



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Biologiske kvalitetselementer i hydromorfologisk modifiserte jordbruksbekker og -elver på Østlandet

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 68 | 2023



Ruben Alexander Pettersen, Silje Hereid og Kristine Øritsland Våge  
Divisjon for miljø og naturressurser, Hydrologi og vannmiljø

**TITTEL/TITLE**

Biologiske kvalitetselementer i hydromorfologisk modifiserte jordbruksbekker og -elver på Østlandet

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Ruben Alexander Pettersen, Silje Hereid og Kristine Øritsland Våge

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKT NR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
03.05.2023	9/68/2023	Åpen	52426	20/01272
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>		<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>
978-82-17-03290-8	2464-1162		48	3

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**Klima og miljø-programmet ved  
Landbruksdirektoratet**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Rannveig Bø Fløystad

**STIKKORD/KEYWORDS:**Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF),  
jordbruk, godt økologisk potensiale (GØP),  
biologiske kvalitetselementHeavily modified water bodies (HMWB),  
agriculture, good ecological potential (GEP),  
biological quality elements**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Vannmiljø

Water environment

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

Prosjektet hadde som mål å øke kunnskapen om økologisk tilstand i vannforekomster i jordbruksområder på Østlandet, der vannforekomstene er kraftig påvirket av hydromorfologiske inngrep, men ikke nødvendigvis er definert som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) etter vannforskriften. For å få et representativt utvalg, ble ulike grader av utrettinger av elvestrengen valgt ut. Seks av åtte elver hadde mer enn 80 % av elveløpet rettet ut. Vi fant en sammenheng mellom graden av utretting og manglende kantvegetasjon. Halvparten av elvene hadde mindre enn 10 % intakt kantvegetasjon. Vi fant også en sammenheng mellom økende andel naturlig meanderende deler av elva og økt tetthet av ørret (*Salmo trutta*). Tetthet av ørret øker også med andel kantvegetasjon langs hele elveløpet og økt variasjon i bunnsstratet. Der det var mye hydromorfologiske variasjon i vannstrengen, var det flere arter av bunndyr enn der det var mindre hydromorfologiske variasjon. Ørret og laks kan brukes som indikatorarter for endret hydromorfologi, med dagens indekser.

Vi vil anbefale å utvikle en indeks for bunndyr som responderer på hydromorfologiske endringer i vannstrengen. Bunndyr-indeksen ASPT ser ikke ut til å kunne benyttes. Vi vil anbefale å utarbeide indekser for graden av modifisering av vassdraget, herunder en indeks for graden av kantvegetasjon.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

The project aimed to increase knowledge about the ecological condition in water bodies in agricultural areas in Eastern Norway, where water bodies are clearly impacted by hydromorphological alterations, but not necessarily defined as heavily modified water bodies (HMWB) according to the European Union (EU) Water Framework Directive. To obtain a representative selection of cases, locations with different degrees of straightening of the river course were selected. Six out of eight rivers had more than 80 % of the river course straightened. We found a correlation between the degree of straightening and lack of riparian vegetation. Half of the rivers had less than 10 % intact riparian vegetation. We found a connection between an increasing proportion of naturally meandering parts of the river and an increased density of Brown trout (*Salmo trutta*). The density of Brown trout also increased with the proportion of riparian vegetation along the entire river course. A high degree of variation in the bottom substrate appears to give a higher proportion of Brown trout density. River stretches with high hydromorphology variation in the watercourse, had more species of benthic animals than in stretches with less hydromorphology variation. Brown trout and Atlantic salmon (*Salmo salar*) can be used as indicator species for changed hydromorphology, with current indices. We recommend that an index be developed for benthic animals, which react to hydromorphological changes in the water masses. The benthic index ASPT does not appear to be usable. We would also recommend preparing indices for the degree of modification of the water bodies, including an index for the degree of riparian vegetation.

LAND/COUNTRY:	Norge
FYLKE/COUNTY:	Vestfold og Telemark, Viken
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Fredrikstad, Halden, Horten, Mysen, Ås
STED/LOKALITET:	Hæra, Veidalselva, Moumbekken, Hjelmungbekken, Stordiket, Fjellbekken, Skuterudbekken, Bondibekken, Adalsbekken

GODKJENT /APPROVED



ANJA CELINE WINGER

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



RUBEN ALEXANDER PETERSEN

# Forord

NIBIO har fått midler gjennom Landbruksdirektoratets Klima og Miljø Program (KMP) til et prosjekt som omhandler sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) i landbruket (Agros 138301).

Hensikten med prosjektet har vært å utføre undersøkelser av biologiske kvalitetselement i vannforekomster med ulik grad av hydromorfologiske inngrep, for å kunne vurdere inngrepenes påvirkning på den økologiske tilstanden. Opprinnelig var det tenkt å benytte vannforekomster som er utpekt som SMVF, men det viste seg å være få slike i jordbruksområder på Østlandet, og det er derfor benyttet vannforekomster med vesentlige hydromorfologiske endringer.

Prosjektleder Ruben A. Pettersen (NIBIO) har hatt ansvaret for feltarbeid, statistiske analyser og rapportering. Alle bilder er tatt av Ruben Alexander Pettersen.

Kristine Øritsland Våge og Silje Hereid (Faun Naturforvaltning AS) har jobbet med vurdering av biologiske data, utarbeidet tilstandsvurdering basert på ASPT- og PIT-indeksen og klassifisert etter vannforskriften. De har også bidratt inn i arbeidet med rapporten, herunder å analysere og vurdere biologiske og hydromorfologiske data. Artsanalysene av begroingsalger er utført av Trond Stabell (Norconsult).

Vannområdene Glomma Sør, Morsa og Norges Jeger og Fiskerforbund i Østfold har bidratt med råd om aktuelle lokaliteter, samt bistått med kontakt mot grunneierne.

Rapporten er kvalitetssikret av forskningsleder Anja C. Winger og seniorforsker Eva Skarbøvik, etter NIBIOs kvalitetssikringsrutiner.

Ås, 03.05.23

Ruben Alexander Pettersen

# Innhold

1	Innledning.....	7
1.1	Hydromorfologiske inngrep og SMVF.....	7
1.2	Mål med prosjektet .....	7
2	Metode .....	8
2.1	Utvalg av lokaliteter.....	8
2.1.1	Adalsbekken (ADA).....	10
2.1.2	Bondibekken (BON).....	10
2.1.3	Fjellbekken (FJE1).....	11
2.1.4	Hjelmungbekken (HJE1) .....	12
2.1.5	Hæra (HAE 1, 2 og 3) .....	13
2.1.6	Moumbekken (MOUM 1, 2 og 3) .....	14
2.1.7	Skuterud (SKU1) .....	15
2.1.8	Stordiket (STO) .....	15
2.1.9	Veidalselva (VEI 1, 2, 3 og 4) .....	16
2.2	Innsamling av biologiske data.....	17
2.2.1	Begroingsalger.....	18
2.2.2	Bunndyr.....	18
2.2.3	Fiskeundersøkelser.....	19
2.3	Klassifisering av de biologiske kvalitetselementene.....	19
2.4	Karakterisering av det hydromorfologiske habitatet .....	19
2.5	Statistiske analyser .....	22
3	Resultater .....	23
3.1	Hydromorfologiske parametere .....	23
3.2	Begroingsalger .....	25
3.3	Bunndyr .....	26
3.4	Fisk.....	29
3.4.1	Bondibekken (Borreelva).....	29
3.4.2	Fjellbekken .....	30
3.4.3	Hjelmungbekken .....	30
3.4.4	Hæra.....	30
3.4.5	Moumbekken .....	30
3.4.6	Skuterud.....	31
3.4.7	Stordiket.....	31
3.4.8	Veidalselva .....	31
3.5	Biologisk respons på hydromorfologiske endringer .....	32
4	Diskusjon.....	35
4.1	Begroingsalger .....	36
4.2	Bunndyr .....	36
4.3	Fisk.....	37
4.4	Foreslåtte indikatorer og utarbeiding av nye indekser for hydromorfologi .....	38
4.5	Hydromorfologiske tiltak for å oppnå god økologisk tilstand .....	38

5 Konklusjoner.....	39
Litteraturreferanse.....	40
Vedlegg.....	43

# 1 Innledning

## 1.1 Hydromorfologiske inngrep og SMVF

I Vanddirektivet – og den norske vannforskriften – skilles det mellom naturlige og sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). SMVF er vannforekomster som har blitt betydelig fysisk endret for å ivareta samfunnsnyttige formål. Muligheten for å definere en vannforekomst til SMVF er gitt i vannforskriftens § 5 (Direktoratsgruppen 2014). Det er vannregionmyndigheten, i samarbeid med vannregionutvalget, som skal foreslå hvilke vannforekomster som skal utpekes som SMVF, og disse har også ansvar for å utarbeide miljømål for disse vannforekomstene (jf. vannforskriften §§ 22 andre ledd og 24 første ledd).

En forutsetning for at vannforekomsten kan defineres som SMVF er at det ikke kan oppnås god økologisk tilstand uten at det går vesentlig ut over hensikten med inngrepet, og dessuten at «de samfunnsnyttige formålene som den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten tjener, på grunn av manglende teknisk gjennomførbarhet eller uforholdsmessig store kostnader, ikke med rimelighet kan oppnås med andre midler som miljømessig er vesentlig bedre» (Direktoratsgruppen 2014).

SMVFER har unntak fra målet god økologisk tilstand (GØT), da de skal oppnå 'godt økologisk potensiale' (GØP). I Norge benyttes tiltaksmetoden for å fastsette GØP. Det betyr at vi må vurdere hvilke miljøtiltak som er realistiske å få gjennomført uten at tiltakene går vesentlig ut over samfunnsnyttien eller er uforholdsmessig kostnadskrevende. Den samlede økologiske effekten av de realistiske tiltakene, utgjør miljømålet GØP. For å kunne gjøre denne vurderingen, er det viktig med kunnskap om responsen til ulike indikatorer på hydromorfologiske endringer. I tillegg er det krav om minst god økologisk tilstand for næringsstoff, på lik linje med naturlige vannforekomster.

I dette prosjektet har vi sett på jordbruksvassdrag, og dermed er jordbruksproduksjon det samfunnsnyttige formålet. SMVF i jordbruksområder kan f.eks. være kanaliserte vassdrag, vassdrag med høy grad av erosjonssikring, bekker som er lagt i rør eller drenerte myrområder. Det er lite kunnskap om virkning av endret hydromorfologi på økologi i jordbruksvassdrag, men tilsvarende undersøkelser ble utført i Rogaland for noen år siden (Pettersen m.fl. 2020).

## 1.2 Mål med prosjektet

Prosjektets mål har vært å øke kunnskapen om økologisk tilstand i vannforekomster med høy grad av hydromorfologisk endring, i jordbruksområder på Østlandet.

Opprinnelig var målet å undersøke vannforekomster som var utpekt som SMVF, men siden det fantes få slike på Østlandet, ble det isteden benyttet vannforekomster med betydelige hydromorfologiske inngrep. Praksis varierer fra vannregion til vannregion mht. utpeking av SMVFER. Flere av vannforekomstene som ble undersøkt i denne studien, hadde tilsvarende hydromorfologiske endringer som vannforekomster utvalgt til SMVFER andre steder i landet (Pettersen m.fl. 2020).

Prosjektets målgrupper omfatter forvaltning (landbruks-, og miljøforvaltning; nasjonalt, regionalt, lokalt); landbruksnæringen; landbruksrådgivingen og forskningsmiljøet.

## 2 Metode

### 2.1 Utvalg av lokaliteter

Lokalitetene ble valgt ut med følgende kriterier: Vannforekomstene skulle ha ulik grad av hydromorfologisk modifisering, og minst mulig avrenning fra spredt avløp, renseanlegg, eller annen urban avrenning. De skulle også ha forskjellige hydromorfologiske kvaliteter (f.eks. kulp eller stryk). I beskrivelsen av lokalitetene er det ikke skilt mellom utretting av elve-/bekkeløp og kanalisering, og vi har heller ikke funnet klare forskjeller mellom disse to begrepene i litteraturen; de brukes ofte om hverandre. Utretting gjøres imidlertid med det eksisterende løpet som utgangspunkt, mens kanalisering også kan omfatte etablering av helt nye løp.

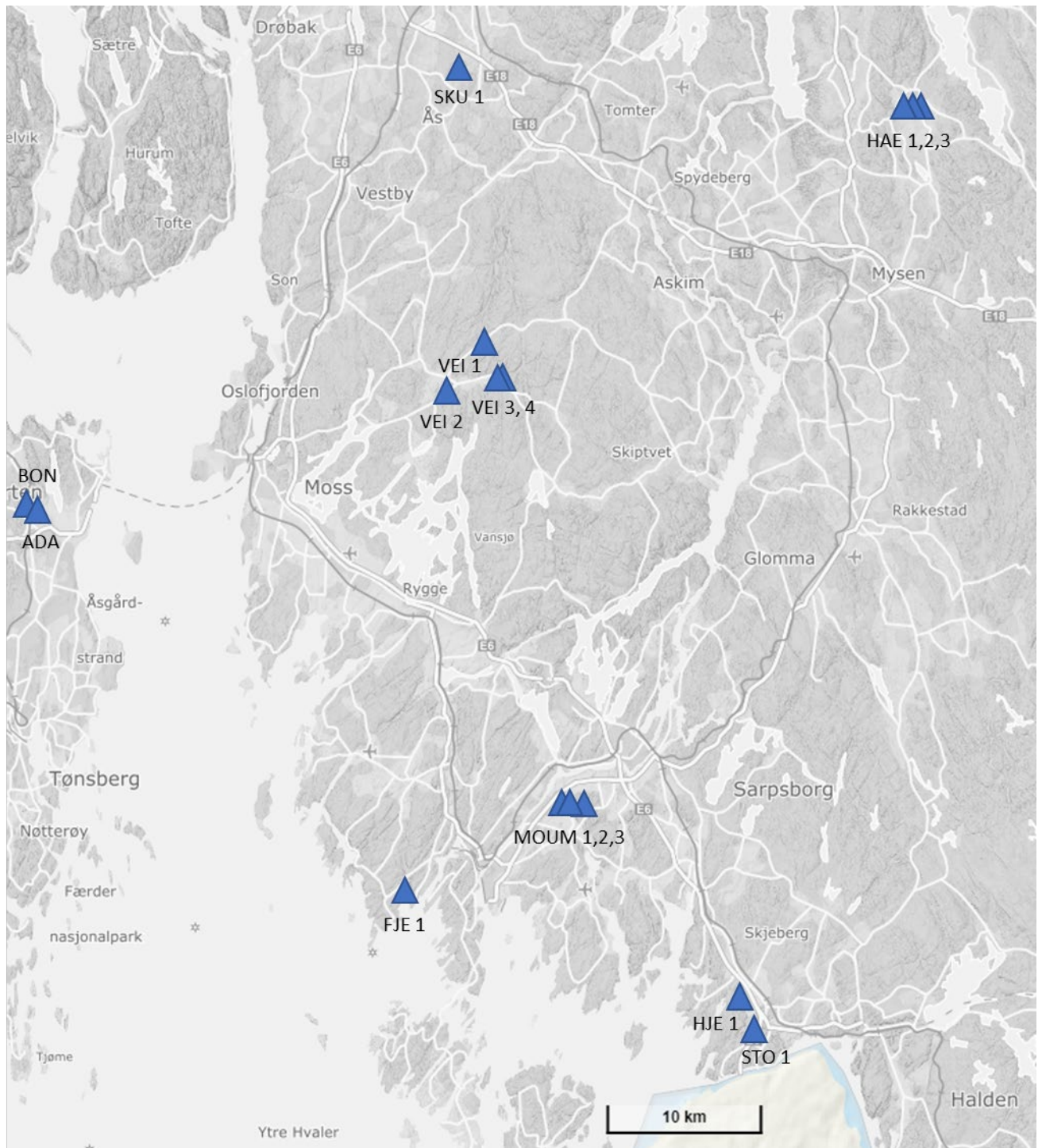
Alle bekkene har sitt utspring øverst i et skogområde der det stort sett er grunnfjell, morenemateriale og podsolljord, før de renner ned i lavereliggende områder med marin leire. De utvalgte lokalitetene har ulik grad av leirdekning i nedbørfeltene, fra 19 til 95 % (se vedlegg 1). I den marine leiredelen av nedbørfeltet er det stort sett dyrket mark, og alle lokalitetene ligger i dette området. Elvene ligger på begge sider av Oslofjorden (Figur 1), og flere av dem har lange tidsserier med biologiske kvalitetselementer og støtteparametere.

For å få et godt datagrunnlag har vi hentet inn data fra databasene Vann-nett.no og Vannmiljø.no der det fantes relevante data (tabell 1). Der det ikke fantes data har vi samlet inn data selv, se kapittel 2.2.

**Tabell 1: Oversikt over lokalitetene med stasjonskode, navn, vannmiljø-ID der dette forelå, og hvor data er hentet fra (enten fra vannmiljø-databasen eller prøvetaking i felt i forbindelse med prosjektet). Forklaring på datakoder er; bunndyr (1), begroingsalger (2), og fisk (3).**

Stasjons-kode	Navn	Vannmiljø-ID	Data hentet fra Vannmiljø	Data samlet i felt sept. 2021	År samlet inn (fra Vannmiljø)
ADA	Adalsbekken	013-92028	1, 2		2018, 2021
BON	Bondibekken	013-92029	1, 3		2021
FJE 1	Fjellbekken	002-51048	1, 2	3	2019
HJE 1	Hjelmungbekken	002-56199	1, 2	3	2019
HAE 1	Hæra 1			1, 3	
HAE 2	Hæra 2	002-51531	2	1, 3	2021
HAE 3	Hæra 3			1, 3	
MOUM 1	Moumbekken 1			1, 2, 3	
MOUM 2	Moumbekken 2			1, 3	
MOUM 3	Moumbekken 3			1,2, 3	
SKU1	Skuterudbekken	005-42541	1, 2	3	2019
STO 1	Stordiket	002-51049		1, 3	
VEI 1	Veidalselva 1			1, 2, 3	
VEI 2	Veidalselva 2	003-63294	1, 2	3	2020
VEI 3	Veidalselva 3			1, 3	
VEI 4	Veidalselva 4			1, 3	





**Figur 1: Oversiktskart over de undersøkte lokalitetene. Toppen av trekanten viser hvor stasjonen er. ADA – Adalsbekken, BON – Bondibekken, FJE - Fjellbekken, HJE – Hjelmungbekken, HAE - Hæra, MOUM – Moumbekken, SKU – Skuterudbekken, STO – Stordiket, VEI – Veidalselva.**

### 2.1.1 Adalsbekken (ADA)



Figur 2: Adalsbekken (ADA). Foto: Ruben A. Pettersen

Adalsbekken (Figur 2) er en av de litt større sidebekkene til Borrevannet i Horten kommune, Vannområde Aulivassdraget. Den nasjonale vanntypen er R111, som er små, kalkrik og humøs (Vannmiljø ID 013-92028). Bekken starter i blandingsskog, med noe urban aktivitet, for siden komme ned i landbruksområder med marin leire. Den har et nedbørfelt på 13,2 km<sup>2</sup>, og en elvelengde på 6,3 km. De siste kilometerne mot Borrevannet har elven heldekkende kantvegetasjon av svartor og lønn på begge sider, med en høyde på 20-30 m. Elven har fått meandrere fritt de siste delene ut mot Borrevannet og er ellers lite kanalisert.

I stasjonen tas det kvartalsvis vannprøver i forbindelse med utbygging av Bane NOR sitt utbyggingsprosjekt på Skoppum stasjon. Tilstanden for nitrogen og orto-fosfat er svært dårlig (Greipsland m. fl. 2018).

### 2.1.2 Bondibekken (BON)

Bondibekken er en av de litt større sidebekkene til Borrevannet i Horten kommune. Vannforekomsten heter Sandelva bekkefelt (Vann-Nett ID 013-170-R). Den nasjonale vanntypen er R111 som er små, kalkrik og humøs. Bekken starter i blandingsskog, for siden å komme ned i landbruksområder med marin leire. Den har et nedbørfelt på 5,89 km<sup>2</sup>, og en elvelengde på 3,92 km. De siste kilometerne mot Borrevannet har elven heldekkende kantvegetasjon av svartor og lønn på begge sider med en høyde på 20-30 m. Elven har fått meandrere fritt i denne strekningen.

I stasjonen tas det kvartalsvis vannprøver i forbindelse med utbygging av Bane NOR sitt utbyggingsprosjekt på Skoppum stasjon. Tilstanden for nitrogen og orto-fosfat er svært dårlig

(Greipsland m. fl. 2018). Derimot er totalt fosfor i god tilstand. For de vannregionspesifikke stoffene viser tilstanden dårlig for arsen. Den kjemiske tilstanden er dårlig for bly (Greipsland m. fl. 2018).

### 2.1.3 Fjellbekken (FJE1)



Figur 3: Fjellbekken (FJE1), nedstrøms stasjonen. Foto: Ruben A. Pettersen

Fjellbekken (Figur 3) ligger i Fredrikstad kommune, Vannområde Glomma Sør. Den har vanntype R111, små, kalkrik, humøs (Vannmiljø ID 002-51048). Nedbørfeltet er på 4,35 km<sup>2</sup>, og en elvelengde på 3,4 km. Bekken starter i skogområde med gneis og granitt, for siden å komme ned i landbruksområder med marin leire. Den delen av bekken som er i landbruksområdene er rettet ut/kanalisert og store deler mangler kantvegetasjon. Enkelte steder er det fylt på med grus og pukk i forbindelse med veiutbygging. Bekken har en bestand av sjørret på stasjonen og den har utløp til et brakkvannsområde i Leira, der Vesterelva kommer ut (Heier 2022).

Stasjonen ligger i et område med oppstrøms meandere og god kantvegetasjon. Røtter og trær ligger på kryss og tvers over bekken og danner bra skjul for fisk. Vel etablerte trerøtter binder leirmaterialet i kantene. Kantvegetasjonen ved stasjonen bestod av gråor, svartor, osp, ask og lønn. Høyden på trærne varierte fra 2 til 30 m, og på 50 m elvestrekning var det ca. 50 trær, fordelt på begge sider.

#### 2.1.4 Hjelmungbekken (HJE1)



Figur 4: Hjelmungbekken (HJE 1), nedstrøms stasjonen. Foto: Ruben A. Pettersen

Hjelmungbekken (Figur 4) ligger i Halden kommune, Vannområde Glomma Sør, og har vanntype R111. Nedbørfeltet er på 19,87 km<sup>2</sup>, og elva har en lengde på 7,55 km. Øverste delen av nedbørfeltet er skogkledd gneis og granitt, for så å gå over i marin leire. Her har bekken en skogkledd kantsone med gran. Lenger nede går kantsonen over i mer løvtrær som svartor, gråor, lønn og vier. Bekken graver noen steder i marin leire. Bunnen av bekken har sand og silt. Steder med mer fall på vannet har større steiner og grus. Bekken har en populasjon av sjørørret (Heier 2022).

Stasjonen ligger rett på nedsiden av E6 (Vannmiljø ID 002-56199). Det tas månedlige prøver av total fosfor og total nitrogen i forbindelse med tiltaksrettet overvåking i vannområdet. Rundt stasjonen har bekken om lag 30 svartor med en høyde på 20-35 m, med innslag av ask, selje, lønn og gråor. Trærne danner en god kant med røtter som går 2,5 m ned. Gamle røtter og trær ligger i vannstrengen og danner fine habitater for fisk.

### 2.1.5 Hæra (HAE 1, 2 og 3)



Figur 6: Hæra ovenfor bru (HAE 1). Foto: Ruben A. Pettersen



Figur 5: Hæra sett nederst fra stasjon 3 mot brua (HAE 2 og 3). Foto: Ruben A. Pettersen

Hæra (Figur 5 og 6) ligger i Vannområde Glomma Sør, og er delt inn i flere vannforekomster. Vi valgte ut den øverste delen Stikla-Grefslisjøen (002-5006-R), her er de fleste utrettinger og dreneringer foretatt. Dette er den eneste av de undersøkte elvene som har blitt foreslått som SMVF. Den nasjonale vanntypen er R108, middels, moderat kalkrik, humøs. Nedbørfeltet er på 37,5 km<sup>2</sup> og elvas totale lengde er på 9,82 km. Det tas månedlige prøver av total fosfor og total nitrogen i forbindelse med tiltaksrettet overvåking i vannområdet. Denne vannforekomsten er klassifisert til dårlig økologisk tilstand, med hensyn på fosfor og nitrogen.

Stasjonene er lagt ved et sted der elva har blitt rettet ut og lagt ved siden av det gamle meandrerende- elveløpet. Den gamle elvestrengen ligger igjen i terrenget som dammer langs med jordene.

Stasjon HAE 1 ligger ovenfor brua (se fig 6), her var det leire i bunnen og grasdekte kanter ned mot vassdraget. Mot kanten var det sverdliljer. Under brua var det en del stein som var dekket av elvemose. Steinene bar preg av at det var rester etter byggingen av brua.

Stasjon HAE 2 brukes av vannområdet til overvåking (Vannmiljø-ID 002-51470), der tas det vannprøver, bunndyr og begroingsalger.

Stasjon HAE 3 ligger etter brua der det er et lite fall. Her er elva delvis dekket med elvesneller, med innslag av flere typer gras. Langs kanten vokser det grønnvier. Her var det mer grus og småstein i elvebunnen, og et bjørketre var felt av bever.

### 2.1.6 Moumbekken (MOUM 1, 2 og 3)



Figur 7: Moumbekken stasjon 1, dronebilde. Foto: Ruben A. Pettersen



Figur 8: Moumbekken stasjon 2, øverste del. Foto: Ruben A. Pettersen

Moumbekken (Figur 7 og 8) ligger i Fredrikstad kommune, Vannområde Glomma Sør, og har vanntype R106. MOUM stasjon 1 og 2 har et nedbørfelt på 1,91 km<sup>2</sup>, og en elvelengde på 2,33 km. Ved en stasjon lenger ned i vassdraget er det tatt begroingsalger i 2021 (Vann-Nett ID 002-3563-R). Store deler av bekken har bare gras som kantvegetasjon. Bekken er rettet helt ut. Nede i bekken er det vannplanter som dunkjevle, vannliljer, sverdliljer, andemat, grastjønnaks og elvesnelle. Mellom stasjon MOUM 1 og 2 var det et rør. Der røret gikk under veien var det godt med ulike type stein, grus, sand og silt. Bredden på elva er ca. en meter og på prøvetakingstidspunkt var det 1,5 m fra vannspeilet opp til elvekanten (målt vertikalt). MOUM 2 starter fra røret under veien. Stasjonen har flere større steiner som gir vannet større fart, og samtidig dannes det små kulper. Fallet på denne strekningen er på om lag en halv meter. Langs kanten var det 16 svartor.

Vi har også tatt med en stasjon MOUM 3, som er en sidebekk. Denne kommer fra et drenert landbruksområde. Vannet renner i rør frem til en ravine, hvor det vokser svartor, osp og pil. Stasjonen er tatt med for å se hvordan den økologiske tilstanden påvirkes når vannet kun kommer fra drenert landbruksareal. Bekken er ikke en del av elvenettverket i NVEs NEVINA-verktøy (<https://nevina.nve.no>), og nedbørfelt kunne derfor ikke beregnes med dette verktøyet. Av den grunn er data fra stasjonen ikke brukt i enkelte av dataanalysene. Trærne er ganske høye (20-25 m) og har tette kroner. Bekken har steiner, og partier med grus og sand. Fall på denne strekningen er på 3 meter og strekningen har mange små og store kulper. Bredden på bekken varierer mellom 0,5 til 3 meter. Ravinens bredde er på 20 til 30 m. Vinkelen ned fra ravinekanten ble målt til 40 grader. Det finnes også enkelte strekninger med marin leire. I denne sidearmen er det funnet en større populasjon med sjørret (Heier 2022).

### 2.1.7 Skuterud (SKU1)

Skuterudbekken har blitt overvåket siden 1993 gjennom JOVA-programmet ([www.nibio.no/jova](http://www.nibio.no/jova)), og er en del av vannforekomsten «tilløpsbekker til Østensjøvann» i Vannområde PURA (Vann-nett 005-90-R) i Ås kommune. Nedbørfeltet er på 4,65 km<sup>2</sup>, og den totale elvelengden er 2,69 km. Den har nasjonal vanntype R111, små, kalkrik, humøs. Det tas blandprøver av bl.a. fosfor og nitrogen, og vannforekomsten er klassifisert som svært dårlig med hensyn på disse parameterne (Vann-nett).

Feltet drenerer mot nord. Den vestre, øvre delen av nedbørfeltet ligger i skog og noe bebyggelse. Denne østre delen av nedbørfeltet er dyrket mark som er drenert, og bekken ligger i rør frem til midt på det første jordet. Her er det ingen kantvegetasjon med trær, og bekken er rettet ut. Det er også lagt ut stein for å forsterke kanten (gradert kant). Etter dette går bekken åpen uten naturlig kantvegetasjon i ca. 500 m, før den renner inn i et område med trær. Bunnsubstratet her domineres av røtter, sand og silt. Ved stasjonen ovenfor fangdammen hvor det tas vannprøver er det et stykke med gråor langs bekken.

### 2.1.8 Stordiket (STO)



Figur 9: Stordiket (STO), bekken går nede i takrørene. (VannNett ID 002-51049). Foto: Ruben A. Pettersen

Stordiket (Figur 9) ligger i Halden kommune, Vannområde Glomma Sør, og har vanntype R111. Den har blitt undersøkt for næringsstofftilførsler fra 2009 til 2012 (VannNett ID 002-51049). Stordiket har ett av de minste nedbørfeltene i denne undersøkelsen, og har liten påvirkning fra annet enn jordbruk

sør for E6. I motsetning til Hjelmungbekken så drenerer Stordiket fra sør til nord. Nedbørfeltet er 4,74 km<sup>2</sup>, og den totale elvelengden er 3,16 km. Selve bekken er kanalisert og rettet ut. Ifølge gamle flyfoto har denne bekken vært i denne tilstanden i mer enn 70 år. Det er ingen trær på hele strekningen igjennom landbrukslandskapet. To tredjedeler av diket er dekket med takrør. Her finnes det heller ikke noen buffersone med gras ut mot vassdraget. Bunnsedimentet består av marin leire. Stasjonen er 150 m oppstrøms røret under veien.

### 2.1.9 Veidalselva (VEI 1, 2, 3 og 4)

Veidalselva (Figur 10) har flere navn, den kalles også Haugerelva og Kirkeelva (VannNett ID 003-129-R), og ligger i Våler kommune, Vannområde Morsa. Den har nasjonal vanntype R108, middels stor, moderat kalkrik.

Ved siste klassifisering av økologisk tilstand fikk denne vannforekomsten utsatt frist som følge av vannforskriften §9 - Utsatt frist pga. naturforhold. Det måles månedlige konsentrasjoner av bl.a. fosfor og nitrogen. Vannforekomsten er klassifisert som dårlig med hensyn til fosfor og moderat med hensyn til nitrogen (Vann-Nett). Vi har valgt å ha fire stasjoner i denne elva.

Stasjon VEI1 ligger ved Veidalselvas øvre deler. Oppstrøms nedbørfelt er på 20,27 km<sup>2</sup>, og elvelengden er 8 km. Elva går her gjennom en lengre strekning med lite, eller ingen kantvegetasjon, men med 3-4 meter grasdekt buffersone mellom jordet og bekken. Enkelte steder, der det er fart på vannet, er det noe stein og grus i bunnen. Ellers graver bekken inn i kanten av jordet, og fragmenter av elvekanten er på vei ut i elva enkelte steder. Her er det enkelte kulper med gul nøkkerose, og dessuten mange elvesneller som dekker bunnen. Det er stort sett burot langs kanten. Kanten på stasjonen VEI 1 var 4-5 meter bred, og avstanden mellom vannspeilet og elvekanten var på 2-3 m ved biologisk prøvetaking.

Stasjon VEI2 ligger ved brua over til Kirkebygda. Vannområde Morsa har overvåket denne stasjonen med bunndyr og begroingsalger i 2017 og 2020 (003-63294). Det tas prøver hver 14. dag av total fosfor og nitrogen i forbindelse med tiltaksrettet overvåking i Morsa. Før stasjonen er det en rett strekning uten naturlig kantvegetasjon, og det ligger en dyp kulp oppstrøms brua. Både opp- og nedstrøms brua har deler av elvekanten sklidd ut. Det er ikke trær eller busker langs kanten. Nedbørfeltet til stasjonen er på 22,25 km<sup>2</sup>, og elvelengden på 10,7 km. I elva vokser evjesoleie, andemat, elvesnelle, sverdliljer og dunkjevle. Bredde på gresskledd sone ned mot elva er 8-10 m. Ved prøvetaking var bredden på elva 2,5 -3 m, kulpen før brua var 1,5 – 0,5 m dyp, og høyden på kantene var på 2,5 m.

De to siste stasjonene er lagt ved en bru som går over elva. Under brua ligger det igjen stein fra etablering av brua (VEI 3). Her er det et lite fall før elva danner et litt mer stille område dominert av ulike vannplanter (VEI 4). Det ble utført oppryddingsarbeid i Veidalselvas nedre deler i 2019, med fjerning av bunnvegetasjon, samtidig som kantene fikk slakere vinkel (Figur 10). Her finnes det ingen busker eller trær. Langs kantene av jordet er det lagt gras i henhold til regionalt miljøprogram. Nede i elva finner vi planter som sverdliljer og elvesnelle, og vannplanten andemat. Nedbørfeltet til stasjon VEI 3 og 4 er på 26,5 km<sup>2</sup>, og elvelengde på 11,7 km.





**Figur 10: Veidalselva nedstrøms stasjon VEI 4 (003-27942), her ble det 2019 utført oppryddingsarbeid (bildet viser dette fra 2019). Da ble alle vannplanter gravd vekk, elvebunnen senket og kantene fikk slakere vinkel med sprengstein. Materiale fra elvebunn og kanter er lagt langs kanten. Foto: Ruben A. Pettersen**

## 2.2 Innsamling av biologiske data

Feltarbeid og innsamling av data ble utført i september 2021, på følgende datoer: Hæra, 13.09., Veidalselva 14.9., Moumbekken stasjon 1-2, 14.9, Moumbekken stasjon 3, 15.09., Hjelmumbekken 15.09., Fjellbekken 15.09., Stordiket 15.09., Skuterud., 16.09., Bondibekken 16.09., Adalsbekken 16.09. 2021.

I felt ble det tatt prøver av fisk, bunndyr og begroingsalger. Fisk ble brukt som hovedparameter da de er mest påvirket av hydromorfologiske endringer (Pulg m. fl. 2019). Bunndyr er et biologisk kvalitetselement som inngår i klassifisering av vannforekomster etter vanndirektivet, derfor ønsket vi å se om de også responderte på ulike hydromorfologiske parametere (Raddum m. fl. 1993). Tilsvarende benyttes begroingsalger til å vurdere om vannforekomster er påvirket av eutrofi (Schneider og Lindstrøm, 2011). For å styrke datasettet har vi tatt flere prøver i flere habitater og registrert flere hydromorfologiske karakteristika, enn det veilederen til vannforskriften anbefaler (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b). Dette kan gi oss en indikasjon på om de hydromorfologiske forandringene har betydning for de ulike biologiske kvalitetselementene. På stasjonene ble det målt høyden på trær og grunnforhold i elva. For nærmere beskrivelse av metoden se Pettersen m. fl. (2020).

### 2.2.1 Begroingsalger

Undersøkelser av begroingsalger ble gjennomført etter gjeldende metodikk beskrevet i klassifiseringsveilederen 02:2018 (NS-EN 15708:2009, Direktoratgruppen vanndirektivet 2018b). En strekning på ca. 10 meter ble undersøkt med vannkikkert. Ulike makroskopiske alger ble observert som tråder eller belegg, disse ble overført til hvert sitt prøveglass. Prøver av mikroskopiske alger ble innsamlet ved å børste overflaten på ti steiner (ca. 8 x 8 cm) fra områder av elva som ligger under laveste vannstand. Oppsamlingskaret er på ca. 1 liter, hvor materialet blandes og overføres til et prøveglass.

Klassifisering gjøres ved å bruke indeksen PIT (Periphyton Index of Trophic status). Denne indeksen avdekker primært belastning av næringssalter.

### 2.2.2 Bunndyr

Sparkemetoden ble brukt for innsamlingen av bunndyr (se norsk standard NS-EN ISO 10870:2012; Direktoratgruppen vanndirektivet 2018b). En finmasket håv plasseres på elvebunnen, deretter rotes bunnen opp foran håven, slik at dyrene som befinner seg der rives med av vannstrømmen og inn i håven. Sparkeprøvene er så langt det er mulig forsøkt tatt på steder med egnet substrat. Metodikken tilpasses anbefalinger i veilederen for vanndirektivet med 9 delprøver à 20 sek fra hver stasjon. Hver delprøve representerer 1 m lengde av elvebunnen. Etter at tre slike prøver er samlet inn (samlet tid ca. 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling. Samlet blir det da tre prøver à 1 minutt. Med tre siler av ulik maskevidde fraksjoneres prøvene i en grov fraksjon og en fin fraksjon. Hver prøve lagres i hver sin boks og konserveres med 96 % etanol i felt. Stein inspiseres visuelt, og eventuelle bunndyr plukkes for hånd med pinsett. Håven inspiseres nøye og plukkes ren for bunndyr med pinsett etter at sparking ved hver stasjon er fullført.

På laboratorium blir prøvene overført til et sold-system med tre sikter. Disse er koblet sammen og har maskevidde på henholdsvis 4 mm, 2 mm og 0,33 mm. Prøven skylles skånsomt med vann. De ulike fraksjonene undersøkes, dyrene i prøven plukkes ut med pinsett og overføres til et merket dramsglass med 96 % etanol. Dyrene overføres så til en petriskål, og bestemmes og telles i lupe. Om det er mange individer i en prøve tas det ut representative delprøver hvor antallet ganges opp til et estimert totalantall. Døgnfluer, steinfluer og vårfluer, såkalte EPT-arter (Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera), bestemmes til art. Øvrige grupper blir bestemt til relevant nivå ut fra de indeksene som er aktuelle å benytte. Individer med skader, manglende bein osv. blir bestemt så langt det er mulig (til slekt eller familie) slik at de kan inkluderes i indeksen. For bevaring av prøven, og for mulighet for etterprøving av resultat, blir dyrene fra de to største fraksjonene tilbakeført til et dramsglass som deretter lagres.

Vurdering av organisk forurensning og eutrofiering ut fra samfunn av bunndyr tar utgangspunkt i indeksen BMWP (Armitage 1983), hvor ulike familier eller grupper av bunndyr har fått en indeksverdi fra 1 – 10 ut fra deres toleranse for slik forurensning. Jo høyere verdier, jo mer sensitive er dyrene. I klassifiseringsveilederen benyttes indeksen ASPT, som baserer seg på den gjennomsnittlige indeksverdien for de gruppene man finner (Average Score Per Taxon, Armitage m. fl., 1983) (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Klassegrensene ved fastsetting av økologisk tilstand er de samme for alle elvetyper.

For å få en god vurdering av bunndyrindeksene bør det ifølge klassifiseringsveilederen være minst 75, og ikke færre enn 50, antall individer (eksklusive fjærmygg) av indikatortaksa i prøven. Dette gjelder i større grad for tilfeller der det er aktuelt å se på forsuringspåvirkning enn der det beregnes ASPT. Individantallet uten fjærmygg var over 75 i alle prøvene, bortsett fra den ene stasjonen i Moumbekken (MOUM1) der det var 74.

### 2.2.3 Fiskeundersøkelser

Populasjonsundersøkelser ble foretatt med elektrisk fiskeapparat (Terik Technology), der den maksimale spenningen er på 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. Innstilling av volt og frekvens ble justert ut ifra ledningsevnen i vannet. På hver stasjon ble lengden og bredden i overfisket areal justert slik at det ble ca. 100 m<sup>2</sup>. Tettehetsundersøkelse av laksefisk ble foretatt på alle stasjoner etter Bohlin m. fl. (1989) og norsk standard for El-fiske (NS-EN ISO 14011:2003). Fisken ble artsbestemt og lengdemålt i felt til nærmeste mm. Stasjonene ble overfisket tre ganger og tetthet av fisk er beregnet basert på fangbarhet og oppgitt som antall fisk pr. 100 m<sup>2</sup>. Populasjonsvurderinger, habitatets kvalitet og økologisk tilstand er basert på anbefalinger i klassifiseringsveilederen for vanddirektivet (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b og Sandlund m. fl. (2013)). Ørretbestanden her regnes som stasjonær og vil respondere på hydromorologiske endringer i habitatet. Derfor har vi brukt ørret i klassifisering av ungfisk (se tabell 6.15 i Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b). Adalsbekken ble ikke el-fisket, siden denne bekken ble godt gjennomgått i en masterstudie i 2020, som fant at den ikke var egnet som ørretbekk (Strømmen 2021).

## 2.3 Klassifisering av de biologiske kvalitetselementene

For å kunne sammenligne de ulike vannforekomstens økologiske tilstand med ulike biologiske kvalitetselementer har det blitt bruk normaliserte EQR verdier (Ecological Quality Ratio, se Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018b). Ved klassifisering av analyseresultatene for begroingsalger ble det beregnet PIT (indeks for begroingsalger rettet mot eutrofiering; Schneider og Lindstrøm, 2011), og for virvelløse dyr ble det beregnet ASPT (Armitage m. fl. 1983). For fisk ble nEQR basert på anbefalinger i klassifiseringsveilederen for vanddirektivet (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b) og Sandlund m. fl. (2013). Prinsippet er at ulike arter er gitt indeksverdier etter toleranse, og hvor klassifiseringen gjøres på bakgrunn av gjennomsnittlig indeksverdi. Det beregnes normaliserte EQR verdier (nEQR), som benyttes for tilstandsklassifisering (tabell 2). For nEQR er klassegrensene alltid de samme, og derfor kan sammenlignes med ulike typer biologiske kvalitetselementer.

Tabell 2: Tilstandsklassifisering for normaliserte EQR (Ecological Quality Ratio).

Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
nEQR	> 0,80	0,80 – 0,60	0,60 – 0,40	0,40 – 0,20	< 0,20

## 2.4 Karakterisering av det hydromorfologiske habitatet

Før lokaliteter ble valgt ut, ble hydromorfologiske karakteristika studert ved hjelp av kart, og gamle og nyere flyfoto (NIBIOs kartverktøy Kilden og norgebilder.no). Vi har også benyttet LIDAR kart (hoydedata.no). Det har blitt brukt to ulike metoder for å finne graden av kanalisering/utretting i %. 1, der hellingen på bekken er mer enn 2 grader på 500 meter, ble det brukt skjønn til å anslå graden av utretting basert på bilder. 2, de resterende stedene ble det brukt kart med en modell utviklet av (Bakkestuen m. fl. 2022). Denne modellen har en maskinlæring som finner sinitusiteten i elva. Det er forholdet mellom elvas meandrerende lengde, delt på den utrettede lenden. Altså vektoren mellom to punkter. Om forholdet her er større enn 1.7, da er elva rettet ut. Forholdet mellom den totale lengden av elva beregnet med NEVINA (NVE) og antall beregnet utrettet elvelengde i % er videre brukt i analysene. Dette er et konservativt mål da det ikke er brukt en modell for å beregne elvas «naturlige» løp som total lengde.

Eksempler på kanalisering/utretting er Hæra og Fjellbekken. I Hæra kan det ved å sammenligne flyfoto fra 1964 og 2020 observeres at opprinnelig elveløp med meandere har blitt erstattet med et nytt rett løp (Figur 11). I Fjellbekken viser flyfoto at bekken har blitt helt rettet ut mellom 1947 til 2021 (Figur 12).



Figur 11: Flyfoto over Hæra fra 1964 og 2020, begge bilder er orientert med nord opp (norgebilder.no). Stasjonene ligger opp- og nedstrøms av øverste brua, og stasjonene HAE 1, HAE 2, HAE 3 er tegnet inn. Foto fra 1964 viser at det øverste løpet kan være et flomløp som senere ser ut til å ha blitt gravd ut til et hovedløp, markert med rød pil som også viser vannretning. Det nederste foto i infrarødt viser det nye hovedløpet til elva i 2020.



**Figur 12:** Flyfoto over Fjellbekken i 1947 og 2021, bildet er orientert med nord opp ([norgebilder.no](http://norgebilder.no)). I 1947 meandrerer bekken fritt i landbrukslandskapet. Fra 1947 til 2021 har bekken blitt rettet ut og kanalisert. Pilen viser vannets retning, og stasjonen er markert med FJE 1.

Graden av kantvegetasjon ble beregnet ved hjelp av flyfoto og LIDAR data, sistnevnte ble benyttet for å anslå høyden på kantvegetasjonen. Vi har definert sammenhengende funksjonell kantsone (100 % vegetert) som en sone med trær som står mindre enn ti meter fra hverandre og trær i klynge. Kantsoner helt uten vegetasjon ble gitt verdien 0 %. variasjoner mellom 0 og 100 % ble gjort ved hjelp av flyfoto, LIDAR-data og skjønn. Kantvegetasjon ble karakterisert fra starten av bekkene, som vist i NVEs NEVINA-verktøy, og ned til stasjonene, dette fordi de fleste av de undersøkte organismene i denne studien har en oppstrøms livssyklus.

Fall på elva og høyden på kantvegetasjonen ble bestemt ved bruk av målestav og Suunto høydemåler. Målebånd ble benyttet til horisontale oppmålinger. Kornfordeling av bunnsubstratet ble bestemt ved hjelp av måleplate og skjønn.

Ved hver lokalitet ble det målt opp ca. 100 m<sup>2</sup> om elva gikk i stryk, kulp eller var stilleflytende.

## 2.5 Statistiske analyser

Hydromorfologiske parametere ble testet mot biologiske parametere i to ulike statistiske analyser. Den første analysen er en minste kvadraters regresjonsanalyse i en fullfaktorialmodell (Kreyszig 1998), den andre er en prinsippal komponent analyse (Principal Component Analysis, PCA, Sall m. fl. 2017).

Hydromorfologiske parametere som ble undersøkt omfatter: % kantvegetasjon, % utretting/kanalisering, om det var stryk, kulp, eller stillestående vann på lokaliteten, samt bunnssubstratet (steinstørrelse, leire, silt og grus) (se Tabell 3 og 4).

I minste kvadraters regresjonsanalyse i en fullfaktorialmodell ble følgende variabler testet: fisk pr m<sup>2</sup>, ASPT, nEQR fisk, nEQR bunndyr, nEQR begroingsalger, totalt antall bunndyr arter, EPT-arter, muslinger, biller, tovinger, snegler, døgnfluer, steinfluer, vårfluer og øvrige arter (Sall m. fl. 2017).

Bunndyr er kjent for å respondere på ulike påvirkninger (Raddum 1993). Minste kvadraters regresjonsanalyse fullfaktorialmodell ble brukt til å teste de hydromorfologiske variablene mot totalt antall bunndyr arter, EPT-arter, muslinger, biller, tovinger, snegler, døgnfluer, steinfluer, vårfluer og øvrige arter (Sall m. fl. 2017). Artsdata var log-transformert for å optimalisere fordelingen til modellen.

Resultatene fra undersøkelsen på Jæren ble inkludert i disse statistiske analysene, da de er samlet inn på samme måte. Dermed økte antallet lokaliteter med 10, og styrken i testene øker.

Siden det var litt forskjell mellom variabler i nedbørfeltene (Vedlegg 1) testet vi dette i minste kvadrater regresjonsanalyse i en fullfaktorialmodell mot responsvariablene vi brukte i de andre modellene. Dette for å teste om faktorene/variablene i nedbørfeltene hadde innvirkninger på de øvrige analysene. Ingen av nedbørfeltene var signifikant forskjellige, og kunne derfor brukes som uavhengig enheter.

For å kunne visualisere strukturen på dataene fra de hydromorfologiske variabler som har innvirkning på de biologiske kvalitetselementene, ble det foretatt en prinsippal komponent analyse (Principal Component Analysis, PCA, Sall m. fl. 2017). Dette er en analyse som er mye brukt når mange faktorer skal testes og brukes til å forenkle komplekse datasett med mange variabler for videre undersøkelser. PCA gir et visuelt bilde på hvilke hydromorfologiske variabler som er korrelert med hverandre, og med hvilke biologiske parametere. Dermed kan en se hvilke hydromorfologiske variabler som påvirker nEQR til de forskjellige biologiske kvalitetselementene. For å få et mål på de ulike hydromorfologiske variablene, ble det foretatt et PCA-plott med log-transformerte data av % andel av elva som er rettet ut, andel kantvegetasjon langs elva, fall, steinstørrelse i antall, kulp og stillestående vann, leire, silt grus, stryk, mot nEQR for laksefisk, bunndyr og begroingsalger. Denne metoden er brukt før i forbindelse med evaluering av SMVF (Erba m. fl. 2019).

JMP Pro 16.0 ble benyttet til alle statistiske analyser ([www.jmp.com](http://www.jmp.com)).

## 3 Resultater

### 3.1 Hydromorfologiske parametere

Hydromorfologiske karakteristika varierte mye fra stasjon til stasjon, også der hvor stasjonene var rett etter hverandre. Et eksempel er Hæra, der oppstrøms stasjon har leire som substrat, mens de to stasjonene lenger nedstrøms er preget av steinsubstrat (tabell 3).

**Tabell 3: Oversikt over prosent av substrattypene ved de ulike stasjonene som det er tatt prøver av i 2021.**

Stasjonsnavn	Substratstype %					
	Leire	Silt <2 mm	Grus 2 - 20 mm	Stein 1 20-100 mm	Stein 2 100 -250 mm	Storstein/Blokk >250 mm
ADA	70	10	20	0	0	0
BON	5	0	10	10	0	75
FJE 1	50	0	20	10	10	0
HJE 1	70	0	10	20	0	0
HAE 1	100	0	0	0	0	0
HAE 2	0	0	30	30	10	30
HAE 3	0	0	70	20	10	0
MOU 1	100	0	0	0	0	0
MOU 2	80	0	5	5	5	5
MOU 3	50	0	20	5	5	20
SKU 1	70	10	20	0	0	0
STO 1	100	0	0	0	0	0
VEI 1	100	0	0	0	0	0
VEI 2	80	0	10	10	0	0
VEI 3	100	0	0	0	0	0
VEI 4	70	0	10	0	15	5

Nedbørfeltene har stor variasjon i størrelse og elvelengde (tabell 4). Graden av utrettinger pr. km elv har et godt spenn fra 18 % til 100 %. Mange av elvene som er rettet ut har heller ikke kantvegetasjon (tabell 4).

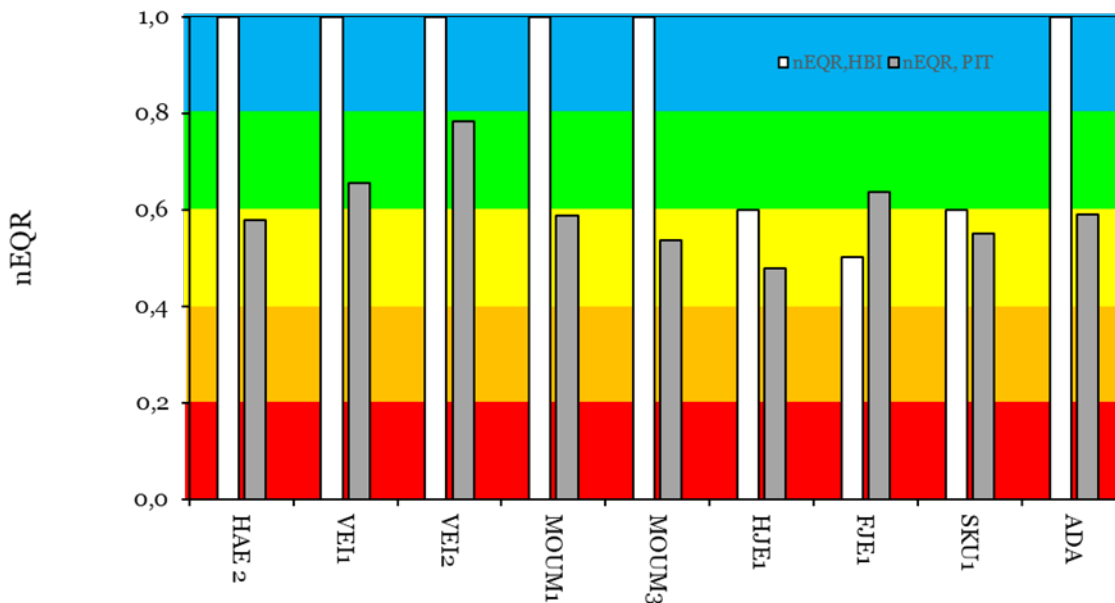
**Tabell 4: Elvemorfologi, der % utretting er antall km elva har blitt lagt om, kanalisert eller rettet i forhold til opprinnelig elveløp. % kantvegetasjon angir andel naturlig kantvegetasjon langs vassdraget. % utrettinger og % kantvegetasjon er basert på flyfoto og LIDAR-data (høyde). \* Nedbørfeltet ikke kjent da det ikke ligger i kart, eller er registrert i NEVINA (NVE). \*\* Lokaliteter fra Jæren som er brukt i total-modellen, se Pettersen m.fl. (2020) for nærmere beskrivelse.**

Stasjonsnavn	Nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	Elvelengde (km)	% Utrettinger	% Kantvegetasjon
ADA	13,17	6,62	18	71
BON	5,98	3,92	33	77
FJE 1	4,35	7,95	83	31
HJE 1	19,87	7,55	44	84
HAE 1	37,5	14,74	89	8
HAE 2	37,5	14,74	89	8
HAE 3	37,5	14,75	100	8
MOU 1	1,9	2,07	100	0
MOU 2	2	2,7	100	0
MOU 3*	-	-	-	-
SKU 1	4,65	2,61	88	3
STO 1	4,76	2,83	82	6
VEI 1	20,3	10,43	80	57
VEI 2	22,3	13,52	73	56
VEI 3	26,5	15,54	90	33
VEI 4	26,5	15,54	91	33
DAL 1**	28,2	7,36	97	2
DAL 2**	28	7,35	95	4
DAL 3**	27,4	5,36	98	1
DAL 4**	27,2	5,16	97	1
DAL 5**	22,3	3,76	92	6
DAL 6**	22	3,46	96	2
FRØ 1**	19,71	2,2	33	64
FRØ 2**	19,71	2,3	36	70



## 3.2 Begroingsalger

Resultatene viser at de ulike elvene kom ut med lite variasjon i nEQR- verdier for PIT-indeksen (Figur 13, tabell 5). De viser en økologisk tilstand som ligger like på grensen mellom tilstandsklasse moderat og god.



Figur 13: Økologisk tilstand for begroingsalger og heterotrof begroing ble beregnet med hhv. PIT - indeksen, hvite søyler (Periphyton Index of Trophic status) og Heterotrof Begroings - indeks (HBI), grå søyler, og videre utregnet til en normalisert nEQR (Ecological Quality Ratio) som er plottet mot stasjonene. HAE-Hæra, VEI-Veidalselva, MOUM-Moumbekken, HJE-Hjelmungbekken, FJE-Fjellbekken, SKU-Skuterubekken og ADA-Adalsbekken.

Det er tidligere kun registrert synlig dekning av *Sphaerotilus natans* (lammehale) på stasjonene i Fjellbekken og Hjelmungbekken, mens det i Skuterubekken tidligere er registret mikroskopisk forekomst av *S. natans*. Disse stasjonene får derfor en nEQR-verdi for HBI indeksen, som er lavere enn de andre stasjonene. Artssamfunnet ved stasjonen i Hæra (HAE2) bestod i 2020 hovedsakelig av grønnalger, der *Microspora amoena* var arten med høyest makroskopisk dekning (35 %). Det ble funnet elleve indikatorarter for PIT-indeksen. Gulgrønnalgen *Vaucheria sp.* var arten med høyest PIT-verdi. Dette er en art som er mer knyttet til næringsrike vann. Funn av sistnevnte art, gjør at HAE2 havner i tilstandsklasse moderat.

På stasjonen VEI III var det kiselalger på steinene, det luktet vaskemiddel og kloakk. I Veidalselva tok vi prøver ved VEI1, mens VEI2 ble undersøkt i 2020. Begge stasjonene kom ut med god økologisk tilstand for PIT-indeksen. Det ble funnet sju indikatorarter ved VEI1 og ni indikatorarter ved VEI2. Algesamfunnene ved begge stasjonene er dominert av grønnalger med relativt lave PIT-verdier. Mange av grønnalgene er registrert med makroskopiske funn. *Spirogyra sp6* (70-75 µ, 2K, L) var arten med høyest dekningsgrad i VEI1 (10 %), mens *M. amoena* hadde en dekningsgrad på 50 % ved VEI2. Ved stasjon VEI1 ble det gjort funn av gulgrønnalgen *Vaucheria sp.*

Vi tok prøver fra begge stasjonene i Moumbekken. Her ble det generelt funnet få indikatorarter dvs., seks indikatorarter ved MOUM1 og fire ved MOUM4. *M. amoena* var arten med høyest makroskopisk dekningsgrad (35 %) ved MOUM1, mens *Vaucheria sp.* hadde en dekningsgrad på 10 % ved MOUM2. Begge stasjonene får PIT-indeks som tilsvarer en «moderat» økologisk tilstand, men MOUM1 ligger helt opp mot «god» tilstand.

Det ble i 2019 registrert åtte indikatorarter ved stasjonen i Hjelmungbekken. Det var rødalgene *Audouinella chalybaea*, *Audouinella hermannii* og *Audouinella pygmaea* som hadde høyest makroskopisk dekning på hhv. 10, 25 og 10 %. Disse algene har middels til høye PIT-indeks, noe som gjør at stasjonen får «moderat» økologisk tilstand. Fjellbekken var den eneste, utenom stasjonene i Veidalselva, som kom ut med en «god» økologisk tilstand. Det ble i 2019 funnet sju indikatorarter ved stasjonen og det er grønnalger som er gruppen med flest registrerte arter. Det er registrert få makroskopiske funn av alger. Dette var den eneste stasjonen hvor det er registrert synlig heterotrof begroing av *S. natans* (5 % dekningsgrad). I Skuterudbekken ble det i 2019 funnet totalt elleve indikatorarter. *Cladophora glomerata* er grønnalgen med høyest makroskopisk dekningsgrad (3 %). Denne arten er også forbundet med næringsrike vann. Det er i tillegg gjort funn av både *S. natans* og *L. lacteus* i mikroskopet. Det forekommer ingen artslistet i vannmiljø fra stasjonen i Adalsbekken (ADA), kun PIT-indeksverdi. Det er derfor ikke mulig å omtale artssamfunnet. PIT-indeksen viser at stasjonen ligger på grensen til god tilstand. Resultatene er oppsummert i tabell 5.

**Tabell 5: Oversikt over data som inngår i eutrofiindeksen for begroingsalger (PIT), samt indeksverdi og nEQR-verdi. NA=ingen tilgjengelige data. HAE-Hæra, VEI-Veidalselva, MOUM-Moumbekken, HJE-Hjelmungbekken, FJE-Fjellbekken, SKU-Skuterudbekken og ADA-Adalsbekken.**

Stasjon	HAE2	VEI1	VEI2	MOUM1	MOUM3	HJE1	FJE1	SKU1	ADA
Vanntype	R108	R108	R108	R106	R106	R111	R111	R111	R111
Totalt antall indikatorarter	11	7	9	6	4	8	7	11	NA
Totalt antall arter	11	7	9	6	4	8	7	11	NA
PIT-verdi	17,6	14,2	10,0	17,0	20,7	25,0	14,9	19,7	16,85
nEQR	0,58	0,66	0,78	0,59	0,54	0,48	0,64	0,55	0,59

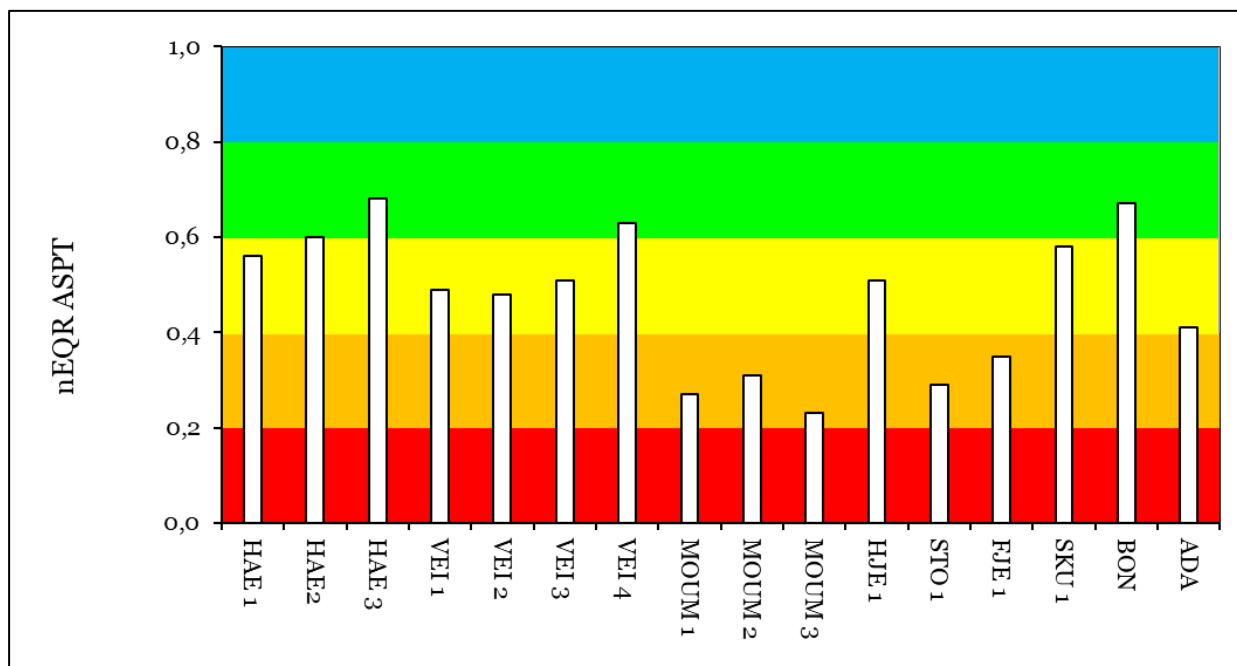
### 3.3 Bunndyr

Stasjonene som var undersøkt viste en variasjon i tilstandsklasser fra «god» til «dårlig» (Figur 14). Ingen av de undersøkte lokalitetene fikk tilstanden «svært dårlig». Stasjonene som havnet i klassen «god» var Hæra 3 (HAE3), Veidalselva 4 (VEI4) og Bondibekken (BON). Disse hadde alle flere familier av sensitive steinfluer, vårfluer og døgnfluer (EPT-arter) i prøvene. Dette resulterer i et høyere gjennomsnitt på ASPT-indeksen. VEI4 var også stasjonen med flest EPT-arter i prøven (17) og HAE3 med nest flest EPT-arter (15), sammenlignet med de andre lokalitetene (tabell 6).

Stasjonen Hæra 2 (HAE2) havnet på grensen mellom «god» og «moderat» tilstandsklasse (nEQR-verdi 0,60). HAE2 hadde også flere familier av sensitive EPT-arter i prøven (14).

Det ble ikke registrert noen steinfluer i prøvene fra Moumbekken (MOUM1, MOUM2 og MOUM3) eller i prøven fra Stordiket (STO1) og alle stasjonene havnet i «dårlig» tilstand for bunndyr. Det ble registrert kun én steinfluefamilie i Fjellbekken (FJE1). Lokalitetene hadde generelt få EPT-arter totalt (1-6 EPT-arter), sammenlignet med prøvene fra de andre lokalitetene. Prøvene fra MOUM1 og Fjellbekken hadde i tillegg få individer totalt, sammenlignet med de andre.

De resterende stasjonene Hæra 1 (HAE1), Veidalselva (VEI1, VEI2 og VEI3), Hjelmungbekken (HJE1), Skuterudbekken (SKU1) og Adalsbekken (ADA) fikk «moderat» tilstand. Disse hadde alle forekomst av steinfluer og flere EPT-arter i prøvene, men antallet EPT-arter varierte fra 14 (ADA) til 6 (HJE1). HJE1 hadde lavest antall arter totalt av stasjonene som havnet i «moderat» tilstandsklasse (tabell 6).



Figur 14: nEQR-verdier for ASPT-indeksen for bunndyr, undersøkt i utvalgte lokaliteter på Østlandet 2021. HAE - Hæra, VEI – Veidalselva, MOUM – Moubekken, HJE – Hjelmungbekken, STO – Stordiket, FJE - Fjellbekken, SKU – Skuterubekken, BON – Bondibekken og ADA – Adalsbekken.

For stasjonene som fikk «god» tilstand varierte antall arter totalt i prøven mellom 39 (VEI4) og 22 (BON). Av stasjonene som fikk «moderat» tilstand varierte antall arter totalt mellom 35 (ADA) og 14 (HJE1), og antall arter totalt varierte mellom 20 (MOUM2 og MOUM3) og 12 (FJE1) for stasjonene som havnet i «dårlig» (tabell 6).

Tabell 6: Oversikt over antall individer og antall arter totalt, antall EPT-arter og %-andel EPT-arter av totalantall arter av bunndyr samlet i elver på Østlandet. Tabellen viser også tilhørende vanntype, ASPT-verdi og nEQR-verdi for bunndyr. HAE - Hæra, VEI – Veidalselva, MOUM – Moubekken, HJE – Hjelmungbekken, STO – Stordiket, FJE - Fjellbekken, SKU – Skuterubekken, BON – Bondibekken og ADA – Adalsbekken.

Stasjon	HAE 1	HAE 2	HAE 3	VEI 1	VEI 2	VEI 3	VEI 4	MOUM 1	MOUM 2	MOUM 3	HJE 1	STO 1	FJE 1	SKU 1	BON	ADA
Vanntype	R108	R108	R108	R108	R108	R108	R108	R106	R106	R106	R111	R111	R111	R111	R111	R111
Totalt antall individer	2090	1921	4111	613	1649	377	952	101	1869	279	374	711	139	2635	259	451
Totalt antall arter	32	27	27	34	29	31	39	17	20	20	14	15	12	16	22	35
Antall EPT-arter	11	14	15	12	13	10	17	1	6	5	6	3	5	9	9	14
% Andel EPT arter av total	34	52	56	35	45	32	44	6	30	25	43	20	42	56	41	40
ASPT-verdi	5,82	6,00	6,33	5,55	5,53	5,63	6,13	4,67	4,86	4,54	5,64	4,78	5,00	5,92	6,27	5,25
nEQR	0,56	0,60	0,68	0,49	0,48	0,51	0,63	0,27	0,31	0,23	0,51	0,29	0,35	0,58	0,67	0,41

#### Artssammensetning og indikatorarter i de undersøkte elvene

Figur 15 viser fordelingen av antall individer ved de ulike lokalitetene, og prosentvis fordeling av de ulike gruppene bunndyr. Tovinge-larver var den mest dominerende gruppen av totalt antall individer i de fleste prøvene. Dette er en gruppe som kan få høy forekomst og biomasse i bunndyrprøver, og det er sånn sett ikke uvanlig at disse dominerer i antall. Ved stasjonen VEI1 var det døgnfluer som stod for den største delen av antall individer. Det var forekomst av flere arter døgnfluer her som *Leptophlebia*, *Heptagenia* og *Centroptilum*, men det var *Baetis niger* som dominerte i antall. Ved STO1 og MOUM1

dominerte dyr i kategorien «Øvrige», som består av dyr og grupper som øyenstikkere, nebbmunner, igler, mudderfluer, gråsugge og meitemark.

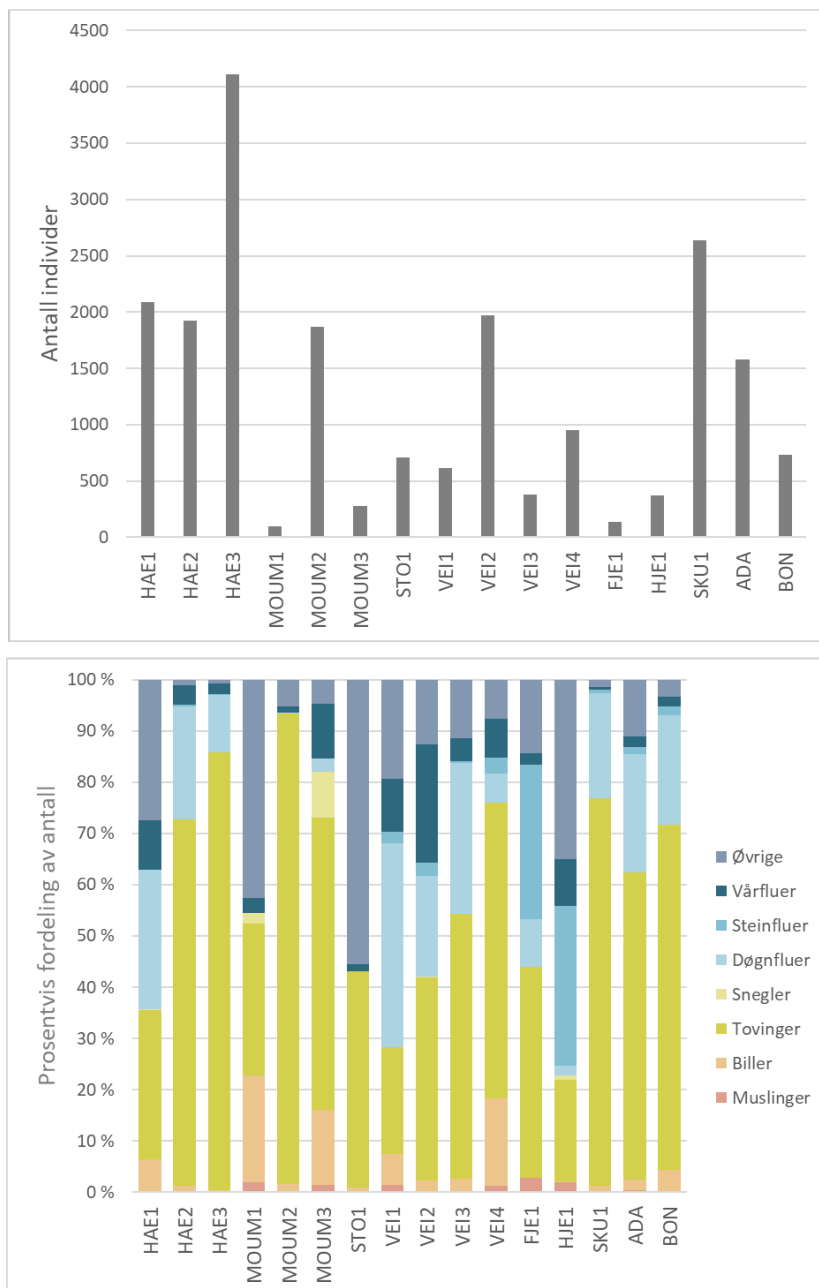
Stasjonene FJE1 og HJE1 var de eneste stasjonene hvor steinfluer hadde en betydelig andel av biomassen i prøven i forhold til de andre gruppene. Begge stasjoner hadde imidlertid svært lavt antall individer sammenlignet med de fleste andre lokalitetene (Figur 15). HAE 3 var stasjonen med høyest antall individer (totalt 4111), og her var det knottlarver (Simuliidae) som stod for to tredeler av antallet i prøven.

Fjærmygg (Chironomidae) var til stede i alle prøvene. I tillegg var det svært vanlig å finne ertemusling (*Pisidium* sp.), vannkalver (Dytiscidae) og gråsugge (*Asellus aquaticus*) i prøvene. Artsliste og forekomst av bunndyr finnes i vedlegg 2.

Veidalselva, Hæra og særlig stasjonen VEI4, hadde svært mange arter i prøven sammenlignet med de andre lokalitetene (Figur 15). Her var de fleste grupper godt representert med flere arter.

Det er verdt å nevne at det ble gjort funn av bekkebuksvømmer *Sigara hellensii* ved stasjonen lengst oppstrøms i Veidalselva (VEI 1). Denne arten er vurdert som sterkt truet (EN) på norsk rødliste for arter (Artsdatabanken, 2021), og er kun kjent fra tre lokaliteter tidligere i Norge. Arten ble sist registrert i 2008 (Endrestøl m. fl. 2021), og dette er første gang arten er registrert i Østfold. Det ble også gjort funn av vårfluen *Tinodes pallidulus* (DD) som er nylig registrert i Norge (Persson og Wibergh-Larsen, 2020).

Selv om ASPT-verdiene kan vise «dårlig» eller «moderat» tilstand, kan det finnes et svært stort artsmangfold i elvene og bekkene.



**Figur 15: Antall individer (øverst) og prosentvis fordeling av antall individer (nederst) etter orden/klasse av bunndyr registrert i prøvene tatt ved stasjonene i Hæra-HAE, Moubekken-MOUM, Stordiket-STO, Veidalselva-VEI, Fjellbekken-FJE, Hjelmungbekken- HJE, Skuterudbekken-SKU, Adalsbekken-ADA og Bondibekken-BON. Kategorien Øvrige tilsvarer grupper av bunndyr som buksvømmere, øyestikkere, igler, mudderfluer, gråsugge og meitemark.**

## 3.4 Fisk

### 3.4.1 Bondibekken (Borreelva)

Fisken står stasjonert i strykpartiene, og ørreten er dominerende. Ørekyta holder til i de små kulpene. Tettheten for ørret på denne strekningen var 52 fisk pr 100 m<sup>2</sup> i 2021, men i 2018 var det 82 pr 100 m<sup>2</sup> (Greipsland m. fl. 2019). Ørretbestanden her regnes som stasjonær sympatrisk habitatsklasse tre, da får denne populasjonen svært god tilstand.

### 3.4.2 Fjellbekken

Fjellbekken har tidvis lav vannføring og vannet går da gjennom store områder med grus og sand. Til tider kan fisken kun oppholde seg i kulper og den kan da ikke vandre fritt langs elva. Det er god naturlig kantvegetasjon med høyde på 15-20 m langs bekken. Bredden på bekken var mellom 2,5 til 4,5 meter ved stasjonen. Under prøvetakingen, ved lav vannføring, varierte dybden i bekken mellom 4 og 50 cm. Tettheten av sjørret var 13 fisk pr 100 m<sup>2</sup>, i habitatsklasse tre, som gir en dårlig økologisk tilstand.

### 3.4.3 Hjelmungbekken

Denne bekken har tidvis dårlig vannføring. I selve elveløpet er det grus og sand som dominerer, under og på sidene er det leire. Bredden på elva ved el-fiske var på 2,5 til 3 m. Det var vanskelig å el-fiske da vannstanden var lav, og vannet hadde høy turbiditet og konduktivitet. Likevel var tettheten av sjørret 38 fisk pr 100 m<sup>2</sup>, som betyr at den økologiske tilstanden for laksefisk var god.



Figur 16: Sjørret fra Hjelmungbekken. Foto: Ruben A. Pettersen

### 3.4.4 Hæra

Det ble el-fisket på alle stasjonene, men ingen fisk ble observert. Vannet var litt blakket, det kan ha påvirket resultatet. Den øverste stasjonen hadde en vanndybde som ikke var enkel å el-fiske i. Her var det en kulp på 1,5 m med mye løs leire i bunn. Stasjonen nedenfor er steinlagt under brua. Her var det fint å el-fiske, med ulike strømforhold og kulper, noe som skulle tilsi et fint ørrethabitat. Stasjonen nedenfor brua er preget av god vannhastighet, med innslag av stein og grus. Her er det elvesnelle som dominerer og lager godt med skjul. Siden vi ikke fikk noe fisk på denne stasjonen, ble den økologiske tilstanden satt til svært dårlig mht. fisk.

### 3.4.5 Moumbekken

Moumbekken var vanskelig å el-fiske siden det var mange vannplanter som vokste tett nede i vannstrengen. Vannhastigheten var lav. Ved den øverste stasjonen (MOU 1) fikk vi to sjørret (19 og 22 cm) og en stingsild pr 100 m<sup>2</sup>. Nedenfor veien (MOU 2) var det litt mer fart på vannet og noe stein. Her fikk vi tre sjørret (12, 16, 19 cm) og 52 stingsild pr 100m<sup>2</sup>. MOU 1 er i habitatsklasse en, som gir en svært dårlig økologisk tilstand mht. fisk.

MOU 3 var lokalisert i en sidegren, med nedbørfelt kun fra et stort drenert område der bekken er lagt i rør fra jordekanten og ut til denne sidegrenen. Her ble det fisket 36 sjørreter og fire stingsild, der 33 sjørret var 0+ og tre var ettåringer. Tettheten på sjørreten var på 80 pr 100 m<sup>2</sup> (Heier 2021). MOU 3 er i habitatsklasse tre, som gir en svært god økologisk tilstand mht. fisk.

### 3.4.6 Skuterud

Gjennom tiden har det vært flere omganger med el-fiske i Skuterudbekken uten å finne fisk. Når vi var der, fant vi heller ingen. Siden vi ikke fant noen fisk, gir dette svært dårlig økologisk tilstand mht. fisk.

### 3.4.7 Stordiket

Denne kanalen er sterkt begrodd av takerør. Variasjonen i vannstrengen er liten, og det er få, om ingen habitater for laksefisk. Her fikk vi tre stingsild, ikke på el-fiskeapparat men med håv i forbindelse med bunndyrprøver. Bunns substratet er dominert av leire. Dette gir en svært dårlig økologisk tilstand mht. fisk.

### 3.4.8 Veidalselva

VEI 1 er ikke så langt fra der elva kommer ut av skogen. Her er ingen kantvegetasjon, og elva er rettet helt ut. Her var det litt fart på vannet, en kort strekning før det kom en kulp. Her fikk vi to gjedder (10-21 cm, Figur 17). Vi fikk også en buttsnutefrosk. Det var litt fall på vannet, og store deler av elva var dekket med flaskestarr og elvesnelle. Ved stasjon VEI 2, var det ingen kantvegetasjon og bredden viste tegn på å kunne skli ut i elva. I den ene kulp fikk vi tre gjedder (10-19 cm). Rett før brua var det en kulp som hadde en del vannplanter, her fikk vi to abborer (6-12 cm). Etter brua på stasjon VEI 4 var det et stryk som gikk ut i en kulp. Her fikk vi 18 mort (10-18 cm), en brasme (14 cm), en stam (15 cm), en gjedde (17 cm) og to abborer (12-16 cm). Dette er antagelig fisk som har vandret opp fra Vansjø, en innsjø som ligger 3,8 km nedstrøms med et fall mellom stasjonen og innsjøen på 0,7 m, uten vandringshinder. Dette gir en svært dårlig økologisk tilstand mht. fisk.



Figur 17: To gjedder fra den øverste stasjonen i Veidalselva (VEI1). Foto: Ruben A. Pettersen

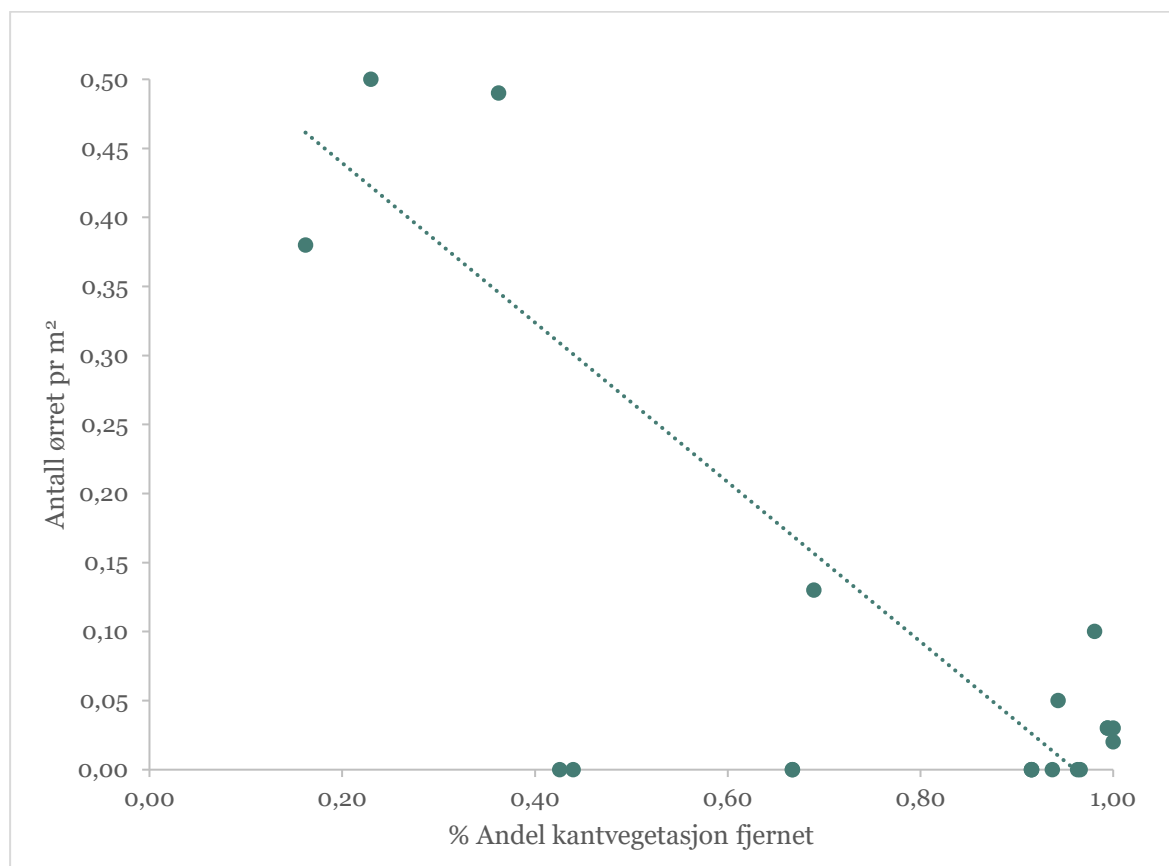
### 3.5 Biologisk respons på hydromorfologiske endringer

Det var en lineær sammenheng mellom prosent kantvegetasjon i hele elveløpet og hhv. antall steinfluer ( $R^2=0,54$ ,  $p=0,001$ ) og for tettheten av ørret pr  $m^2$  ( $p=0,003$ ,  $R^2=0,51$ ). I analysen for hele datasettet, inkludert data fra Jæren, var det samme tendens ( $p=0,001$ ,  $R^2=0,55$ ) (se Figur 18). Det samme gjaldt også for antall muslinger ( $R^2= 0,30$ ,  $p= 0,03$ ).

Derimot hadde økende antall biller en negativ korrelasjon med økende andel kantvegetasjon ( $R^2= 0,15$ ,  $p= 0,05$ ).

De øvrige variablene viste ikke noen sammenheng med prosent andel kantvegetasjon langs vassdraget. Heller ikke totalt antall arter responderte på manglende kantvegetasjon.

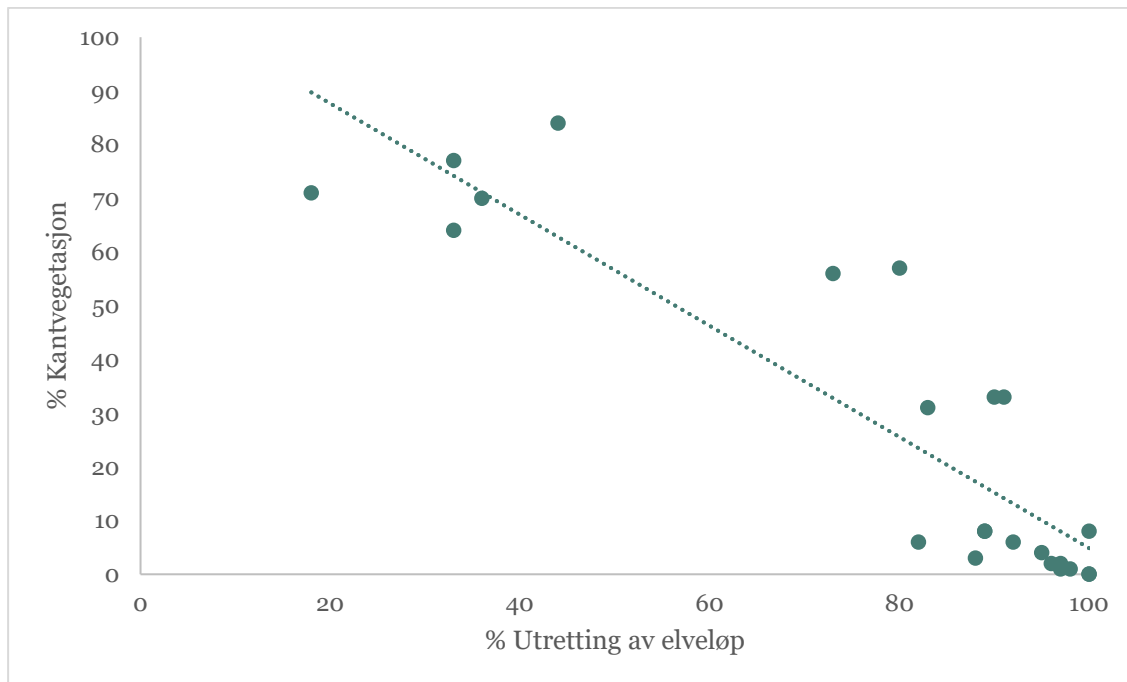
Bunndyr indeksen ASPT, hadde ingen sammenheng med noen av de hydromorfologiske variablene.



**Figur 18: Sammenhengen mellom antall ørret pr  $m^2$  og % andel kantvegetasjon oppstrøms stasjonene. På figuren er 100 %= 1 altså all kantvegetasjon er fjernet for hele strekningen oppstrøms stasjonene.**

Vi fant også en sammenheng mellom andel av løpet som var blitt utrettet og % kantvegetasjon ( $R^2= 0,79$ ,  $p < 0,001$ , se Figur 19); med andre ord var kantvegetasjonen ofte fjernet der elveløpet var rettet ut.





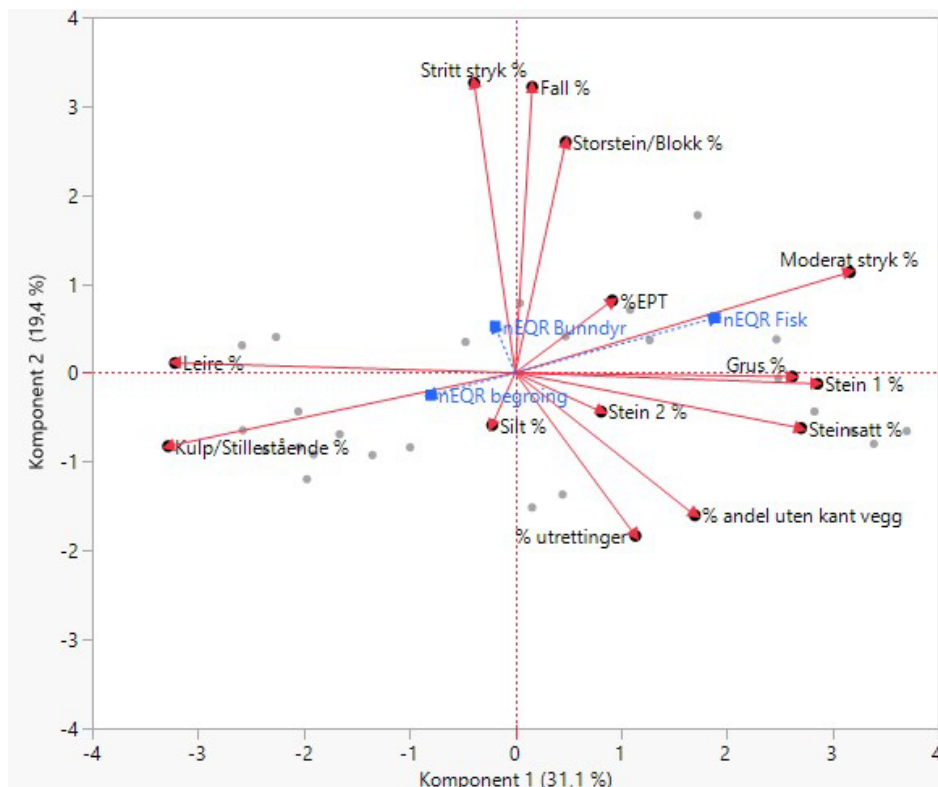
Figur 19: Sammenhengen mellom utretting av elveløpet og kantvegetasjon i % av hele elveløpet. ( $R^2= 0,79$ ,  $p < 0,001$ ).

nEQR for laksefisk var analysert i en fullfaktorialmodell med minste kvadraters regresjonsanalyse der hele modellen var signifikant ( $\chi^2=557$ ,  $df=2$ ,  $p= 0,0001$ ). De parameterne som har størst innvirkning på nEQR for laksefisk var: fravær av kantvegetasjon pr km elv, utretting av elva pr km elv, stryk og steinstørrelser (LogWorth = 0,76). Den samme modellen var ikke signifikant for nEQR bunndyr og begroingsalger.

Den samme modellen var brukt for de forskjellige dyregruppene som brukes i ASPT-indeksen. Analysen viste at jo mer stillestående vann, desto flere individer ble registrert totalt i prøvene ( $R^2= 0,26$ ,  $p= 0,04$ ). Dette gjaldt for alle dyregrupper og lokaliteter. Analysen viste videre at steinfluer hadde en signifikant nedgang knyttet til andel utretting av elveløpet ( $R^2= 0,32$ ,  $p= 0,02$ ). For sekkebetegnelsen 'de øvrige bunndyrene', så var graden av fall i elva (gradient) utslagsgivende for antallet, der høyere vannfall ga færre individer ( $R^2= 0,29$ ,  $p= 0,03$ ). For leire var trenden omvendt, økende andel leire i nedbørfeltet korrelerte med en positiv trend for antall dyr ( $R^2= 0,34$ ,  $p= 0,02$ ), men da i hovedsak arter som ikke inngår i ASPT indeksen.

Antall tovinger gikk kraftig ned i stillestående vann ( $R^2= 0,41$ ,  $p= 0,001$ ), og økte med økende andel stryk ( $R^2= 0,33$ ,  $p= 0,02$ ). Antall tovinger økte også når det var grus i habitatet ( $R^2= 0,27$ ,  $p= 0,04$ ).

For å teste om lokalitetene ikke er påvirket av andre faktorer som kan påvirke analysene av hydromorfologi, ble størrelsen på nedbørfeltet, vanntype, leirdekningsgrad, % andel - skog, dyrket mark, myr, og urbant areal i nedbørfeltet testet på samme måte i modellen (vedlegg 1). Ingen av de testede parameterne var signifikant med hensyn til de ulike stasjonene.



**Figur 20:** En prinspal komponent analyse graf av hydromorfologiske variabler i rødt, mot nEQR for fisk, bunndyr og begroingsalger i blått. Vektorenes lengde og retning i et todimensjonalt plan der første komponent beskriver 31 % av dataene og komponent 2 beskriver 19 % av dataene. Ingen enkeltfaktor trekker dataene i en bestemt retning ( $\chi^2=401$ ,  $df=91$ ,  $p < 0,001$ ) Den 2 faktoriale modellen gir mest forklaring av dataene i alle de testede aksene ( $\chi^2=243$ ,  $df=64$ ,  $p < 0,001$ ).

PCA-analysen viser strukturen av de hydromorfologiske variablene som har innvirkning på de biologiske kvalitetselementene. Vektorene fra PCA-plottet viser hydromorfologiske variabler mot nEQR for fisk, bunndyr og begroingsalger. Vektorpilene viser i hvilken retning de ulike komponentene tenderer. Vektorene sin lengde og retning gis i et todimensjonalt plan, der den første komponenten beskriver 31 % av dataene og den andre komponenten beskriver 19 % av dataene (se Figur 20). Ingen enkelt faktor gjør at dataene kan forklares i en bestemt retning ( $\chi^2=401$ ,  $df=91$ ,  $p < 0,001$ ), men den 2 faktoriale modellen gir mest forklaring av parameterne ( $\chi^2=243$ ,  $df=64$ ,  $p < 0,001$ ). Vektorene beskriver godt resultatene fra fullfaktorialmodellen, der fravær av kantvegetasjon pr km elv, uttrettinger av elva, moderat stryk, grus, stein, trekker i samme retning, med økning i antall (nEQR) laksefisk. Graden av leire og antall kulper trekker i motsatt retning, som er et eksempel på at modellen fungerer – det er generelt lite leire i strykparter.

Ved å sammenstille alle nEQR verdiene for de forskjellige biologiske parameterne, er det kun en av lokaliteten som kommer ut i god økologisk tilstand (se tabell 7). Selv om det er enkelte av parameterne som har svært god og god økologisk tilstand er prinsippet om at «det verste styrer» den økologiske tilstanden, det som er brukt her.

**Tabell 7:** Den samlede nEQR for alle lokalitetene.

Stasjon	HAE 1	HAE 2	HAE 3	VEI 1	VEI 2	VEI 3	VEI 4	MOUM 1	MOUM 2	MOUM 3	HJE 1	STO 1	FJE 1	SKU 1	BON	ADA
nEQR Fisk	0	0	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,81	0,47	0,20	0,25	0	0,81	-
nEQR Begroing	-	0,58	-	0,66	0,78	-	-	0,59	-	0,54	0,48	-	0,64	0,55	-	0,59
nEQR Bunndyr	0,56	0,60	0,68	0,49	0,48	0,51	0,63	0,27	0,31	0,23	0,51	0,29	0,35	0,58	0,67	0,41

## 4 Diskusjon

På tross av liknende grad av hydromorfologiske endringer med vannforekomster på Jæren (se Pettersen m. fl. 2020), har ingen av de undersøkte vannforekomstene i denne studien blitt utpekt som SMVF. Det ser derfor ut til at praksis for utpeking av SMVF varierer mellom landsdeler og vannregioner. Et eksempel er Dalaelva på Jæren, som har 90 % kanalisering (Pettersen m. fl. 2020), denne har mange likehetstrekk med seks av de vannforekomstene i denne studien, hvor mer enn 80 % av elvestrekningen er kanalisert. I Pettersen m. fl. (2020) er det listet en rekke tiltak som kan bedre hydromorfologien i sterkt modifiserte bekke- og elvestrekninger. Disse tiltakene kan også passe i de undersøkte elvene, men her kan også tiltakene i teorien bli mer omfattende, og for eksempel inkludere restaurering av elveløpsformene, siden de undersøkte lokalitetene på Østlandet ikke er utpekt som SMVF.

Ørret er et egnet kvalitetselement for å vurdere hydromorfologiske inngrep i jordbruksbekker- og elver. Ørret viste seg å gi tydelig negativ respons på utretting og kanalisering, samt på manglende kantvegetasjon. ASPT-indeksene for bunndyr er, etter vår vurdering, ikke egnet. Derimot ser det ut til at enkelte dyregrupper som steinfluer og tovinger responderer negativt. Med et større datasett enn det som foreligger her, kan det være mulig å teste ulike dyregruppers respons på hydromorfologiske parametere (Birk m. fl. 2020), og dermed kan det bli mulig å utvikle indekser for bunndyr og hydromorfologi.

Det finnes per nå ikke lett tilgjengelige data eller indekser som kan benyttes til å estimere hvor mye av landbruksarealet som er drenert, hvor stor andel av bekkene som er lagt i rør, utrettet, osv. En løsning kan være å legge flere kartlag oppå hverandre for å finne hvordan det opprinnelige vassdraget var, men dette kan også gjøres maskinelt (Bakkestuen m. fl. 2022). Ved hjelp av maskinlæring kan det utvikles algoritmer som analyserer slike data og gir et estimat på totale hydromorfologiske endringer.

Miljødirektoratet er i gang med Naturindeks for Norge (NiN) for ferskvann<sup>1</sup>, der målet er å kartlegge de fleste vannforekomster og deres naturtyper i Norge. I denne forbindelse har en ekspertgruppe sett på kunnskapsgrunnlaget for ulike typer forringelse. For innsjøer er det foreslått en inndeling der alle vannforekomster som har en modifieringsgrad på mer enn 50 % er foreslått som SMVF (Uglem m. fl. 2018). Det antas at det menes kandidater til SMVF, siden prosedyrene for utpeking av SMVF omfatter flere faktorer, herunder påvirkning på samfunnsnyten. Den samme ekspertgruppa foreslår også å harmonisere framtidig NiN-kartlegging med karakterisering i vannforskrifts-sammenheng for å kunne utnytte ressursene best mulig (Uglem m. fl. 2018). Resultatene våre viser at det er viktig med helhetlige vurderinger av vannforekomstene, da morfologiske endringer ett sted, kan ha betydning for den økologiske tilstanden i andre deler av vassdraget. Med andre ord kan en SMVF-strekning som ikke tilbakeføres til en mer naturlig hydromorfologi, påvirke vannforekomster både opp- og nedstrøms, og gjøre det vanskeligere å nå miljømålet GØT i disse.

Utvelgelsen av SMVF foregår, som beskrevet innledningsvis, etter fastsatte forvaltningsprosedyrer. I dette arbeidet kan være nyttig med noen retningslinjer for når en vannforekomst bør ansees som kandidat til SMVF pga. landbruk, på samme måte som ved SMVFER utpekt pga. vannkraft (Forseth og Harby 2013). Slike retningslinjer vil avhenge av om det finnes informasjon om hvordan ulike hydromorfologiske inngrep påvirker forskjellige artssamfunn. Her bør det etableres terskelgrenser for

---

<sup>1</sup> [https://www.artsdatabanken.no/Pages/325156/NiN\\_i\\_ferskvann\\_webinar](https://www.artsdatabanken.no/Pages/325156/NiN_i_ferskvann_webinar)

når ulike arter påvirkes så sterkt av hydromorfologiske endringer, at de ikke kan forventes å oppnå GØT. Denne kunnskapen bør bygges på indikatorer som kan påvise økologisk stress pga. hydromorfologiske inngrep.

## 4.1 Begroingsalger

I dette studiet og i Pettersen m. fl. (2020), fant vi ingen sammenheng mellom endring i hydromorfologi og PIT-indeksen. Det er en styrke for metoden at PIT-indeksen er upåvirket av hydromorfologiske forandringer, da denne kan benyttes som et mål på fosforbelastning uavhengig av hydromorfologisk påvirkning. Derimot så er det vist at PIT-indeksen øker med økning av leirdekningsgrad i nedbørfeltet (Schneider og Skarbøvik 2022). Strengt tatt kan ikke PIT-indeksen brukes i leirvassdrag hvis bunn og kanter stort sett består av leire, siden algene ikke har et medium å feste seg på. Resultatene må derfor tolkes ut ifra dette (Eriksen m. fl. 2015).

## 4.2 Bunndyr

I de utvalgte elvene fant vi hovedsakelig arter som trives i stilleflytende vann, som buksvømmere, øyestikkere, biller, igler og snegl. Særlig de sistnevnte har lave ASPT-verdier, og det kan derfor slå hardt ut på ASPT-indeksen når en hel gruppe som steinfluer mangler. På en annen side kan slike lokaliteter med både stilleflytende vann og stryk bli svært artsrikt (Richards m. fl. 2013). Dette er tilfelle i Hæra og Veidalselva, der den økologiske tilstanden i strykpartiet er i moderat tilstand, mens i nedstrøms stasjon etter stryket, er tilstanden god (HÆR 2 og 3, VEI 3 og 4). Kanaliserte strekninger med mye marin leire i bunn, er dårlig habitat for de fleste bunndyr. Det samme konkluderer Eriksen m. fl. (2015), i en gjennomgang av ASPT indeksen i leirvassdrag. Men mikrohabitat kan ha en effekt på prøvene (Eie og Britain 1993; Petrin m. fl. 2016), og derfor er det også viktig å skape mikrohabitat for bunndyr i kanaliserte vassdrag med mye leire i nedbørfeltet.

Vi fant ingen sammenheng med ASPT-indeksen, % EPT-arter, med hensyn til hvor mye kantvegetasjon og graden av utretting-kanalisering det var langs elva oppstrøms stasjonen. Et unntak var steinfluer, som har høye ASPT-indeksverdier (Lind, m. fl. 2019).

Mange av elvene som ble undersøkt var kanalisert/utrettede strekninger, sakteflytende og hadde ofte mudder- eller leire i substrat. Slike elver er mer uegnede habitater for mange av steinfluene som krever større fart på vannet og gode oksygenforhold. Steinfluer hadde en signifikant nedgang med andel utretting av elveløpet. Årsaken til dette kan være at de fleste steinfluer trives i steinet substrat, og vil ofte forsvinne i habitater som er sakteflytende, som i Hæra og Veidalselva. Kun noen få steinfluearter trives i stilleflytende habitater. Dette påvirker i stor grad ASPT-indeksen når man i tillegg får inn en del grupper og arter med lav indeksverdi, som snegl og gråsugge. Det ble funnet svært få steinfluer i de undersøkte stasjonene. Ved Moumbekken og Stordiket ble det ikke funnet noen. I Hæra og Veidalselva fant vi hovedsakelig artene *Nemoura avicularis* og *Leuctra fusca*, som i tillegg til elver også kan finnes i innsjøer (Lillehammer, 1988). *N. avicularis* kan også dukke opp i habitater med finsubstrat og mye dødt organisk materiale. En steinflue-indeks som et mål på hydromorfologisk påvirkning kan være en mulig vei å gå.

Døgnfluelarver kan finnes i mange ulike habitater. På stasjonene HAE 1, VEI 2, VEI 3, og VEI 4 fant vi hovedsakelig arter som trives i sakteflytende habitater, som *Ephemera vulgata*, *Heptagenia fuscogrisea*, *Leptophebia marginata* og *Centroptilum luteolum*. Disse er også tilknyttet litoral sone i innsjøer og dammer, og kan trives i mikrohabitat, med sand, mudder og leire i bunnsubstrat (Elliott og Humpesch 2010). Er det flere eller mange av disse artene representert, kan det indikere at habitatet er dominert av kanalisering. Vi fant en nedgang i artsrikdom av sensitiv EPT og skifter mot mer tolerant og atypiske samfunn, noe som også er dokumentert av Leps m. fl. (2015). Biller kan muligens brukes som indikator for manglende kantvegetasjon. Det ble funnet at antall biller sank med økende grad av kantvegetasjon. Dette kan forklares med at habitatene vi har undersøkt som er sakteflytende, har også

hatt lite kantvegetasjon. Vannkalver er særlig tilknyttet stillestående og vegetasjonsrike vann og dammer. Mange av de andre billene som er funnet i prøvene, som Hydrophilidae og Hydraenidae, er mer tilknyttet sakteflytende habitater (Nilsson, 1996, s. 145 og s. 195, og Hansen, 1996, s. 173). Et unntak er Elmidae som ofte finnes i permanent rennende vann og steinsubstrat.

I vår analyse ser vi, for de øvrige bunndyrene, at jo høyere fall det er på elva, desto færre individer finner vi. For områder med leiresubstrat var andelen leire i nedbørfeltet positivt korrelert med antall dyr funnet. Igler, som er inkludert i 'øvrige arter', trenger hovedsakelig steinete substrat, men kan trives i leire om det er høy vannhastighet (Elliott og Dobson 2015). Artssammensetningen for igler var homogen, og det var lav forekomst ved de fleste stasjoner. *Erpobdella testacea*, som ble funnet ved MOUM 3, er vanligvis å finne i anaerobe dammer og habitater med høy organisk belastning. Denne arten kan dermed trives i svært oksygenfattige og eutrofe forhold (Elliott og Dobson, 2015), slik vi ser i elvene vi har undersøkt.

De dominerende tovingefamiliene var knottlarver og fjærmygglarver. Tovingene gikk signifikant ned i antall om det var stillestående vann, derimot økte de med økende andel stryk. Dette passer bra fordi både knottlarver og fjærmygglarver liker strykpartier. Tovingene økte signifikant også i andel når det var grus i habitatet. Knottlarver liker å feste seg på bunnsubstratet i rennende vann (Jensen 1996). Det er større variasjon i hydrologien i strykpartier, noe som kan favorisere fjærmygg siden de trives i litt forstyrrede habitater (Lindegaard 1996).

### 4.3 Fisk

Vi fant fisk i samtlige elver med unntak av Hæra og Skuterudbekken. Det finnes fisk i innsjøene rett nedstrøms disse elvene og det er forventet at det vil gå fisk opp også i de to sistnevnte. I Hæra er 89 % av elvestrengen rettet ut og i Skuterud 88 %. Begge vassdrag har lite kantvegetasjon, Hæra har 8 % og Skuterud har 3 %. Utrettede elvestrekninger med kanalisering har få habitater for fisk (Bornette, m. fl. 1998; Degerman m. fl. 2004). Ørret er avhengig av å ha dynamikk i vannet, gjerne med litt stein for å gyte (Einum m. fl. 2008; Cowx og Welcomme 1998). Fravær av fisk kan derfor ha en direkte sammenheng med hvor mye av elva som var rettet ut og kanalisert (Haugland og Vågnes Hjelle 2016; Lie og Sørensen 2013). I de fleste elvene var det noen strykpartier med grus, velegnet for gyting (Jonsson og Jonsson, 2011). Vi fant at der det var flest ørret pr m<sup>2</sup>, var det også mye stein, god kantvegetasjon og lite utretting av elveløpet.

At andel kantvegetasjon langs vassdraget og tettheten av ørret har en direkte sammenheng er godt kjent (Muhlfeld m. fl. 2018). Nedfall av insekter fra trærne gir mat (Gregory m. fl. 1991). Trær skaper også skygge og skjul, samtidig som de hindrer oppvarming av vannet på sommerstid (Pusey og Arthington 2003). Trær holder også på den leirholdig jorda, slik at eggene som ligger i grusen ikke blir slammet ned. En undersøkelse av laksefisk i leirvassdrag viste at det er viktig med kantvegetasjon for å få god rekruttering (Lie og Sørensen, 2013). Degerman m. fl. (2004) viste at tettheten av ørret økte med økende grad av trestammer og greiner i elva. Alle disse faktorene til sammen gjør at kantvegetasjon er en viktig komponent for å øke produksjonen av laksefisk i elvene. I veilederen til vannforskriften er det en vurdering av vandringshinder for fisk, der fragmenteringsgrad er tatt med (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b; Sandlund m. fl. 2013). Selv om dette er anbefalt, er det få elver der det er gjennomført en helhetlig klassifisering av vandringshinder for fisk.

I Stordiket og Moumbekken fant vi stingsild, som er en fiskeart som ikke er så krevende med hensyn til hydromorfologi som laksefisk, og som trives i mindre strømrrike områder i elva. På steder med lav vannhastighet, som i Veidalselva, fant vi innslag av innsjøarter. Disse har ikke samme krav til oksygen som laksefisk (Jonsson og Jonsson 2011).

Ørret ser ut til å respondere på andel kantvegetasjon og mangel på hydromorfologisk dynamikk i vannstrengen, og kan fint brukes som en økologisk indikator for økologisk tilstand og GØP.

## 4.4 Foreslåtte indikatorer og utarbeiding av nye indekser for hydromorfologi

Vi vil anbefale å bruke laksefisk som en indikatorarter for endret hydromorfologi, herunder andel kantvegetasjon langs vassdraget, og dagens indekser kan benyttes. Det bør helst skilles mellom laks og ørret. Sammen med gode habitatvurderinger, kan det lettere lages tiltak som gir bedre økologisk tilstand (se Pettersen m. fl. 2020). Fisk som indikator på hydromorfologiske forstyrrelser er godt kjent fra GØP i vassdragsreguleringer. Der er problematikken noe annerledes enn her, da det er raske vannføringsregimer, vandringshindre og tørrlagte strekninger som skaper problemer for fisken (Pulg m. fl. 2019). Foreløpig er ikke fisk benyttet til å fastsette GØP i vannforekomster der landbruksformål er samfunnsnytt. Vi vil anbefale å gå videre med en indeks som bygger på våre resultater.

ASPT-indeksen for bunndyr ser ikke ut til å respondere på at elva er rettet ut. Her ser det mer ut til at lokale hydromorfologiske forhold har større betydning. Det ser ut til at enkeltarter som vårfluer responderer på manglende hydromorfologisk kompleksitet. Ut fra det vi vet til nå, bør det vurderes å utvide datasettet for å finne funksjonelle bunndyrgrupper med hensyn til å lage en ny indeks.

I vurderingen av hydromorfologiske endringer i forsøkslokalitetene, ble det klart at gode indekser for graden av ulike hydromorfologiske inngrep vil være en fordel for videre arbeid innen dette fagfeltet.

## 4.5 Hydromorfologiske tiltak for å oppnå god økologisk tilstand

Tiltak for å forbedre hydromorfologien i landbruksvassdrag for å oppnå godt økologisk potensiale er grundig gjennomgått i Pettersen m. fl. (2020), men da for vassdrag som er typiske på Jæren. På Østlandet er det marin leire, noe som kan gi dårligere nEQR hos bunndyr og begroingsalger (Eriksen ml. fl. 2015; Schneider og Skarbøvik, 2022). Derimot kan enkelte dyregrupper se ut til å reagere positivt på økende andel leire i vassdraget, f.eks. igler, som vist i dette studie. For å få opp diversiteten av bunndyr, er det avgjørende å ha noen partier i elvestrengen der det er variasjon i bunnsstrat og vannhastighet. Resultatene våre passer med Erba m. fl. (2019) som fant at tiltak i vannstrengen med habitatmosaikk, gir artsdiversitet hos bunndyrene.

Tiltak som å legge ut stein i ulike kategorier, der stein er naturlig, for å endre vannstrømmen er tiltak som koster lite, og som kan gi økt biodiversitet (se Pettersen m. fl. 2020; Forseth og Harby 2013; Miller m. fl. 2010) Er det grus og stein til stede, kan denne renses og legges på en måte som gir mer biodiversitet (se Forseth og Harby 2013). Et annet tiltak er fjerning av vandringshinder for fisk, som gir økt produksjonsareal for fisk (Lie og Sørensen 2013). Flere av disse tiltakene har ikke store kostnader og er lett gjennomførbare (se Haugland og Hjellev 2016). Tiltak som bekkeåpninger er også veldig effektivt for å få bedre vannkvalitet, samtidig som det kan gi mindre flomfare. Etablering av kantvegetasjon langs elva har direkte betydning for produksjon av ørret. Det er viktig med riktige sammensettinger av arter og en skjøtsel som gjør at funksjonen til kantvegetasjonen opprettholdes (Blankenberg m. fl. 2017, 2018, 2020). Et mer omfattende tiltak er å la elva få tilbake sitt naturlige løp. Det krever at elva får plass i terrenget til å re-meandre, samtidig som det må opprettes en flom sikring i ytterkant av elveløpet (Pulg m. fl. 2019).

## 5 Konklusjoner

I denne undersøkelsen har vi undersøkt hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer i vannforekomster med høy grad av fysiske endringer, i jordbruksvassdrag på Østlandet.

For å oppnå god miljøtilstand eller godt økologisk potensiale i vannforekomster med store morfologiske påvirkninger, så er det avgjørende at det utføres hydromorfologiske forbedringer. Dette kan for eksempel være etablering av kantvegetasjon, re-meandring, endring i substrat, bedre hydrologisk variasjon, m.m. Dette vil øke mengden fisk i vassdraget, og det vil også danne gode mikrohabitater for bunndyr, som da vil gi økt artsdiversitet.

Vår konklusjon er at følgende biologiske kvalitetselement kan benyttes til å vurdere påvirkningen av hydromorfologiske endringer:

- Ørret og laks kan brukes som indikatorarter for endret hydromorfologi. Dagens indekser kan benyttes.
- Vi vil anbefale å undersøke om det kan utvikles indeks for bunndyr som responderer på hydromorfologiske endringer i vannstrengen. Bunndyr-indeksen ASPT ser ikke ut til å kunne benyttes, men siden enkelte arter responderte på hydromorfologiske endringer, kan ytterligere undersøkelser av disse artene i modifiserte landbruksvassdrag gi nyttig informasjon inn mot utviklingen av en mulig indeks.
- Vi vil anbefale å utarbeide indekser for graden av modifisering av vassdraget, herunder en indeks for graden av kantvegetasjon.

# Litteraturreferanse

- Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021.  
<https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021>
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & 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.
- Blankenberg, A.-G. B. & Skarbøvik, E. 2020. Phosphorus retention, erosion protection and farmers' perceptions of riparian buffer zones with grass and natural vegetation: Case studies from South Eastern Norway. *Ambio* 49(11).
- Blankenberg A-G. B. & Skarbøvik, E. 2018. Kartlegging av kantsoner langs jordbrukskanaler og -elver i Rogaland; Forprosjekt. NIBIO Rapp. 4(87) 2018, 44 s.
- Blankenberg, A-G. B.; Skarbøvik, E. & Kværnø, S. 2017. Effekt av bufferoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. NIBIO Rapp. 3(14), 76 s.
- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L. m. fl. 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 4: 1060-1068.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9–43.
- Bornette, G., Amoros, C., Piegay, H., Tachet, J. & Hein, T. 1998. Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation*, 85: 35-45.
- Cowx, I. G. & Welcomme, R. L. 1998. Rehabilitation of rivers for fish: a study undertaken by the European inland fisheries advisory commission of FAO. FAO, Oxford. 260 s.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins* 51: 233–239.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2014; Veileder 01:2014, Sterkt modifiserte vannforekomster.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018a. Veileder 1:2018, Karakterisering.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b. Veileder 2:2018, Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Greipslund, I., Reinemo, J. & Roseth, R. 2019. Vestfoldbanen (Drammen) – Larvik. Nykirke - Barkåker. Forundersøkelser av fisk i bekker som kan påvirkes av anleggsarbeid, 2018. NIBIO Rapp. 5(11) 2019, 25 s.
- Eie, J. A., & Britain J. 1993. Biotopjusteringstiltak i vassdrag. *Kraft og Miljø* 21 (Norsk Vassdrag- og Energidirektorat). 80 s.
- Einum, S., Nislow, K. H., Reynolds, J. D. & Sutherland, W. J. 2008. Predicting population responses to restoration of breeding habitat in Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology*, 45: 930-938.
- Elliott, J. M. & Dobson, M. 2015. Freshwater leeches of Britain and Ireland: Keys to the Hirudinea and a review of their ecology. *Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 69*.
- Elliott, J. M. & Humpesch, U. H. 2010. Mayfly larvae (Ephemeroptera) of Britain and Ireland: Keys and a review of their ecology. *Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 66*.



- Endrestøl, A., Olsen, K. M. & Ødegaard, F. 2021. Nebbmunner: Vurdering av bekkebuksvømmer *Sigara hellensii* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/19384>
- Erba, S., Terranova, L., Cazzola, M., Cason, M. & Buffagni, A. 2019. Defining Maximum Ecological Potential for heavily modified lowland streams of Northern Italy. *Science of the Total Environment*, 684: 196-206.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. -NINA temahefte 52. 90 s.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., Arthur McKee, W. & Cummins K. W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. Focus on links between land and water. *BioScience* 41(8), s. 540-550.
- Hansen, M. 1996. Coleoptera Hydrophiloidea and Hydraenidae, Water Scavenger Beetles. I A. Nilsson (Red.), *Aquatic insects of North Europe*, s. 173-194. Apollo Books.
- Haugland, Ø. & Vågnes Hjelle I. M. 2016. Frie fiskeveger – Utbedring av vandringshinder for fisk. *Vann 01*: 80-83.
- Heier, O-H. El-fiske i sjørretbekker i Østfold 2018-2022, Norges jeger- og fiskerforbund Østfold. 177 s.
- Jensen, F. 1996. *Diptera Simuliidae*, Blackflies. I A. Nilsson (Red.), *Aquatic insects of North Europe Volume 2*, Apollo Books, s. 209-242.
- Jonsson, B. & Jonsson, N., 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Histories. *Fish and Fisheries Series*, 33, 1-655.
- Kreyszig E. 1999. *Advanced engineering mathematics*, 8th edition, s. 1288. John Wiley & sons inc.
- Nilsson, A. 1996. Coleoptera Dryopoidea, Riffle Beetles. I A. Nilsson (Red.), *Aquatic insects of North Europe*, s. 195-202. Apollo Books.
- Lie, E. F. & Sørensen, T. 2013. Inter-population variation in brown trout (*Salmo trutta*) life-history- and migration strategies in a clay-affected river system. Live fast, die young! Master Thesis, Department of Ecology and Natural resource Management. Norwegian University of Life Sciences.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavia*, Volume 21. E.J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd.
- Lind, L., Hasselquist, E. M. & Laudon, H. 2019. Towards ecologically functional riparian zones: A metaanalysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 249: 1-8.
- Lindegaard, C. 1996. Diptera Chironomidae, Non-biting Midges. I A. Nilsson (Red.), *Aquatic Insects of North Europe Volume 2*, s. 265-294. Apollo Books.
- Miller, S. W., Budy, P. & Schmidt, J. C. 2010. Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: Applications of meta-analysis to river restoration. *Restoration Ecology* 18(1): 819.
- Muhlfeld, C. C., Dauwalter, D. C., Kovach, R. P., Kershner, J. L., Williams, J. E. & Epifanio, J. 2018. Trout in hot water: A call for global action. *Science (New York, N.Y.)*, 360, 866.
- Pusey, B. J. & Arthington A. H. 2003. Importance of the Riparian Zone to the Conservation and Management of Freshwater Fish: A Review. *Marine and Freshwater Research* 54(1): 1 – 16.

- Pettersen, R. A., Hereid, S., Våge, K., Skarbøvik, E. 2020. Miljømål og tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster i jordbruksområder. Basert på eksempler fra Jæren, Rogaland. NIBIO Rapp. 6(109), 64 s.
- Persson, J. og Wiberg-Larsen, P. 2020. First records of the species *Tinodes pallidulus* (McLachlan, 1878) in Norway (Trichoptera, Hydropsychoidea, Psychomyiidae). Norwegian Journal of Entomology 67, 97–100.
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S-E., Stranzl, S., Espedal, E. O., Lehmann, G. B., Wiers, T., Skår, B., Normann, E., Fjeldstad, H. P. & Kroglund, F. 2019. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE Miljø, LFI-Rapport 296 (M-1051) 195 s.
- Raddum, G. G. 1993. Bunndyrsamfunn i rennende vann. I: Faugli, P. E., Erlandsen, A. H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsopsummering. NVE-publikasjon 13: 222-242.
- Richards, C., Host, G. E. & Arthur, J. W. 2013. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. Freshwater biology 29: 285-294.
- Sall, J., Stephens, M., Lehmann, A. & Loring, S. 2017. JMP start statistics: a guide to statistics and data analysis using JMP. Sixth Edition. Cary, N.C. SAS Institute Inc.
- Schneider, S. C. & Lindstrøm, E-A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. Hydrobiologica 665(1):143-155.
- Schneider, S. C. & Skarbøvik, E. 2022. Ecological status assessment of clay rivers with naturally enhanced water phosphorus concentrations. Environmental Advances 9, 100279.
- Strømmen, M. 2021. Potensialet for oppvandring og etablering av laksefisk i Borrevannet. Masteroppgave ved Universitetet i Sør-Øst Norge. 48s.
- Uglem, I., Dervo, B., Mjelde, M., Schartau, A. K. & Svenning, M. 2018. Ferskvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018.

# Vedlegg

## Vedlegg 1: Nedbørfeltdata fra NVE

Parametere	STO 1	HJE 1	FJE 1	MOU 1	MOU 2	SKU 1	VEI 1	VEI 2	VEI 3	VEI 4	HAE 1	HAE 2	HAE 3	BON	ADA
Areal (km <sup>2</sup> )	4,7	19,9	4,4	1,9	1,9	4,7	20,3	22,3	26,5	26,5	37,3	37,3	37,3	5,9	13,2
Middelavrenning 1961-1990 (mm/år)	337,2	361,0	357,3	396,6	396,6	544,0	534,5	532,0	531,0	531,0	577,6	577,6	577,6	450,4	451,9
Middelavrenning 1961-1990 (l/s/km <sup>2</sup> )	10,7	11,5	11,3	12,6	12,6	17,3	17,0	16,9	16,8	16,8	18,3	18,3	18,3	14,3	14,3
Sjø (%)	0,1	-	0,1	0,0	0,0	0,1	1,2	1,2	0,9	0,9	2,1	2,1	2,1	0,0	0,2
Bre (%)	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Skog (%)	73,7	70,0	78,1	14,7	14,7	32,4	90,3	88,6	84,2	84,2	65,3	65,3	65,3	60,9	42,3
Dyrket mark (%)	20,2	26,0	20,4	57,4	57,4	59,1	6,3	7,4	11,6	11,6	26,6	26,6	26,6	37,5	48,3
Myr (%)	0,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,7	1,5	1,6	1,6	0,7	0,7	0,7	0,0	0,2
Leire (%)	46,6	29,0	33,6	94,9	94,9	52,1	17,9	20,3	24,2	24,2	40,5	40,5	40,5	77,9	52,4
Urban (%)	0,0	0,0	0,2	21,1	21,1	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,8	4,3
Uklassifisert areal (%)	5,7	2,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,6	1,0	1,3	1,3	5,1	5,1	5,1	0,8	4,7
Effektiv sjø (%)	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
Feltlengde (km)	3,2	7,6	8,0	2,3	2,3	2,7	8,0	10,4	11,7	11,8	9,8	9,8	9,8	3,8	6,0
Elvelengde (km)	2,8	7,6	8,0	2,1	2,1	2,6	10,4	13,5	15,5	15,5	14,7	14,7	14,7	3,9	6,6
Elvelengde uten sjø (km)	3,4	-	8,0	2,1	2,1	4,0	-	-	-	-	67,4	67,4	67,4	7,1	13,8
Elvegradient (m/km)	20,1	17,0	12,2	-2,0	-2,0	9,9	13,0	10,3	9,4	9,4	12,0	12,0	12,0	16,8	8,4
Elvegradient (10-85) (m/km)	21,0	12,0	10,2	-2,0	-2,0	10,7	14,3	9,8	7,6	7,6	4,7	4,7	4,7	19,0	8,1
Dreneringstetthet (1/km)	0,7	-	1,8	1,1	1,1	0,9	1,8	1,9	1,8	1,8	2,0	2,0	2,0	1,2	1,1
Helning (grader)	6,2	3,5	5,8	2,5	2,5	2,4	6,1	6,0	5,7	5,7	6,0	6,0	6,0	4,4	3,6

## Vedlegg 2: Artsliste bunndyr for stasjoner undersøkt i forbindelse med prosjektet høsten 2021

	HÆRA1	HÆRA2	HÆRA3	MOUM1	MOUM2	MOUM3	STO1	VEI1	VEI3	VEI4
<b>Muslinger</b>										
<i>Pisidium</i> sp.	2	1	2	2	2	4		9	1	12
<b>Biller</b>										
<i>Anacaena lutescens</i>				6						
<i>Anacaena</i> sp.				1						
<i>Curculionidae</i> (indet.)				1						
<i>Dytiscidae</i> (indet.)	125			4			2	4	6	4
<i>Elmis aenea</i>		2			23					6
<i>Elodes</i> sp.										1
<i>Gyrinus substriatus</i>				1			1			
<i>Halipus</i> sp.									1	
<i>Helophorus</i> sp.				2				2		
<i>Hydraena gracilis</i>		6	3			8				8
<i>Hydraena riparia</i>	1	2	3					14		5
<i>Hydraena</i> sp.	4	7	5		1		1	11		14
<i>Hydrophilidae</i> (indet.)						1				
<i>Ilybius fuliginosus</i>				2			1			
<i>Limnebius truncatellus</i>	1	1			2			4		1
<i>Limnius volckmari</i>		4								114
<i>Oulimnius</i> sp.			4						2	2
<i>Oulimnius tuberculatus</i>			1					2		7
<i>Platambus maculatus</i>		1		4	2	32	2			
<b>Tovinger</b>										
<i>Ceratopogonidae</i> (indet.)				1	27	2	1	1	3	4
<i>Chironomidae</i> (indet.)	602	800	750	27	1267	135	297	83	174	502
<i>Culicidae</i> (indet.)	2							6	7	1
<i>Dicranota</i> sp.			3			4				
<i>Dixa</i> sp.	2							21	8	1
<i>Dixella</i> sp.	5							15	2	
<i>Eloeophila</i> sp.						11				
<i>Empididae</i> (indet.)					2					
<i>Muscidae</i> (indet.)		3								1
<i>Pilaria</i> sp.			1							
<i>Psychodidae</i> (indet.)				1	1					
<i>Simuliidae</i> (indet.)		570	2742	1	418	5	1			3
<i>Tipulidae</i> (indet.)		1	13			2		1	1	37
<b>Døgnfluer</b>										
<i>Baetidae</i> (indet.)	1								10	3
<i>Baetis muticus</i>		12	6							
<i>Baetis niger</i>		54	212					149		
<i>Baetis rhodani</i>		70	78		2	6				1
<i>Baetis</i> sp.	12	258	162			1		1		24
<i>Caenis</i> sp.										1
<i>Centroptilum luteolum</i>	44	12						16	19	19
<i>Cloeon inscriptum</i>	1								31	
<i>Ephemera</i> sp.			2							
<i>Ephemera vulgata</i>	1									
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	181		1					58	43	5
<i>Leptophlebia marginata</i>	22							3	2	1
<i>Leptophlebia</i> sp.	306	18	3		1		1	17	6	
<b>Snegl</b>										
<i>Gyraulus acronicus</i>	1									
<i>Gyraulus</i> sp.	1									
<i>Lymnaeidae</i> (indet.)				2		25				

Vedlegg 2, Artsliste forts.

	HÆRA1	HÆRA2	HÆRA3	MOUM1	MOUM2	MOUM3	STO1	VEI1	VEI3	VEI4
<b>Nebbmunner</b>										
<i>Callicorixa producta</i>	1									
<i>Callicorixa</i> sp.	1									
Corixidae (indet.)	1							19		
<i>Gerris lacustris</i>	1			7				1	1	
<i>Gerris</i> sp.									1	
<i>Nepa cinerea</i>	3			3						3
<i>Notonecta glauca</i>	5							1	1	
<i>Sigara distincta</i>	1									
<i>Sigara falleni</i>	102									
<i>Sigara fossarum</i>	1							14		
<i>Sigara hellensii</i>								1		
<i>Sigara nigrolineata</i>								2		
<i>Sigara semistriata</i>	2									
<i>Sigara</i> sp.	109							28	1	
<i>Velia caprai</i>							1			
<b>Øyestikkere</b>										
<i>Aeshna cyanea</i>				1						
<i>Aeshna grandis</i>									1	
<i>Calopteryx virgo</i>	3			1				14		3
<i>Coenagrion</i> sp.									5	
<i>Onychogomphus forcipatus</i>										2
<i>Platycnemis pennipes</i>									1	
<b>Steinfluer</b>										
<i>Amphinemura borealis</i>		1								
<i>Amphinemura</i> sp.		1	1							
<i>Capnia</i> sp.		2	2							
<i>Leuctra fusca</i>			1							24
<i>Leuctra</i> sp.		1	1							1
<i>Nemoura avicularis</i>	1							11	1	2
<i>Nemoura</i> sp.								2		
Nemouridae (indet.)		1						1		1
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>										2
<b>Vårfluer</b>										
<i>Agrypnia obsoleta</i>	1									
<i>Anabolia nervosa</i>							3			
<i>Athripsodes cinereus</i>								1	1	
<i>Cyrnus trimaculatus</i>									6	1
<i>Hydatophylax infumatus</i>	2									
<i>Hydropsyche angustipennis</i>					13			8		
<i>Hydropsyche pellucidula</i>			5					1		
<i>Hydropsyche saxonica</i>		2	7							
<i>Hydropsyche</i> sp.		1								9
<i>Hydroptila</i> sp.								1		1
<i>Ithytrichia</i> sp.										3
<i>Lepidostoma hirtum</i>		1						1		2
Limnephilidae (indet.)	186			3	2	2	5	12	1	1
<i>Limnephilus rhombicus</i>	3									
<i>Limnephilus</i> sp.	7						1	1	3	
<i>Micropterna lateralis</i>							3			
<i>Micropterna sequax</i>					1					
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i>									2	
<i>Notidobia ciliaris</i>			1							
Phryganeidae (indet.)									4	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>					7	21				
Polycentropidae (indet.)	1	8	2							13
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2	39	50					37		40
<i>Polycentropus irroratus</i>								1		1
<i>Rhyacophila fasciata</i>		6	10				1			1
<i>Rhyacophila nubila</i>		14	7				3			
<i>Rhyacophila</i> sp.		1	3							
<i>Tinodes pallidulus</i>					1					

Vedlegg 2, Artsliste forts.

	HÆRA1	HÆRA2	HÆRA3	MOUM1	MOUM2	MOUM3	STO1	VEI1	VEI3	VEI4
<b>Øvrige</b>										
<i>Asellus aquaticus</i>	330			31	15	1	364	27	17	3
<i>Erpobdella octoculata</i>					4		4	8	1	
<i>Erpobdella</i> sp.	1				4				3	
<i>Erpobdella testacea</i>						3				
<i>Glossiphonia complanata</i>							1			
Glossiphoniidae (indet.)									2	
<i>Helobdella stagnalis</i>			1				1			
Hydrachnidia (indet.)	12	18	24		73	8	25		7	51
Oligochaeta (indet.)		3	5		1			3	2	10
<i>Sialis fuliginosa</i>										1
<i>Sialis lutaria</i>								1		
Antall individer totalt	2090	1921	4111	101	1869	279	711	613	377	952

Vedlegg 3: Artsliste begroingsalger. Listen viser dekningsgrad i %, og mikroskopisk forekomst (+ sjelden, ++ vanlig og +++ hyppig)

	FJE 1	HJE 1	HAE 2	Moum 1	Moum 3	SKU1	Vei 1	Vei2
<b>Cyanobakterier</b>								
<i>Heteroleibleinia</i> sp.					+			
Leptolyngbya (Slekt)								++
Phormidium (Slekt)	+	+	1					
<i>Phormidium autumnale</i>		+++						
<i>Phormidium retzii</i>						++		
<b>Grønnalger</b>								
<i>Cladophora glomerata</i>						3		
<i>Euastrum</i> sp.							+	
<i>Microspora abbreviata</i>			1					
<i>Microspora amoena</i>		++	3	35	+	1	1	50
<i>Microspora amoena</i> var. <i>gracilis</i>			1					
<i>Mougeotia</i> a (6 -12 µ)			++					++
<i>Mougeotia</i> d/e (27-36 µ)							1	
<i>Mougeotia</i> c (21-24 µ)				+				
<i>Oedogonium</i> a/b (19-21 µ)								1
<i>Oedogonium</i> b (13-18 µ)								1
<i>Oedogonium</i> c (23-28 µ)	+++	+				+	1	1
<i>Oedogonium</i> d (29-32 µ)	1		1			+		+
<i>Spirogyra</i> a (20-42 µ, 1K, L)				+			1	
<i>Spirogyra</i> sp1 (11-20 µ, 1K, R)				1				
<i>Spirogyra</i> sp6 (70-75 µ, 2K, L)							10	
<i>Spirogyra</i> sp6 (70-75µ, 2K, L)						1		
<i>Staurastrum</i> (Slekt)	+		+					
<i>Ulothrix tenerrima</i>			+					
<i>Ulothrix zonata</i>						+		
<b>Gulgrønnalger</b>								
<i>Vaucheria</i> sp.			2	1	10		1	
<b>Rødalger</b>								
<i>Audouinella chalybaea</i>		10						
<i>Audouinella hermannii</i>		25	1	+	1	1		++
<i>Audouinella pygmaea</i>	+++	10						
Batrachospermum (Slekt)	1					++		+++
<i>Batrachospermum confusum</i>			5					
<b>Øvrige</b>								
<i>Sphaerotilus natans</i>	5	1				++		
<i>Leptomitus lacteus</i>						++		
<b>Antall indikatortaksa</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>9</b>

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.



Forside og baksidfoto: Ruben A. Pettersen