ASPT-verdi.

Hovedgruppe	Familie	ASPT-verdi
Steinflue	Nemouridae	7
Vårflue	Hydropsychidae*	5
Stankelbein	Tipulidae	5
Knott	Simulidae	5
Bille	Dytiscidae	5
Tege	Corixidae	5
Døgnflue	Baetidae	4
Ferskvannsasell	Asellidae	3
Snegl	Planorbidae	3
Småmusling	Sphaeriidae	3
Fjærmygg	Chironomidae	2
Fåbørstemark	Oligochaeta (klasse)	1

\* Det ble kun funnet tomme hus etter vårfluelarver. Det vurderes som mest sannsynlig at lokaliteten innehar vårfluefamilien *Hydropsychidae*.

**Tabell 3.** Oversikt over bunndyr fanget i lokalitet 3, med deres tilhørende ASPT-verdi.

Hovedgruppe	Familie	ASPT-verdi
Steinflue	Leuctridae	10
Steinflue	Nemouridae	7
Vårflue	Rhyacophilidae	7
Vårflue	Hydropsychidae	5
Stankelbein	Tipulidae	5
Knott	Simuliidae	5
Bille	Hydrophilidae	5
Døgnflue	Baetidae	4
Fjærmygg	Chironomidae	2
Fåbørstemark	Oligochaeta (klasse)	1

I tillegg til de registrerte artene som inngår i ASPT-indeksen, ble det i lokalitet 1 også registrert sviknott (*Ceratopogonidae*). I lokalitet 2 ble det registrert sviknott og vannmidd (*Hydracarina*).

Referansetilstanden for ASPT-indeksen for bunndyr er satt til 7 for alle vanntyper, mens klassegrensen god/moderat er satt til 6. De to undersøkte lokalitetene i Møllestubekkens øvre del (lokalitet 1 og 2) faller inn under klassegrensen «**svært dårlig**» (Tabell 4) (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Den undersøkte lokaliteten i Møllestubekkens nedre del (lokalitet 3) ligger i praksis på grensen mellom «**moderat til dårlig**» da denne ligger på 5,2. ASPT-indeksen er ikke så presis at man kan gi bastante skiller med bare 1/10 forskjell i indeksverdi. ASPT-verdien er i praksis tilsvarende det den var i 2009 (5,2) når vi beregner dette ut fra Aquaplan Nivas artslister, noe som indikerer at den økologiske tilstanden har holdt seg stabil de senere år.

**Tabell 4.** Klassegrenser for ASPT-indeksen i elver, basert på bunndyrfauna (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009).

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

(\* interkalibrerte klassegrenser)

### 4.3 Vannprøver

Både fosfor- og nitrogennivåene viste høyere verdier i bekken med vann fra både sagbruket og jordbruksområder/annen industri, enn i vann med kun avrenning fra sagbruket (Tabell 5 og Tabell 6). Denne bekken er i Vann-nett typifisert som «Liten, kalkrik, humøs, turbid leire», og er således et leirvassdrag. I leirvassdrag vil miljømålet (god/moderat grense) for  $P_{\text{tot}}$  ligge mellom 40 og 60  $\mu\text{g/L}$  avhengig av leirdekningsgraden (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Vår vurdering er at leirdekningsgraden er på om lag 20 %, noe som gir et miljømål for  $P_{\text{tot}}$  på 40  $\mu\text{g/L}$ . Fosfornivået i lokalitet 1 (37  $\mu\text{g/L}$  på høy vannføring og 25  $\mu\text{g/L}$  på lav vannføring) lå dermed innenfor denne grensen, mens verdiene i lokalitet 2 lå klart over (72  $\mu\text{g/L}$ , bare tatt på høy vannføring). Miljømålet for  $N_{\text{tot}}$  er satt til 500-1000  $\mu\text{g/L}$  avhengig av jord- og vegetasjonstype (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Også her ligger lokalitet 1 innenfor denne grensen ved høy vannføring (820  $\mu\text{g/L}$ ) og over denne ved lav vannføring (1340  $\mu\text{g/L}$ ), mens nivåene i lokalitet 2 ligger langt over (2160  $\mu\text{g/L}$ ) (Tabell 6).

Blant tungmetallene fantes de høyeste verdiene i avrenningsvannet fra tømmervanningen, med unntak av aluminium (Al) som økte kraftig i bekken nedstrøms sagbruket. Av tungmetallene som det er satt grenseverdier for etter Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009), var konsentrasjonen av alle substansene i alle lokaliteter under grenseverdien (Tabell 7), dvs. god status.

Konsentrasjonen av jern (Fe) og Mangan (Mn) var langt høyere i den direkte tømmervannavrenningen (lokalitet 5) enn i det resterende avrenningsvannet (lokalitet 4) (Tabell 5). Konsentrasjonen av både jern og mangan i lokalitet 4 faller inn under tilstandsklassen *svært dårlig* (Fe > 600  $\mu\text{g/L}$ , Mn > 150  $\mu\text{g/L}$ ) (Tabell 8). I lokalitet 4 lå konsentrasjonen av jern mellom tilstandsklassen *god* (50 – 100  $\mu\text{g/L}$ ) og *mindre god* (100-300  $\mu\text{g/L}$ ), mens konsentrasjonen av mangan tilsvarte tilstandsklassen *mindre god* (50-100  $\mu\text{g/L}$ ). Bekken med påvirkning fra tømmervannet (lokalitet 1) hadde den nest høyeste målte jernkonsentrasjonen, og også her var konsentrasjonen tilsvarende tilstandsklassen *svært dårlig*. Etter samløpet var derimot jernkonsentrasjonen halvert, og konsentrasjonen lå her mellom tilstandsklassene *mindre god* (100-300  $\mu\text{g/L}$ ) og *dårlig* (300-600  $\mu\text{g/L}$ ).

**Tabell 5.** Verdier av tungmetaller, nitrogen, fosfor, totalt organisk karbon (TOC) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) i de fem undersøkte lokalitetene (Lokalitet 1=bekken nedstrøms sagbruket, Lokalitet 2=bekken med både sagbruks- og jordbrukspåvirkning, Lokalitet 3=nedre del av Møllestubekken, Lokalitet 4=Avrenningsvann fra sagbruket ekskl. direkte tømmervann, Lokalitet 5=Avløpsvann fra tømmervanning pluss omkringliggende avrenning).

Substans	Måleenhet	Lokalitet 1	Lokalitet 1 (lav vannføring)	Lokalitet 2	Lokalitet 3	Lokalitet 4	Lokalitet 5
Ca	mg/l	10,3	22,1	12,1	13,6	28,7	31
Fe	mg/l	0,6	1,0	0,3	0,4	0,1	0,8
K	mg/l	2,4	3,7	3,5	2,4	4,0	10,5
Mg	mg/l	1,7	3,4	2,4	2,5	3,1	3,3
Na	mg/l	6,4	10,5	9,4	12,7	9,2	6,6
Al	µg/l	246	238	184	122	51,7	48,7
As	µg/l	<1	<1	1,2	<1	<1	3,6
Ba	µg/l	9,3	13,1	16,2	11,8	15,3	45,5
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Co	µg/l	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	1,0
Cr	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cu	µg/l	2,3	<1	2,5	<1	13,1	2,59
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Mn	µg/l	47,3	26,5	38,1	17,4	83,3	838
Ni	µg/l	0,8	0,7	0,9	0,7	1,1	1,7
Pb	µg/l	0,4	0,3	<0,2	<0,2	<0,2	0,6
Zn	µg/l	11,3	3,2	7,5	2,8	14	48,3
P-total	mg/l	0,04	0,03	0,07	0,01	<0,01	0,53
N-total	mg/l	0,82	1,34	2,16	1,93	2,10	0,75
TOC	mg/l	15,2	15,0	12,2	6,8	5,11	22,6
KOF-Cr	mg/l	37	39	34	17	10	186

Avrenningsvannet fra tømmeret (lokalitet 5) hadde svært høyt kjemisk oksygenforbruk (KOF) og svært høye verdier av totalt organisk karbon (TOC). Vannprøveresultatene viste reduserte TOC-verdier med økende avstand fra sagbruket (Tabell 6)

Mangan (Mn) er tungmetallet som viser størst reduksjon i konsentrasjon fra tømmervanningen ved sagbruket (lokalitet 5) ned til bekken med avrenningsvann (lokalitet 1). Likedan viser fosfor ( $P_{tot}$ ) en klar reduksjon i konsentrasjon på denne strekningen. Aluminium (Al) viser derimot en kraftig konsentrasjonsøkning noen hundre meter nedstrøms sagbruket i forhold til vannet rett ved tømmeravrenningen.

Konsentrasjonen av jern (Fe), aluminium (Al), kobolt (Co), mangan (Mn), sink (Zn), total organisk karbon (TOC) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) var høyere i bekken fra sagbruket enn nedstrøms samløpet med nabobekken ved høy vannføring i begge lokaliteter. Konsentrasjonen av kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg), natrium (Na), barium (Ba), kobber (Cu), Nikkel (Ni), fosfor ( $P_{tot}$ ) og nitrogen ( $N_{tot}$ ) økte derimot nedstrøms samløpet.

Konsentrasjonen av mangan i bekken med sagbrukspåvirkning viste nesten en halvering ved lav vannføring kontra nivåene ved høy vannføring. Tilsvarende økte konsentrasjonen av jern, kalsium og natrium ved lav vannføring.

**Tabell 6.** Tilstandsklassene til TOC i hver prøvelokalitet (mgC/L), klassegrenser for totalt fosfor ( $P_{tot}$ ) og totalt nitrogen ( $N_{tot}$ ) i leirvasdrag, samt totalt fosfor- og nitrogenkonsentrasjon i de fire prøvelokalitetene (målt i  $\mu\text{g/L}$ ).

Substans	Naturtilstand	God/moderat grense	Lok. 1	Lok. 1 (lav vannf.)	Lok. 2	Lok. 3	Lok. 4	Lok. 5
TOC	-	3,5	Meget dårlig	Dårlig-meget dårlig	Dårlig	Dårlig	Mindre god	Meget dårlig
$P_{tot}$	20	40	37	25	72	12	<10	533
$N_{tot}$	200-600	500-1000	820	1340	2160	1930	2100	750

**Tabell 7.** Grenseverdi ( $\mu\text{g/L}$ ) for kadmium (Cd), bly (Pb), kvikksølv (Hg) og nikkel (Ni), samt deres konsentrasjoner i de fire undersøkte prøvelokalitetene.

Substans	Grenseverdi	Lok. 1	Lok. 1 (lav vannf.)	Lok. 2	Lok. 3	Lok. 4	Lok. 5
Kadmium (Cd)	<0,08	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Bly (Pb)	7,2	0,4	0,3	<0,2	<0,2	<0,2	0,6
Kvikksølv (Hg)	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nikkel (Ni)	20	0,8	0,7	0,9	0,7	1,1	1,7

**Tabell 8.** Tilstandsklassene til jern (Fe) og mangan (Mn) i hver prøvelokalitet, basert på klassegrensene fra SFT sin «Veiledning 97:04 – Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann».

Substans	Lok. 1	Lok.1 (lav vannf.)	Lok. 2	Lok. 3	Lok. 4	Lok. 5
Jern (Fe)	Dårlig-meget dårlig	Meget dårlig	Mindre god-dårlig	Dårlig	God-mindre god	Meget dårlig
Mangan (Mn)	God	God	God	Meget god	Mindre god	Meget dårlig

pH-verdien ble målt til 7,6 i lokalitet 1, 6,9 i lokalitet 2 og 8,0 i lokalitet 3. Dette er innenfor referanseverdien i Vannforskriften (Tabell 9), men registreringene i september 2011 kan ikke tolkes absolutt mot denne da klassegrensene gjelder *laveste verdi* basert på flere målinger over hele året.

**Tabell 9.** Klassegrenser for pH i lavlandselver med typebeskrivelse kalkfattige og humøse, samt registrert pH i lokalitet 1, 2 og 3.

Referanseverdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD	Lokalitet 1	Lokalitet 2	Lokalitet 3
>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0	7,6	6,9	8,0



## 5. DISKUSJON

### 5.1 Fisk

Det er usikkert om sjøørret kommer opp til de øverste lokalitetene for å gyte. Om lag en kilometer opp i elven er det en foss som kan utgjøre et vandringshinder for fisken, men det er observert anadrom fisk 2,5 kilometer opp i bekken (Christensen, et al., 2009). Dersom fisken ikke kommer opp fossen kan mangelen av fisk skyldes manglende gyting. Det kan derfor ikke fastslås om mangelen på fisk i elektrofiskefangsten skyldes vannkjemiske forhold.

Det ble fanget totalt 38 ørret med lengder fra 45 til 190 mm. Dette er en klar nedgang fra elektrofiskefangstene i 2009, uten at dette med sikkerhet kan overføres til bestandsvurdering selv om det ble fisket på samme lokalitet. Lengdefordelingen indikerer at flere aldersklasser av ørret var tilstede i bekken. Fangstene av årsyngel (<70 mm) viste en stor nedgang i forhold til 2009, mens fangstene av eldre ørretunger ikke viste samme nedgang. Det var relativt lite vann i bekken under elektrofisket, og store partier med fint bunns substrat (sand) gjør disse habitatene lite egnet ved lav vannføring. I tillegg lå det flere trær med utstikkende greiner over bekken, samt plastrester fra halmballer, noe som gjorde elektrofisket til dels utfordrende på enkelte strekninger (Figur 10). Dette kan ha påvirket fangbarheten til den minste fisken i større grad enn de eldre ørretungene. Antallet gytefisk i bekken vil også kunne påvirke rekruttering, og således påvirke elektrofiskefangstene av ørretunger. Likevel er nedgangen i fangst av årsyngel (0+) såpass høy i forhold til i 2009 at en viss bestandsnedgang av ørretunger synes å være sannsynlig, uten at det kan fastslås om dette skyldes endret vannkjemisk, predasjon fra gjedde eller redusert gytefiskbestand. Med tanke på vannføring i bekken og type bunns substrat i elektrofiskelokaliteten virker tettheten av fisk å være moderat til god, selv om den tilsynelatende har blitt sterkt redusert og nå ligger på et nivå midt mellom det som ble registrert i 2006 ( $n=2$  per 100 m<sup>2</sup>) og 2009 ( $n=95$  per 100 m<sup>2</sup>).



**Figur 10.** I store deler av elektrofiskestrekningen lå det plastrester, døde trær og greiner i bekkeløpet, noe som enkelte steder gjorde fisket svært krevende.

Siden ASPT-indeksen for bunndyr i de nedre delene av Møllestubekken var omtrent lik i 2009 og 2011, kan det tyde på at det er andre forhold enn vannkvalitet som er årsak til en tilsynelatende nedgang i tetthet av årsyngel av ørret. Årstid for fisket, utfordringer med trær og plast i bekken samt et med «forsiktig» fiske der det var gytefisk er mulige årsaker. Også predasjon fra gjedde kan ha hatt en virkning. Lenger opp i bekken ble det derimot ikke registrert fisk, og bunndyrresultatene viste at den økologiske statusen er svært dårlig. Det kan imidlertid ikke konkluderes bastant med at fravær av fisk skyldes vannkjemiske forhold, da dette også kan skyldes helt eller delvise oppgangshinder for gytefisken.

## 5.2 Bunndyr

ASPT-verdien til bunndyrene steg ikke etter at bekken fra sagbruket møtte bekken fra jordbruksområdet. Det kan dermed virke som om det ikke oppnås tilstrekkelig fortykningseffekt til at mer forurensningsømfintlige arter får forbedrede levevilkår nedstrøms samløpet, eller at bekken med jordbrukspåvirkning i utgangspunktet ikke har bedre økologisk tilstand enn bekken fra sagbruket. Sistnevnte påstand kan støttes av vannprøvene, som viste langt høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor i samløpet enn i bekken med kun påvirkning fra sagbruket (se Tabell 5 og Tabell 6). Dette indikerer at bekken fra jordbruket og nærliggende industri tilfører Møllestubekken høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor enn hva sagbruket gjør, i alle fall på prøvetidspunktet.

Akvaplan Niva undersøkte bunndyrfaunaen i Møllestubekken og de nærliggende bekkene Ulvedalsbekken og Hagtvedtbekken i 2009. En omregning av Akvaplan Nivas resultatene viste ASPT- indekser på henholdsvis 5,2 i Møllestubekken (moderat/dårlig), 6,1 i Ulvedalsbekken (moderat/god), 5,6 i Hagtvedtbekkens nedre stasjon (moderat) og 6,5 i samme bekks øvre stasjon (god tilstand). En bunndyrundersøkelse i 2008 ga ved Bommestad i Numedalslågen en ASPT-verdi på 6,5 og Fjære i Storelv før innløpet til Åserumvannet en ASPT-verdi på 5,5 (Simonsen, 2008). En sammenligning av disse tallene med våre resultater indikerer at Møllestubekken generelt er mer påvirket av forurensninger enn de øvrige bekkene og elvene i området, men at forskjellen mot den nedre stasjonen i Hagtvedtbekken og ved Fjære i Storelv ikke er meget stor. Dette betyr at bekker og elver i området der det antas bare å være påvirkning av jordbruk og eventuelle husholdningsavløp også kan ha en relativt lav ASPT-indeks. Tilstandsklassen for bunndyr nederst i Møllestubekken kan derfor ikke alene tilskrives påvirkninger fra sagbruksdriften, men i stor grad også jordbruk og eventuelle spredte avløp i nedslagsfeltet.

## 5.3 Kjemiske prøver

### Generelt

Da vannprøvene i første feltrunde ble tatt, var bekkene flomstore. Store nedbørsmengder fører generelt til økt utvasking av næringsstoffer og tungmetaller, spesielt for de stoffer som er lett løselige i vann eller som er knyttet til partikler som lett vaskes ut i bekkene. I så måte kan måleverdiene for flere av stoffene være høyere enn ved vannføringer nær årsmiddelverdiene. For eksempel kan høye fosforverdier blant annet skyldes flomforhold og mye utvasking av leirpartikler. Generelt er det mest hensiktsmessig å ta vannprøver ved normal vannføring for å unngå at konsentrasjoner av de ulike substansene blir overestimert pga utvasking eller underestimert pga uttynning. Dette belyses i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2009). Fosforverdiene viste en nedgang ved lav vannføring i den øverste bekkelokaliteten, mens nitrogenverdiene økte. Hvordan måleverdiene har blitt påvirket av økt vannføring kan ikke vurderes basert på en enkel prøve (to prøver i lokalitet 1), men vil likevel ligge som en bakgrunn i vurderingen av den vannkjemiske tilstanden til bekken.

### Næringsalter og andre fysisk-kjemiske støtteparametere

I avrenningsvann fra jordbruk blir de høyeste nitrogenkonsentrasjonene målt om høsten (Rød, et al., 2010). Dette er antakeligvis årsaken til at nitrogen har høyere konsentrasjon i lokalitet 2 enn i lokalitet 1, da lokalitet 2 er jordbrukspåvirket mens lokalitet 1 i all hovedsak har skogs- og industripåvirket vann. Like fullt indikerer vannprøvene at en betydelig del av den nedre lokalitetens fosfor- og nitrogennivå stammer fra bekken med jordbrukspåvirkning, og at dette medfører at den økologiske tilstanden ikke bedres nedstrøms samløpet (se Tabell 6).

Tømmervannet viste svært høye verdier av totalt organisk karbon (TOC) og svært høyt kjemisk oksygenforbruk. Verdiene av TOC var langt lavere nedover vassdraget, men fortsatt over grenseverdiene etter Vannforskriften.

Selv om ikke registreringene av pH kan knyttes direkte til klassegrensene i Veileder 01:09 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009), gir den en god indikasjon på at denne forsuringsparameteren ikke overskrider grenseverdien ihht. Vannforskriften.

### **Jern, mangan og tungmetaller**

Undersøkelser fra andre sagbruk (barkfyllinger) har vist at avrenningen er sterkt forurenset av jern og mangan (Norsk Treteknisk Institutt, 1998). I avrenningsvannet fra tømmervanningen hos Bergene Holm (lokalitet 5), ble det påvist høye konsentrasjoner av jern og mangan, hhv. 16 og 10 ganger så høye konsentrasjoner som i det resterende avløpsvannet (lokalitet 4). Jern og mangan felles raskt ut når det møter oksygenrikt vann, og vil således bli mindre tilgjengelig for biologisk opptak (Norsk Treteknisk Institutt, 1998). Konsentrasjonen av mangan gikk fra tilstandsklasse *meget dårlig* ved sagbruket til *god* allerede ved den første bekkelokaliteten noen hundre meter nedstrøms tømmervanningsanlegget (se Tabell 8). De høye manganverdiene ved tømmervanningsanlegget antas dermed ikke å ha spesielt stor betydning for den økologiske tilstanden i Møllestubekken. Konsentrasjonen av jern viste ikke samme grad av reduksjon nedstrøms sagbruket, slik at tilstandsklassen i bekken fremdeles var dårligere enn hva som er målet (se Tabell 8). Utslippene av jern fra sagbruket antas dermed å kunne ha noe negativ påvirkning for hele Møllestubekken.

Flere av metallene viste større konsentrasjoner nedstrøms samløpet enn i bekken kun påvirket av avrenningsvann. Disse stoffene har derfor trolig høyere konsentrasjoner i bekken med jordbrukspåvirkning og annen industri. Uansett viste konsentrasjonen av tungmetallene som er nevnt i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009) verdier langt under grenseverdiene ved samtlige lokaliteter.

## 6. KONKLUSJON

Når flere elementer sammen skal gi et samlet sluttresultat for vannforekomsten gjelder «det verste styrer»-prinsippet, og det er den økologiske tilstandsklassifiseringen som er styrende. Men dersom de biologiske kvalitetselementene er moderat eller dårligere trenger man ikke å benytte abiotiske kvalitetselementer i klassifiseringen (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Bunndyrfaunaen viste en svært dårlig økologisk tilstand i lokalitet 1 og 2, og basert på ovennevnte prinsipp medfører dette at den samlede tilstanden settes til **svært dårlig** i begge disse (Tabell 10).

Ved den nederste bekkelokaliteten (lokalitet 3) var det en bedring i den økologiske tilstanden basert på bunndyrfauna til **moderat til dårlig** økologisk tilstand (Tabell 10). Selv om det er svært høye nitrogenverdier trekker dette ikke ned tilstandsklassen siden denne allerede er moderat eller lavere.

I lokalitet 5 gir høye verdier av fosfor, jern og mangan en klar tilstand på **svært dårlig**. I lokalitet 4 er det spesielt nitrogenverdiene som er høye, mens fosfor, jern og mangan er lavere enn i lokalitet 5. Etter «det verste styrer» prinsippet må også lokalitet 4 gis tilstanden **svært dårlig** basert på nitrogenverdiene, men verdiene for fosfor, jern og mangan er lavere og i en uavhengig vurdering utenom klassifiseringssystemet ansees tilstanden i lokalitet 4 som bedre enn lokalitet 5 (Tabell 10). Det presiseres at det her ikke er beregnet EQR-verdier og gjort samvekting.

**Tabell 10.** Tilstandsklassene til de ulike økologiske og kjemiske parameterne i hver lokalitet.

	Lok.1	Lok.1 (lav vannf.)	Lok.2	Lok.3	Lok. 4	Lok. 5
<b>Bunndyr</b>	Svært dårlig	-	Svært dårlig	Moderat/ dårlig	-	-
<b>Fosfor (P<sub>tot</sub>)</b>	God	God	Dårlig	God	Svært god	Svært dårlig
<b>Nitrogen (N<sub>tot</sub>)</b>	God	Dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	God
<b>pH</b>	Svært god	-	Svært god	Svært god	-	-
<b>Jern (Fe)</b>	Dårlig/Svært dårlig	Svært dårlig	Mindre god/Dårlig	Dårlig	God/mindre god	Svært dårlig
<b>Mangan (Mn)</b>	God	God	God	Svært god	Mindre god	Svært dårlig
<b>Kadmium (Cd)</b>	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat
<b>Bly (Pb)</b>	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat
<b>Kvikksølv (Hg)</b>	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat
<b>Nikkel (Ni)</b>	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat	≥God/ Moderat

Resultatene fra el-fisket i den nedre stasjonen i 2011 kan i liten grad sammenliknes med resultatene fra 2009. Årsaken er at undersøkelsen i 2011 foregikk med mye gytefisk på bekken, at det var vanskelige fiskeforhold (trær og plast i bekken) samt at det ble utvist forsiktighet under fisket for ikke å forstyrre for mye for gytefisk. Dermed ble effektiviteten i fisket mindre og antagelig tetthetstallene lavere. Det viktigste resultatet var at det ble observert gytefisk og årsyngel på bekken sel om antallet årsyngel var lavere enn i 2009. Videre at arter som gjedde kan være med å predatere på ørreten og dermed regulere

tettheten av yngel. Vi har ikke holdepunkter for å si at endringer vannkvaliteten har redusert fisketettheten siden 2009.

I lokalitet 1 og 2 ble det ikke observert fisk. Årsaken kan være det helt eller delvise oppgangshindret eller dårlig vannkvalitet. I tillegg kan lave sommervannføringer være en årsak til at det ikke ble funnet yngel dersom det skulle ha vært gyting. Vår konklusjon er at fiske ikke kan brukes som parameter her så lenge det ikke er klart hvor stort oppgangshindret faktisk er og hvor egnede forhold det faktisk er for gyting- og oppvekst av ørret rundt lokalitet 1 og 2.

### Oppsummerende konklusjon

Den **økologiske tilstanden** i nedre del av Møllestubekken er karakterisert som **moderat til dårlig** og i de øvre deler som **svært dårlig** når bunndyr og fysisk/kjemisk parametere sees sammen slik Vannforskriften anviser.

Vannkvaliteten bedres nedover i bekken. Dette skyldes forhold som større fortykning, utfelling av visse stoffer og selvrensingsprosesser.

Ulvedalsbekken og Hagtvedtbekken er nærliggende bekker nord for Møllestubekken. Disse har ikke industripåvirkning som Møllestubekken, men har ellers relativt sammenliknbare nedslagsfelt med tanke på påvirkninger. Bunndyrindeksen viser at Møllestubekken har dårligere økologisk status enn de nevnte bekkene, men at forskjellene for noen stasjoner ikke er spesielt stor. Videre er det heller ikke spesielt stor forskjell i bunndyrindeks for nedre lokalitet av Møllestubekken og en lokalitet i Storelv ved Fjære (innløpselva til Åserumvannet).

Den **kjemiske tilstanden** sett ut fra grenseverdiene for de substansene det er satt grenseverdier for (kadmium, bly, kvikksølv og nikkel) er **god eller bedre**.

Ut fra analyseresultatene er det klart at forurensingsbelastningen på Møllestubekken er for stor, særlig i øvre deler. Påvirkningskildene er sagbruksaktivitet og jordbruk samt muligens noe spredt avløp. Det kan ikke utelukkes at effekter etter bygningen av E18 også kan ha en påvirkning. Det er vanskelig å si om det er enkeltstoffer eller en blanding av stoffer som gir utslaget på bunndyrene. Mulige hovedkilder kan være høye verdier av organisk stoff (TOC, KOF), jern og nitrogen, men en kombinasjon med andre stoffer kan ikke utelukkes. Jordbruk kan ikke utelukkes som en betydelig påvirkningsfaktor.

ASPT-verdien til bunndyrene steg ikke etter at bekken fra sagbruket møtte bekken fra jordbruksområdet. Det kan dermed virke som om det ikke oppnås tilstrekkelig fortykningseffekt til at mer forurensningsømfintlige arter får forbedrede levevilkår nedstrøms samløpet, eller at bekken med jordbrukspåvirkning i utgangspunktet ikke har bedre økologisk tilstand enn bekken fra sagbruket. Sistnevnte påstand kan støttes av vannprøvene, som viste langt høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor i samløpet enn i bekken med kun påvirkning fra sagbruket (se Tabell 5 og Tabell 6). Dette indikerer at bekken fra jordbruket og nærliggende industri tilfører Møllestubekken høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor enn hva sagbruket gjør, i alle fall på prøvetidspunktet.

Vannprøvene i lokalitet 1 og 2 indikerer at en betydelig del av den lokalitet 2 sitt fosfor- og nitrogennivå stammer fra bekken med jordbrukspåvirkning, og at dette medfører at den økologiske tilstanden ikke bedres nedstrøms samløpet (se Tabell 6).

## **7. MULIGE TILTAK**

Etter vår vurdering er etablering av fangdammer eller sedimentdammer ved lokalitet 4 og 5 et mulig tiltak. Slike dammer kan redusere utslippet av både organisk stoff, næringsstoffer og metaller dersom de er rett konstruert. Fordelen med fang- eller sedimentdammer er at det er lavteknologiske løsninger som ikke trenger kompliserte drifts- eller vedlikeholdsrutiner.

Dersom slike løsninger skal velges må det gjennomføres en mer detaljert planlegging av disse slik at de er tilpasset den aktuelle vannføringen og belastningen av stoffer.

## VEDLEGG 1

Hovedgrupper	Familier	Verdi
Døgnfluer	Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae	10
Steinfluer	Ephemereallidae, Potamanthidae, Ephemeridae	
Teger	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	10
Vårfluer	Aphelocheridae	10
	Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
Kreps	Astacidae	8
Øyestikkere	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae	8
Døgnfluer	Caenidae	7
Steinfluer	Nemouridae	7
Vårfluer	Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	7
Snegler	Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae	6
Vårfluer	Hydroptilidae	6
Muslinger	Unionidae	6
	Corophiidae, Gammaridae	6
Øyestikkere	Platycnemididae, Coenagriidae	6
Teger	Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	5
Biller	Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae, Chrysomelidae, Curculionidae	5
Vårfluer	Hydropsychidae	5
Stankelbein/Knott	Tipulidae, Simuliidae	5
Flatormer	Planariidae, Dendrocoelidae	5
Døgnfluer	Baetidae	4
Mudderfluer	Sialidae	4
Igler	Piscicolidae	4
Snegler	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3
Småmuslinger	Sphaeriidae	3
Igler	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	3
Ferskvannsasell	Asellidae	3
Fjærmygg	Chironomidae	2
Fåbørstemark	Oligochaeta (whole class)	1



## REFERANSELISTE

- Andersen, J.R, et al. 1997.** *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.* s.l. : Statens forurensningstilsyn, 1997.
- Christensen, G.N, Dahl-Hansen, I og Dahl-Hansen, G. 2009.** *E18 Langåker - Bommestad, oppfølgende undersøkelse av 4 bekker.* s.l. : Akvaplan-niva, 2009.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. 2009.** *Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann.* s.l. : Direktoratgruppa Vanndirektivet, 2009.
- Norsk Treteknisk Institutt. 1998.** *Fokus på tre Nr.17 - Avrenning fra tømmervanning.* s.l. : Norsk Treteknisk Institutt, 1998.
- Rød, L.M, et al. 2010.** *Resultater fra JOVA-programmet 1992-2009 - Erosjon og tap fra jordbruksarealer.* s.l. : Bioforsk, 2010.
- Simonsen, L. 2008.** *Økologisk vannkvalitet i Numedalslågen basert på analyse av bunndyr i 2008.* s.l. : Naturplan, 2008. s. 11.
- Vann-Nett Statistikk. 2011.** Vann-Nett Statistikk. [Internett] Norges Vassdrags- og energidirektorat, 22 September 2011. [Sisert: 22 September 2011.] <http://vann-nett.nve.no/statistikk>.



Ask Rådgivning AS  
Arbins gate 4, 0253 Oslo  
Telefon 970 82 742  
[askrad@askradgivning.no](mailto:askrad@askradgivning.no)  
[www.askradgivning.no](http://www.askradgivning.no)