



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Miljømål og tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster i jordbruksområder

Basert på eksempler fra Jæren, Rogaland

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 109 | 2020



Ruben A. Pettersen, Silje Hereid, Kristine Øritsland Våge og Eva Skarbøvik
NIBIO Divisjon for Miljø og naturressurser
FAUN

TITTEL

Miljømål og tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster i jordbruksområder. Basert på eksempler fra Jæren, Rogaland

FORFATTERE

Pettersen, R.A., Hereid, S., Våge, K. Ø. og Skarbøvik, E.

DATO: 22.08.2020	RAPPORT NR.: 6/109/2020	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY: Åpen	PROSJEKTNR./PROJECT NO.: 51122	SAKSNR./ARCHIVE NO.: 18/01422
ISBN: 978-82-17-02633-4		ISSN: 2464-1162	ANTALL SIDER: 61	ANTALL VEDLEGG: 5

FINANSIERINGSKILDE:

Landbruksdirektoratet

PROGRAM:

Klima- og miljøprogrammet

STIKKORD/KEYWORDS:

Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF), jordbruk, godt økologisk potensiale (GØP), biologiske kvalitetselement

Heavily modified water bodies (HMWB), agriculture, good ecological potential (GEP), biological quality elements

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vannmiljø

Water environment

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Biologiske kvalitetselementer er undersøkt i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) i jordbruksområder på Jæren, Rogaland. Det ble funnet overraskende mange arter, og det er foreslått tiltak som kan benyttes for å oppnå godt økologisk potensiale. Det gis også råd om indikatorer og indekser som egner seg i SMVFER.

Biological quality elements were investigated in heavily modified water bodies (HMWB) in agricultural areas in South-West Norway. Surprisingly many species were found, and mitigation measures are suggested to achieve good ecological potential. Advice is also given on suitable indicators and indices in HMWBs.

LAND:

Norge

FYLKE:

Rogaland

STED:

Jæren vannområde

GODKJENT

ROALD SØRHEIM

PROSJEKTLEDER

EVA SKARBØVIK



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Prosjektet «Miljømål og tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster i jordbruksområder» er finansiert gjennom Landbruksdirektoratets Klima- og miljøprogram. I prosjektet har vi vurdert hva slags biologiske kvaliteter som finnes i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) sett i forhold til mer naturlige jordbruksvassdrag, og samtidig vurdert om det finnes restaureringstiltak som kan egne seg for å bedre det økologiske potensialet. Vi tok utgangspunkt i vannforekomster i Rogaland, både fordi det finnes mange vannforekomster som er utpekt til SMVF i fylket, og fordi Rogaland Fylkeskommune og Fylkesmannen i Rogaland ønsket en slik undersøkelse.

Ruben A. Pettersen (NIBIO), Silje Hereid og Kristine Øritsland Våge (begge FAUN) har utført feltarbeid, dataanalyser og skrevet det meste av rapporten. Eva Skarbøvik (NIBIO) har ledet prosjektet, deltatt på befarung og bidratt til rapporten, hovedsakelig om tiltak som kan gi godt økologisk potensiale.

Trond Stabell (Norconsult) har analysert begroingsalger og heterotrof begroing.

Vegard Næss ved Rogaland Fylkeskommune, Monica Dahlmo ved Fylkesmannen i Rogaland og Per Bjorland i Frivillige tiltak i landbruket har vært behjelpelig med å finne egnede lokaliteter, og de to førstnevnte har gitt oss nyttige innspill til rapporten.

De tiltakene som er foreslått i rapporten er å regne som en liste av mulige tiltak for å oppnå miljømålet. Vurderinger må utføres i den enkelte vannforekomst for å finne riktig omfang av tiltakene, samtidig som tiltakene ikke skal gå vesentlig ut over jordbruksdriften.

Rapporten er kvalitetssikret av Roald Sørheim i henhold til NIBIOs kvalitetssikringsrutiner.



Ås, 22.08.20

Eva Skarbøvik

Innhold

Sammendrag	6
1 Innledning	7
1.1 Målet med prosjektet	7
1.2 Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)	7
2 Metoder	9
2.1 Innsamling av eksisterende data om biologi	9
2.2 Utvalg av stasjoner for nye analyser	9
2.2.1 Dalabekken (SMVF)	12
2.2.2 Skas-Heigre (SMVF/kunstig anlagt vannforekomst)	14
2.2.3 Frøylandsbekken: Restaurert elvestrekning	14
2.3 Innsamling av biologiske data i 10 stasjoner	15
2.3.1 Begroingsalger og heterotrof begroing	15
2.3.2 Bunndyr	16
2.3.3 Vannplanter	17
2.3.4 Fiskeundersøkelser	18
2.4 Klassifisering av de biologiske kvalitetselementene	19
2.5 Karakterisering av det hydromorfologiske habitatet	19
2.6 Statistiske analyser	22
2.7 Fastsetting av GØP	22
3 Resultater	24
3.1 Eksisterende vannkvalitetsdata	24
3.2 Innsamlede biologiske data	25
3.2.1 Begroingsalger og heterotrof begroing	25
3.2.2 Bunndyr	26
3.2.3 Vannplanter	29
3.2.4 Fisk	30
3.2.5 Sammenstilling av statistiske analyser	33
3.2.6 Ekspertvurdert rangering av hydromorfologi mot snitt av nEQR	35
4 Diskusjon: Biologisk status	37
4.1 Biologisk status i bekker og kanaler på Jæren	37
4.1.1 Biologi i de 10 undersøkte stasjonene	37
4.1.2 Sammenligning med data fra andre bekker og kanaler på Jæren	39
4.2 Foreslåtte indikatorer og indekser for GØP	40
4.3 Vurdering av effekt av restaureringstiltak	40
5 Foreslåtte tiltak for å nå miljømålet GØP	42
5.1 GØP vs. GØT	42
5.2 Vurdering av eksisterende tiltak	42
5.3 Forslag til tiltak mot hydromorfologiske inngrep	42
5.3.1 Utlegging av stein og endret strømmønster	42
5.3.2 Kulper	44
5.3.3 Fangdammer, renseparker, konstruerte våtmarker	45

5.3.4	Bevare eksisterende våtmark og myr.....	46
5.3.5	Fjerning av vandringshinder.....	46
5.3.6	Åpning av bekkelukninger.....	46
5.3.7	Remeandring og fjerning av steinsetting.....	46
5.3.8	Kantvegetasjon.....	46
5.3.9	Vannføring og tørrlegging.....	48
5.4	Påvirkning på jordbruket.....	48
5.5	Vil de foreslåtte tiltakene gi en akseptabel GØP?.....	50
6	Konklusjon.....	52
	Litteraturreferanser.....	53
	Vedlegg.....	56
	Vedlegg 1. Oversikt over vurderte stasjoner.....	56
	Vedlegg 1-1: Tabell over vurderte SMVfer i elv/bekk, som var karakterisert som SMVF pga jordbrukspåvirkning i Rogaland.....	56
	Vedlegg 1-2. Tabell over vurderte referansestasjoner.....	57
	Vedlegg 2. Fangstdata fisk.....	58
	Vedlegg 3. Artsliste bunndyr.....	59
	Vedlegg 4. Artsliste begroingsalger.....	60
	Vedlegg 5 Artsliste vannplanter.....	61

Sammendrag

Målet med dette prosjektet har vært å øke kunnskapen om miljømålet godt økologisk potensiale (GØP) i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) i jordbruksområder, samt vurdere tiltak for å bedre det økologiske potensialet i disse vannforekomstene. Undersøkelsene er utført på Jæren, Rogaland.

Utvalget av stasjoner var utfordrende da det var viktig at stasjonene hadde samme vanntype, ikke var vesentlig påvirket av avløp eller urban avrenning, og samtidig hadde ulike hydromorfologiske karakteristika. Tilslutt ble det valgt ut 10 stasjoner, hvorav åtte i SMVF, og to i en mer naturlig bekk, hvorav den ene stasjonen ble erosjonssikret og restaurert i 2018 (steiner var lagt ut i bunnen).

De biologiske undersøkelsene viste bl.a. at

- Det ble funnet overraskende mange arter i SMVFene.
- Økt variasjon i elvestrengen så ut til å øke antall arter av både bunndyr og fisk.
- Ved enkelte stasjoner i SMVFer var den økologiske tilstanden til laksefisk i svært god til god tilstand.
- Av fiskeartene som ble undersøkt hadde ørret lavest tetthet, og det antas at dette skyldes for lite hydromorfologisk variasjon i habitatene.

Undersøkelsen har også gitt interessante resultater i forhold til hvilke indikatorer og indekser som egner seg i SMVFer.

Definisjonen på GØP er alle mulige tiltak som kan iverksettes i en SMVF, uten at det går ut over formålet til de fysiske endringene, som her altså er jordbruksproduksjon. Det er utarbeidet en tabell over mulige tiltak for å oppnå GØP, med vurderinger om, og i hvilken grad, tiltaket vil gå ut over landbruksproduksjonen. Det understrekes at dette er å regne som en liste av tiltak som bør vurderes i hvert enkelt tilfelle. Alternativt kan det iverksettes slike tiltak i pilotstudier, slik at både positiv effekt på vannmiljøet og evt. negativ innvirkning på landbruket kan kvantifiseres bedre. Dette kan gi et bedre grunnlag for å utarbeide mer generelle råd om tiltak i SMVFer. Pilotstudier bør utføres i hydromorfologisk modifiserte bekker som har liten påvirkning av avløp og organisk materiale.

Det er også behov for å undersøke flere slike kanaliserte eller kunstige vannforekomster for å øke utsagnskraften av de statistiske analysene. Videre er det viktig at databasene vann-nett og vann-miljø er oppdaterte både på vanntype, hydromorfologisk påvirkning og på gjennomførte undersøkelser av biologiske kvalitetselementer, slik at data kan hentes ut for sammenligning.

1 Innledning

1.1 Målet med prosjektet

Målet med dette prosjektet har vært å øke kunnskapen om miljømålet godt økologisk potensiale (GØP) i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) i jordbruksområder, samt vurdere tiltak for å bedre det økologiske potensialet i disse vannforekomstene.

Prosjektet har også vurdert den økologiske effekten av et tiltak i en bekk, der tiltaket var en kombinasjon av erosjonssikring og restaureringstiltak.

Målgrupper omfatter landbruks- og miljøforvaltning på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå, samt landbruksrådgivingen, bondelag og praktiserende bønder.

Testområde for arbeidet har vært vannforekomster på Jæren (figur 1.1).



Figur 1.1. Jordbruksvassdrag kan både være sterkt modifiserte kanaler (t.v.) og mer naturlige vassdrag (t.h.), selv om sistnevnte også kan være fysisk modifisert ved f.eks. erosjonssikring. Foto: E. Skarbøvik.

1.2 Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)

Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) er vannforekomster som har blitt betydelig fysisk endret for å ivareta samfunnsnyttige formål. I Karakteriseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018a) listes følgende kriterier for at en vannforekomst skal defineres som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF):

1. Vannforekomsten vil ikke nå god økologisk tilstand eller den har skiftet kategori (f. eks. fra elv til innsjø);
2. og dette skyldes omfattende endringer i vannforekomstens hydromorfologiske egenskaper til samfunnsnyttige formål;
3. effekten av de hydromorfologiske endringene kan ikke avbøtes uten vesentlige negative innvirkninger på det samfunnsnyttige formålet;
4. samfunnsnyttien kan ikke oppnås gjennom andre tiltak som er teknisk gjennomførbare, samfunnsøkonomisk lønnsomme og miljømessig bedre.

Disse vannforekomstene har unntak i EUs Vanndirektiv og i den norske vannforskriften, ved at de har miljømålet 'godt økologisk potensiale' (GØP), i motsetning til andre vannforekomster som har

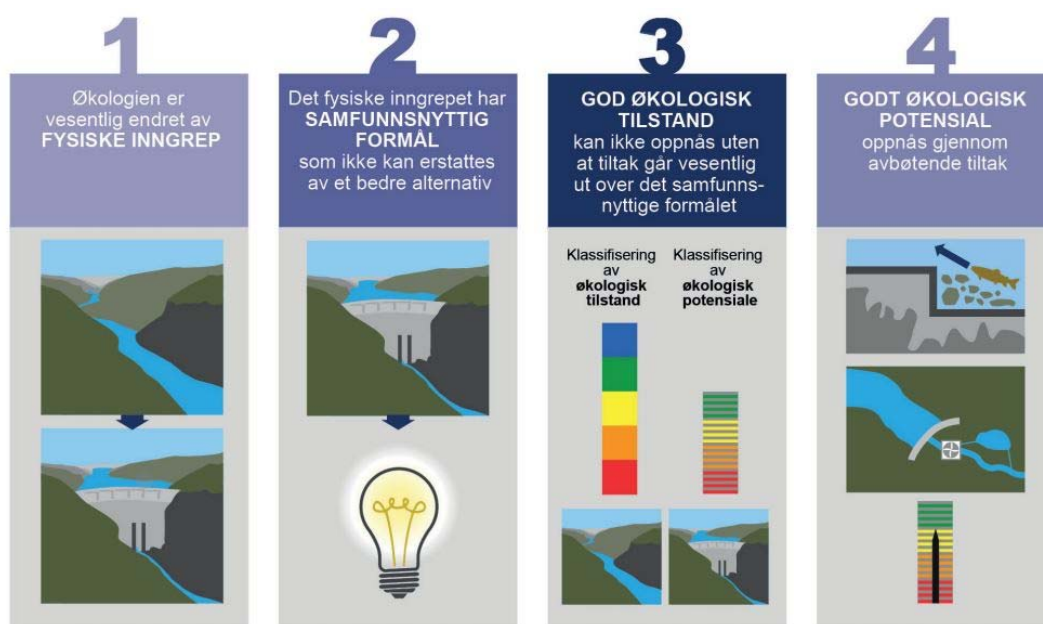
miljømålet 'god økologisk tilstand' (se figur 1.2; Direktoratgruppen vanddirektivet 2018a). I dette prosjektet har vi sett på vannforekomster som har blitt definert som SMVF der det samfunnsnyttige formålet er jordbruksproduksjon.

De fleste vannforekomster som er utpekte som SMVF pga. jordbruksproduksjon er kanaliserte vassdrag, bekkelukninger eller vassdrag med høy grad av erosjonssikring.

I Norge er det vedtatt at den såkalte *tiltaksmetoden* skal benyttes for å fastsette GØP. I denne metoden vurderes hvilke avbøtende tiltak som er realistiske å få gjennomført uten at tiltakene går vesentlig ut over samfunnsnyttien eller er uforholdsmessig kostnadskrevenende. Den samlede økologiske effekten av de realistiske tiltakene utgjør miljømålet GØP. Med andre ord er det de mulige tiltakene som definerer miljøpotensialet som kan oppnås.

I tillegg er det også krav om minst god kjemisk tilstand i SMVfer, på linje med naturlige vannforekomster. Det samme gjelder for f.eks. næringsstoffer, her følger miljømålet vanntypen som bestemmes av georegion, klimaregion, størrelse, alkalinitet eller kalkinnhold, innhold av humus og turbiditet. Alle disse egenskapene er uavhengig av graden av hydromorfologisk endring.

Definisjonen av GØP gjør at det blir viktig å finne ut hva slags effekter hydromorfologiske endringer har på økologisk tilstand i vannforekomsten, og hvilken økologisk tilstand som kan oppnås gjennom ulike hydromorfologiske tiltak.



Figur 1.2. Definisjon av Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF): Økologien er endret av fysiske inngrep grunnet samfunnsnyttige formål. God økologisk tilstand kan ikke oppnås uten at dette går vesentlig ut over det samfunnsnyttige formålet, og godt økologisk potensial må derfor oppnås gjennom avbøtende tiltak (illustrasjonen er hentet fra Direktoratgruppen vanddirektivet 2018a).

2 Metoder

2.1 Innsamling av eksisterende data om biologi

Det er hentet eksisterende data fra Vannmiljø¹ og ulike overvåkingsrapporter² i tillegg til de nye data som ble samlet inn i regi av prosjektet. Dette ble gjort for å vurdere om 'våre' stasjoner hadde tilsvarende økologisk tilstand som andre sammenlignbare stasjoner i området, i både sterkt modifiserte og mer naturlige vannforekomster.

2.2 Utvalg av stasjoner for nye analyser

Aktuelle stasjoner ble valgt ut basert på studier av kart, databasene vann-miljø og vann-nett, samt befarings av lokalitetene i juli 2019. Regional forvaltning og Frivillige tiltak i landbruket bistod i befaringsen.

Etter dette sto vi igjen med 19 lokaliteter, hvorav 12 hadde prøver av biologiske kvalitetselementer. Kriteriene for utvelgelsen var:

- Vannforekomstene burde ha samme vanntype.
- Vannforekomstene skulle være sterkt modifiserte pga. jordbruk.
- Det skulle være minst mulig avrenning fra spredt avløp, renseanlegg eller tettsteder
- Viktigste påvirkning i tillegg til jordbruksavrenning skulle være endret habitat som følge av morfologiske endringer. Fortrinnsvis skulle det være variasjon i hydromorfologiske endringer mellom stasjonene.

De fleste av de potensielle vannforekomstene ble lukket ut da de hadde vesentlig påvirkning av andre typer påvirkninger enn jordbruk (diffus avrenning fra spredt bebyggelse og byer/tettsteder).

Basert på dette ble det valgt ut tre forskjellige elvestrekninger med tilnærmet lik vanntype: Moderat kalkrik, klar, lavland (R107; seks stasjoner) og moderat kalkrik, humøs, lavland (vanntype R108, fire stasjoner), se tabell 2.1. Fylkesmannen har antydning at det ligger relativt få data til grunn for å skille mellom klar og humøs, derfor har vi sammenlignet disse typene.

De utvalgte nedbørfeltene var Dalabekken og Skas-Heigre kanalen, begge karakterisert som SMVfer i portalen Vann-Nett, og en utrettet bekk som ikke er karakterisert som SMVF, Frøylandsbekken. Denne siste ga informasjon om effekter av en kombinasjon av erosjonssikring og restaureringstiltak, og vi benyttet dessuten denne som en form for 'referansestasjon' for vanntypen. Andre aktuelle referansebekker i samme område viste seg å være krevende å finne.

Det ble tatt prøver fra seks stasjoner i Dalabekken, to stasjoner i Skas-Heigre og to stasjoner i Frøylandsbekken. Lokalitetene ble valgt ut etter mulighet for å ha parvise stasjoner nær hverandre med ulik utforming av den fysiske elvestrekningen, samt om det var kantvegetasjon tilstede eller ikke. Dette ble gjort for å finne ulike kombinasjoner av vanntyper og hydromorfologisk påvirkning.

Oversikt over plassering av stasjoner, koordinater og tilhørig vannforekomst-ID vises i figur 2.1 og tabell 2.1. Detaljerte kart fra de tre utvalgte lokalitetene gis i figur 2.2-2.4. Lokalitetene og stasjonene ble valgt

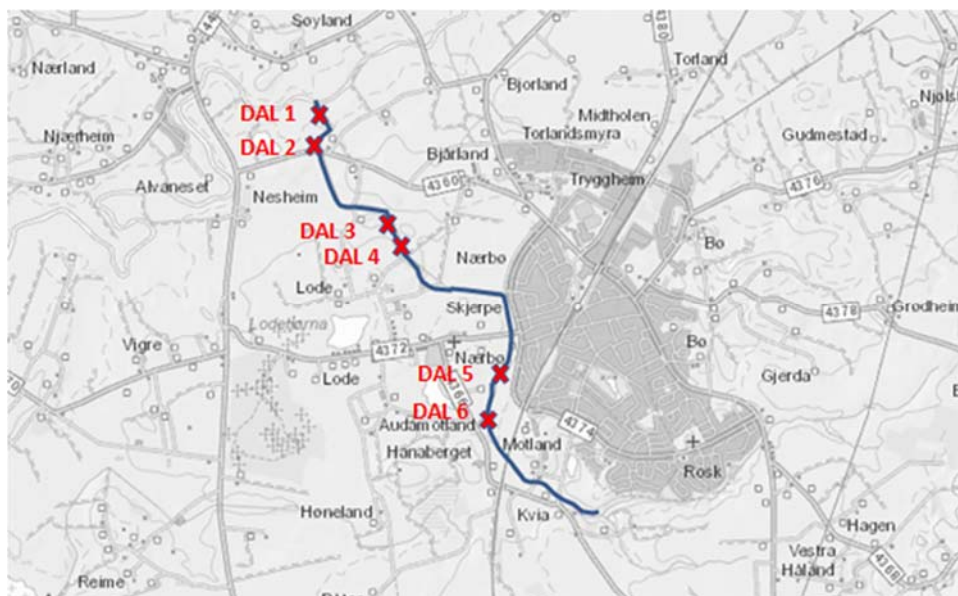
¹ <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>

² <http://www.vannportalen.no/vannregioner/rogaland/vannomrader/jaren/overvaking/felles-overvaking/overvakingsrapporter/>

for å dekke ulike gradienter av hydromorfologisk variasjon og dermed mulige ulike biologiske responser i artssamfunnene.

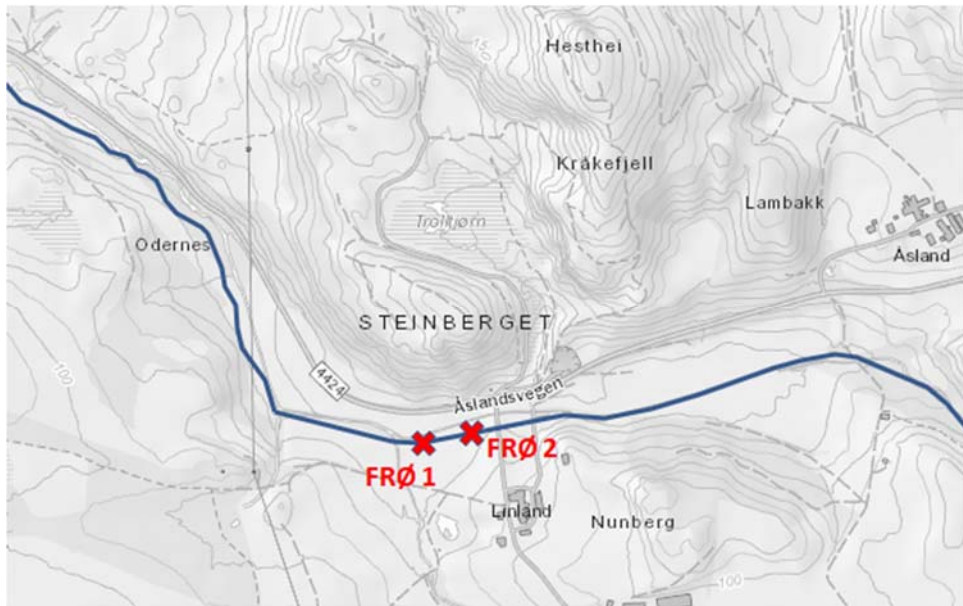


Figur 2.1. Oversiktskart over lokalitetene Dalabekken, Frøylandsbækken (også kalt Frøylandsåna³) og Skas-Heigre, som ble prøvetatt for bunndyr, begroingsalger, fisk og vannplanter september 2019.

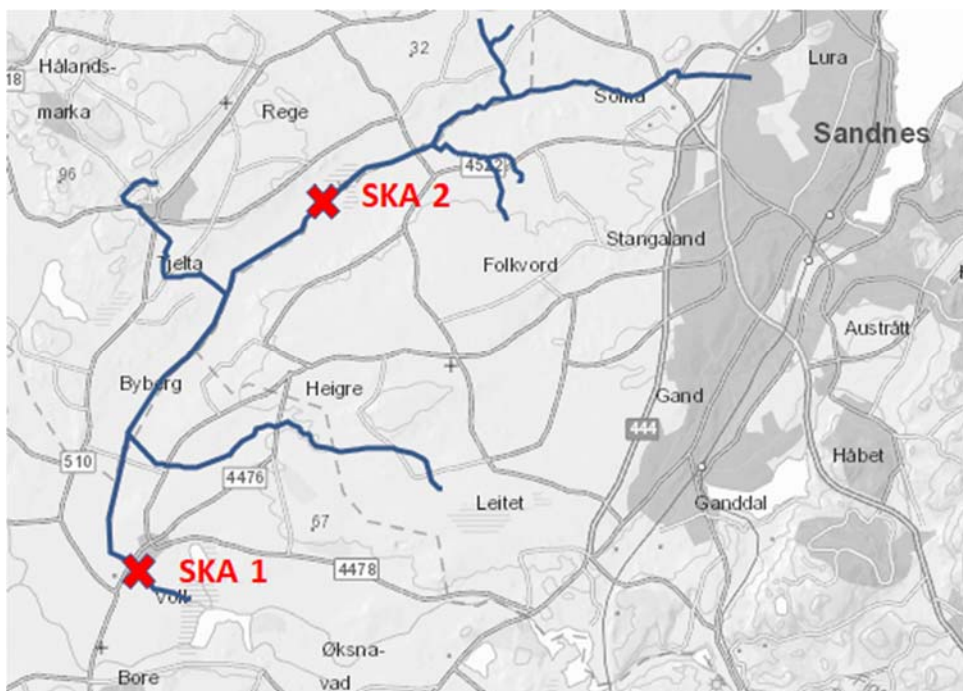


Figur 2.2. Oversikt over prøvetaksstasjoner i Dalabekken.

³ Frøylandsåna er navn på kart i Vannportalen, men lokal forvaltning foreslo at vi brukte Frøylandsbækken, og vi har derfor valgt navnet Frøylandsbækken i denne rapporten.



Figur 2.3. Oversikt over prøvetakingsstasjoner i Frøylandsbekken.



Figur 2.4 Oversikt over prøvetakingsstasjoner i Skas-Heigre kanalen.

Tabell 2.1. Oversikt over lokaliteter og prøvetakingsstasjoner i elvene Dalabekken, Frøylandsbekken og Skas-Heigre som er prøvetatt for bunndyr, begroingsalger, fisk og vannplanter september 2019. Koordinatene er etter UTM32.

Stasjonsnavn	Lokalitet	Vannforekomst ID	Vannmiljø-ID	Vanntype*	Koordinater nord	Koordinater øst
DAL 1	Dalabekken	028-95-R	028-99543	R107	6508863	303317
DAL 2	Dalabekken	028-95-R	028-99544	R107	6508790	303289
DAL 3	Dalabekken	028-95-R	028-99545	R107	6508199	303823
DAL 4	Dalabekken	028-95-R	028-99546	R107	6508075	303884
DAL 5	Dalabekken	028-95-R	028-99547	R107	6506796	304627
DAL 6	Dalabekken	028-95-R	028-99548	R107	6507079	304653
FRØ 1	Frøylandsbekken	028-84-R	028-99549	R108	6519719	313791
FRØ 2	Frøylandsbekken	028-84-R	028-99550	R108	6519765	313917
SKA 1	Skas-Heigre	028-114-R	028-50887	R108	6523260	303747
SKA 2	Skas-Heigre	028-114-R	028-99551	R108	6527867	305800

* R107: Klar, moderat kalkrik, lavland; R108: Humøs, moderat kalkrik, lavland.

2.2.1 Dalabekken (SMVF)

Dalabekken er en sideelv til Håelva og renner sør og vest for Nærbø. Det ble valgt ut seks stasjoner i Dalabekken. Stasjonene DAL 1 og DAL 2 er plassert et lite stykke oppstrøms utløpet til Håelva. Begge stasjonene var kanaliserte og steinsatt (figur 2.5). Kantvegetasjonen ved DAL 1 bestod av høyt gress og det var lite skygge i vannstrømmen. Ved DAL 2 var det en rekke med høye grantrær som ga stor skyggedekning. Det var betydelig mer vannplanter i vannstrømmen på stasjon DAL 1 enn ved stasjon DAL 2. Substratet var tilnærmet likt ved begge stasjoner med varierende grus og småstein.



Figur 2.5. Oversiktsbilde av de to stasjonene i Dalabekken, DAL 1 (t.v.) og DAL 2 (t.h.) Foto: Ruben A. Pettersen (NIBIO).

Stasjonene DAL 3 og DAL 4 ligger et stykke lenger oppstrøms, vest for Nærbø. Elvestrekningen var kanalisert og forbygd med kanter som var 2 - 3 meter høye (figur 2.6). Kantvegetasjonen ved begge stasjonene bestod for det meste av gress. Ved DAL 4 var det i tillegg noen få spredte trær langs strekningen som ga lite skygge. Substratet ved DAL 3 bestod for det meste av større stein og steinblokker med noe grus mellom. DAL 4 hadde en høyere andel grus og mindre store stein og steinblokker.



Figur 2.6. Oversiktsbilde av to stasjoner lenger oppstrøms i Dalabekken, DAL 3 (t.v.) og DAL 4 (t.h.). Foto: Ruben A. Pettersen (NIBIO).

Stasjonene DAL 5 og DAL 6 lå lengst oppstrøms ved parkeringen til Jærmuseet vest for Nærbø. Elvestrekningen var delvis steinsatt, og deler av kanten var rast ut. Elvestrekningen var også mer buktende og ikke like kanalisert som de øvrige stasjonene i Dalabekken. Kantvegetasjonen ved DAL 5 bestod hovedsakelig av middels til store løvtrær med mye overhengende vegetasjon. Bunnsubstratet bestod for det meste av grus og mindre stein i tillegg til en liten andel større stein og steinblokker. Ved DAL 6 var det mindre overhengende kantvegetasjon og derfor mer lys som traff vannoverflaten. Substratet bestod av noe mer større stein enn ved DAL 5, i tillegg til mindre andel av grus, småstein og større steinblokker.



Figur 2.7. Oversiktsbilde av de to stasjonene lengst oppstrøms i Dalabekken, DAL 5 (t.v.) og DAL 6 (t.h.). Foto: Faun Naturforvaltning og Ruben A. Pettersen (NIBIO).

2.2.2 Skas-Heigre (SMVF/kunstig anlagt vannforekomst)

Skas-Heigre kanalen renner sørvest for Sandnes og ut i Grudavatnet. Vannforekomsten er SMVF og kunstig, siden vann er pumpet ut av et tidligere våtmarksområde. Pumpestasjonen representerer høyst sannsynlig et vandringshinder, og de to stasjonene for prøvetaking i Skas-Heigre ligger hhv. nedstrøms (SKA1) og oppstrøms (SKA2) pumpestasjonen.

Stasjonen lengst nedstrøms (SKA 1) er plassert ved JOVA-programmets eksisterende prøvetakingsstasjon ved Voll, nedstrøms bilveien (www.nibio.no/jova). Kanalen var steinsatt og sakteflytende ved prøvepunktet. Kantvegetasjonen langs kanalen var hovedsakelig høyt gress med lite overhengende vegetasjon fra trær (ca. 1 %), noe som ga lite skygge i vannet. Kanalens kanter skrår bredt ut fra vannkanten og dette bidro til gode lysforhold i kanalen. Substratet bestod for det meste av silt og grus i tillegg til noen større steinblokker.

Stasjonen lenger oppstrøms i kanalen (SKA 2) er plassert i nærheten av Heigremyra naturreservat. Kanalen var steinsatt, men smalere enn ved SKA 1. Stasjonen var plassert i forbindelse med et mindre stryk/fall hvor substratet for det meste bestod av større steinblokker og grus i varierende størrelse. Kantvegetasjonen bestod for det meste av høyt gress og noen få høyere trær ved øverste delen av stasjonen. Kantvegetasjonen ga sparsomt med skygge til vannstrømmen, men noe mer enn ved SKA 1 siden skråningen ned til vannet var brattere.



Figur 2.8. Oversiktsbilde av stasjonene i Skas-Heigre kanalen, SKA 1 (t.v.) og SKA 2 (t.h.). Foto: Ruben A. Pettersen (NIBIO).

2.2.3 Frøylandsbekken: Restaurert elvestrekning

Frøylandsbekken er ikke klassifisert som en SMVF, men deler av strekningen er kanalisert og steinsatt (figur 2.9). Frøylandsbekken renner vest for Figgjø og ut i Frøylandsvatnet. I mai 2018 ble det utført erosjonssikring på deler av strekningen. Tiltakene som ble gjort var blant annet steinsetting og utlegging av stein, det siste var utført som habitatforbedrende tiltak. Stasjonene som ble valgt i Frøylandsbekken er plassert på den strekningen hvor det hadde blitt gjort tiltak (FRØ 1), samt oppstrøms for denne i et område med god kantvegetasjon (FRØ 2). Det var ikke noen kantvegetasjon på FRØ 1 før restaurering.

Kantvegetasjonen i FRØ 1 bestod hovedsakelig av gress eller høy urtevegetasjon/busker som ga lite skygge i vannstrømmen. Substratet bestod av for det meste av grus og større stein.

Stasjonen FRØ 2 var plassert oppstrøms FRØ 1, på en strekning med mye kantvegetasjon. Vegetasjonen var tett og bestod for det meste av høye trær som ga mye skygge i vannstrømmen. Substratet bestod av grus, større stein og noe større steinblokker.

Frøylandsbekken ble derfor en stasjon som representerte en form for referanse til SMVF-stasjonene, samtidig som vi vurdere eventuell effekt av de utførte tiltakene i nedre stasjon.



Figur 2.9. Oversiktsbilde av stasjonene i Frøylandsbekken, FRØ 1 (t.v.) og FRØ 2 (t.h.). Foto: Faun Naturforvaltning og Ruben A. Pettersen (NIBIO).

2.3 Innsamling av biologiske data i 10 stasjoner

Feltarbeid og innsamling av data ble utført fra 23. til 26. september 2019.

Vi har valgt å inkludere flere kvalitetslementer enn det som er vanlig ved slike undersøkelser, og har også bestemt flere arter enn det som er nødvendig for å benytte allerede etablerte indekser. Dette ble gjort for å sikre at utarbeidelsen av GØP i SMVFER i jordbruksområder skulle få et bredest mulig datamateriale. Det var med andre ord viktig at vi hadde en metode som var åpen for at terskelverdier i SMVFER kunne være annerledes enn i vannforekomster *uten* store hydromorfologiske inngrep.

2.3.1 Begroingsalger og heterotrof begroing

Prøvetaking av begroingsalger ble gjennomført etter gjeldende metodikk beskrevet i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018b), der en strekning på ca. 10 meter ble undersøkt med vannkikkert. Antatt ulike makroskopiske alger som kunne observeres visuelt som tråder eller belegg, ble overført til hvert sitt prøveglass. Mikroskopiske alger ble samlet ved å børste av overflaten på ti steiner (areal: ca. 8 x 8 cm), hver med en diameter på 10 – 20 cm fra områder av elva som en forventer ligger under laveste vannstands nivå. Steinene blir børstet i et kar med ca. 1 liter vann hvor materialet blandes og overføres til et prøveglass (blandprøve). Observasjoner av heterotrof begroing ble samlet på egne prøveglass og det ble notert dekningsgrad (%). Prøvene ble tilsatt Lugols løsning for konservering og deretter oppbevart mørkt og kjølig frem til artene ble bestemt ved bruk av mikroskop.

Klassifisering på bakgrunn av påvekstalger gjøres ved å bruke indeksen som kalles PIT (Periphyton Index of Trophic status) etter gjeldende klassifiseringsveileder 02:2018. Prinsippet her er at ulike arter har blitt gitt indeksverdier etter toleranse. Endelig klassifisering gjøres på bakgrunn av gjennomsnittlig indeksverdi. Denne indeksen avdekker primært belastning av næringssalter, og lav indeksverdi indikerer høy sensitivitet. I denne undersøkelsen har alle bekkene et kalsiuminnhold på over 1 mg/l, og da er klassegrensene som angitt i tabell 2.2.

Tabell 2.2. Klassegrenser for begroingsalger (PIT) i lokaliteter med kalsiuminnhold > 1 mg/l.

Kvalitetselement	Referanseverdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Begroingsalger (PIT)	6,71	< 9,69	9,69 – 16,18	16,18 – 31,34	31,34 – 46,50	> 46,50

Heterotrof begroing ble kun samlet inn en gang i forbindelse med innsamlingen av begroingsalger, og er vurdert etter klassifiseringsveileder 02:2013 (Direktoratsgruppen 2013), fordi vi benyttet indeksen HBI (2013) og ikke HBI2 (2018) som baseres på minst to prøvetakinger i året (vår og høst). HBI benyttes ofte, og kan sammenlignes med tidligere rapporter. Med heterotrof begroing menes bakterier og sopp som vokser på elvebunnen eller som epifytter på alger og vannplanter. Ved optimale betingelser kan de vokse raskt og oppnå stor biomasse på kort tid. Dette inntreffer gjerne ved gunstige næringssituasjoner, som f.eks. ved lokaliteter hvor det er kloakklekkasjer, avrenning fra gjødselkjellere eller utslipp fra industri (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b).

Hvis det ble observert synlig heterotrof begroing på en stasjon, ble det tatt prøver av materialet, som senere ble artsbestemt på laboratorium. Vi har skilt mellom soppen *Leptomitus lacteus* og/eller bakterien *Sphaerotilus natans* «lammehaler». I tillegg blir dekningsgraden til soppen/bakterien estimert på den undersøkte strekningen av elva eller bekken. Dersom det ikke er synlig begroing av denne typen, men en eller flere av disse mikroorganismene observeres i blandprøven for begroingsalger, skal dekningsgraden settes til mindre enn 1 %. Klassegrenser for indeksen som går på heterotrof begroing (HBI) er angitt i tabell 2.3.

Tabell 2.3. Klassegrenser for heterotrof begroing (HBI).

Kvalitetselement	Referanseverdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Heterotrof begroing %	0 %	0 %	< 1 %*	1 – 10 %	10 – 50 %	> 50 %

*Kan forekomme mikroskopisk.

2.3.2 Bunndyr

Innsamlingen av bunndyr ble utført ved bruk av sparkemetoden, i henhold til norsk standard (NS-EN ISO 10870:2012). Prosedyren for denne metoden er beskrevet i Miljødirektoratets veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b). Den går ut på at en finmasket håv plasseres på elvebunnen mot vannstrømmen. 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 og vannføring (strykpartier) og stille loner med et grovkornet (grus, stein) 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 3 slike prøver er samlet inn (samlet tid ca. 1 minutt) tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling. Samlet blir det da 3 prøver á 1 minutt. Med 3 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 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 BMWP-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.

Prøvetaking av bunndyr tas fortrinnsvis to ganger i året (vår og høst) for å plukke opp årlig variasjon i tilstand (surstøt etter snøsmelting på våren). Om det kun er rom for en prøvetaking i året prioriteres prøvetaking på høsten etter Veileder 02:2009 «Overvåkning av miljøtilstand i vann» (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2009).

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) (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Klassegrensene ved fastsetting av økologisk tilstand er de samme for alle elvetyper (tabell 2.4).

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 forurensningspåvirkning enn der det beregnes ASPT. Individantallet var over 75 i alle prøvene fra Dalabekken, Skas-Heigre og Frøylandsbekken.

Tabell 2.4. Klassegrenser for bunndyr (ASPT).

Kvalitetsэлемент	Referanseverdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Bunndyr (ASPT)	6,9	> 6,8	6,8 – 6,0	6,0 – 5,2	5,2 – 4,4	< 4,4

2.3.3 Vannplanter

Det ble foretatt undersøkelser av vannplanter (makrovegetasjon/makrofytter) på hver stasjon. Vannplanter er planter som har sitt normale habitat i vann og deles ofte inn i helofytter (sivvegetasjon) og «ekte» vannplanter. Det er kun «ekte» vannplanter som er registrert her, siden de er disse som inngår i klassifiseringssystemet.

Metodikken for prøvetaking av vannplanter er beskrevet i gjeldende klassifiseringsveileder (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b). Denne er i utgangspunktet tilpasset innsjøer, så metodikken vi har benyttet er noe modifisert for å tilpasses prøvetaking i bekker/elver. Undersøkelsen ble utført ved at en strekning på ca. 10-15 meter på hver stasjon ble undersøkt med vannkikkert. Arter som ble observert på strekningen ble notert i tillegg til at det ble gjort en mengdevurdering av hver enkelt art vha. av en 5-delt semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Dominerende sedimenttype ble beskrevet på hver stasjon i tillegg til parametere som kan tenkes å kunne påvirke vannplantenes mengde og utbredelse

(vannhastighet, algebegroing, mulig forurensningskilder, osv.). Hvis det var arter som ikke kunne artsbestemmes i felt, ble eksemplarer tatt med og bestemt på laboratorium.

I gjeldende klassifiseringsveileder er det ikke utviklet en egen indeks for elver, som går på vannstandsendringer. Vi har derfor valgt å benytte vannstandsindeksen (Wic) for innsjøer, som er utviklet for klassifisering av vannplanter i reguleringsmagasiner. Elvene vi har undersøkt har vanntype R107 og R108 og vi har derfor benyttet klassegrenser for vanntypene L107 og L108 ved utregning av Wic-indeksen. Indeksen er basert på forholdet mellom antall sensitive arter og antall tolerante arter. Sensitive arter er arter som trives best når vannstanden er stabil og kan reduseres i mengde hvis vannstanden varierer mye gjennom sesongen (Mjelde m. fl. 2013). Tolerante arter er arter som øker i mengde, hvis vannstanden varierer i løpet av året (Mjelde m. fl. 2013). I klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b) står det oppført hvilke arter som er sensitive og toleranse for vannstandsendringer. Wic- indeksen regnes ut ved å se på forholdet mellom antall arter som er sensitive og antall arter som er tolerante. Det finnes ingen referanseverdi for vanntypene L107 og L108, og det er derfor ikke mulig å regne ut EQR-verdier (tabell 2.5). I slike tilfeller kan nEQR settes til middelveidien i den aktuelle tilstandsklassen (0,9 for svært god, 0,7 for god, 0,5 for moderat, 0,3 for dårlig og 0,1 for svært dårlig tilstand).

Vi har vi også benyttet trofi-indeksen (Tic) for å si noe om elvene er eutrofipåvirket. Denne indeksen baserer seg på forholdet mellom arter som er sensitive og tolerante ovenfor eutrofiering. Det er laget en egen trofi-indeks som er tilpasset elver, men det er kun oppgitt klassegrenser vanntypene R106 og R206. Vi har derfor valgt å benytte trofi-indeksen laget for innsjøer og har benyttet klassegrenser for vanntypene L107 og L108, siden denne vanntypen er mer lik R107 og R108.

Tabell 2.5. Klassegrenser for Wic- og Tic-indeksene på vannplanter for vanntypene L107 og L108.

Indekser	Referanseverdi	I (Svært God)	II (God)	III (Moderat)	IV (Dårlig)	V (Svært dårlig)
Wic	NA	≥19,7	19,7-9,1	9,1-(-32,6)	≤-32,6	NA
Tic (L107)	74	74-66	66-30	30-5	5 -(-35)	<(-35)
Tic (L108)	69	69-67	67-30	30-5	5 -(-35)	<(-35)

2.3.4 Fiskeundersøkelser

Tetthetsundersøkelse av fisk ble foretatt på alle stasjoner der dette var mulig etter Bohlin m. fl. (1989) og norsk standard for El-fiske, og tilpasset anbefalinger i veilederen for vanndirektivet (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018b). Elektrisk fiskeapparat (Terik Technology), har maksimum spenning på 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. Innstilling av volt og frekvens ble justert ut ifra ledningsevnen i vannet. På hver stasjon ble en lengde og bredden overfisket justert slik at det ble ca. 100 m². Fisken ble artsbestemt og målt lengden 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 m² (vedlegg 2). Tilstandsvurderinger ble utført bakgrunn av dette, med kriteriene gitt i Direktoratsgruppen vanndirektivet (2018b) og Sandlund m. fl. (2013). Fiskepopulasjonens artssammensetning, bestandstruktur og livshistorie tas med i vurderingene når tilstanden fastsettes. Andre kriterier som blir vurdert er: introduserte arter, utsetting, kalking, biotiltak og beskatning. I denne rapporten er det brukt klassifisering etter ungfisk av laksefisk i mindre og lavereliggende elver og bekker, der habitat også er en del av vurderingen (se tabell 6.15 i veileder 2:2018).

2.4 Klassifisering av de biologiske kvalitetselementene

De undersøkte vannforekomstenes tilstand har blitt vurdert etter fastsatte indekser gitt i Direktoratetsgruppen vanndirektivet (2018b). Ved klassifisering av analyseresultatene for begroingsalger beregnes PIT-indeksen (Periphyton Index of Trophic status) mht. eutrofiering (Schneider og Lindstrøm, 2011), vannplanter med hensyn til hydromorfologiske forandringer WI_c indeks (level-draw-down Index) og eutrofiering TI_c indeks (Trofiindeks for vannplanter) (Mjelde m. fl. 2013). Virvelløse dyr ble beregnet ved ASPT indeks (Average Score per Taxon). Fisk ble vurdert etter indeksen «økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med laksefisk» fra Direktoratetsgruppen vanndirektivet (2018b), modifisert fra Sandlund m. fl. (2013).

Prinsippet her er at ulike arter er gitt indeksverdier etter toleranse, og hvor klassifiseringen gjøres på bakgrunn av gjennomsnittlig indeksverdi. Det beregnes EQR (Ecological Quality Ratio) og normaliserte EQR verdier (nEQR), som benyttes for tilstandsklassifisering (tabell 2.6). For nEQR er klassegrensene alltid de samme.

Tabell 2.6. Klassegrenser med fargekode for normaliserte EQR-verdier (Ecological Quality Ratio) for alle kvalitetselementer.

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

2.5 Karakterisering av det hydromorfologiske habitatet

Vanntypologi og hydromorfologiske karakteristika hadde på forhånd blitt studert av rapportens forfattere, ved hjelp av kart og flyfoto.

De ulike habitatkarakteristikkene ble notert i feltprotokoller i %-kategorier eller %-andel. Der hvor nøyaktig vurdering ikke kunne gjøres i felt ble karakteristikkene plassert i kategorier (for eksempel ble 1-25 % midlet til 12,5 %, osv.).

Tabell 2.7 viser hydromorfologiske kvaliteter med kategoribetegnelser inndelt i 3, hvorav 1 antas å være minst positiv og 3 antas å være mest positiv for miljøet. Disse antakelsene er utført av rapportens forfattere og baserer seg i hovedsak på hva som er bra for fisk. Dette er altså basert på ekspertvurderinger, og bør justeres i påfølgende undersøkelser av biologiske kvalitetselement i jordbrukspåvirkede vannforekomster som enten er SMVF eller morfologisk påvirket.

Tabell 2.7. Kategoribetegnelser for hydromorfologiske kvaliteter

Hydromorfologiske kvaliteter	Kategori		
	1 (antatt minst positivt for miljøet)	2 (mellomklasse)	3 (antatt best for miljøet)
Elvetype	SMVF	-ingen lokalitet-	Restaurert/naturlig
Elvestrekningens morfologi	Rett, kanalisert	-ingen lokalitet-	Svingete, naturlig
Steinsetting av kanter	Steinsatt	-ingen lokalitet-	Kun delvis steinsatt
Kantvegetasjon*	Gress eller Høye nåletrær	Gress og små trær	Høye og lave trær (stor variasjon)
Skygge (overheng av planter)**	0% og 88%	5-15%	-ingen lokalitet-
Bunnsubstrat	Liten variasjon: kun 2 kornstørrelser representert, eller én kornstørrelse utgjorde over 70%.	Noe variasjon: tre ulike kornstørrelser representert, ingen kornstørrelse utgjorde mer enn 50%	Stor variasjon: fire ulike kornstørrelser representert, ingen kornstørrelse utgjorde mer enn 50%

* For kantvegetasjon ble kanter med høye, tette grantrær satt i samme kategori som gras. Dette fordi grantrærne gir et svært ensartet habitat med kraftig skygge og lite variasjon.

** I kategori 1 er gras (0% overheng) og grantrær (88% overheng) satt i samme kategori (=1; negativt for fisk), siden disse enten gir ingen skjul eller skygge (Gras) eller for mye skygge (grantrær).

Tabell 2.8 og 2.9 gir en oversikt over prøvetatte stasjoners hydromorfologiske karakteristikk.

Tabell 2.8. Oversikt over hydromorfologiske karakteristikk av de prøvetatte stasjonene.

Stasjonsnavn	Elvetype	Utforming		Kantvegetasjon	
		Morfologi elvestrekning	Steinsatt	Type	% overheng
DAL 1	SMVF	Rett/kanalisert	Ja	Gress	0
DAL 2	SMVF	Rett/kanalisert	Ja	Høye trær	88
DAL 3	SMVF	Rett/kanalisert	Ja	Gress	12,5
DAL 4	SMVF	Rett/kanalisert	Ja	Gress, små trær	12,5
DAL 5	SMVF	Svingete/naturlig utforming	Delvis	Små trær, høye trær	5
DAL 6	SMVF	Svingete/naturlig utforming	Delvis	Gress, små trær	12,5%
FRØ 1	Tiltak/restaurert	Rett/kanalisert	Ja	Gress	0
FRØ 2	Tiltak/restaurert	Rett/kanalisert	Ja	Høye trær	88
SKA 1	SMVF	Rett/kanalisert	Ja	Gress, små trær	1
SKA 2	SMVF	Svingete/naturlig utforming	Delvis	Gress, små trær	12,5

Substratet (kornfordeling av bunnsedimentet) ved de ulike stasjonene ble også notert og inndelt i kategoriene silt (< 2 mm), grus (2 – 20 mm), stein 1 (20 – 100 mm), stein 2 (100 – 250 mm) og stor stein/blokk (> 250 mm) (tabell 2.9).

Tabell 2.9. Oversikt over prosentfordeling av substrattypen ved de ulike stasjonene prøvetatt høsten 2019.

Stasjonsnavn	Substrattypen %				
	Silt < 2 mm	Grus 2 - 20 mm	Stein 1 20 - 100 mm	Stein 2 100 - 250 mm	Stor stein/blokk > 250 mm
DAL 1	0	30	70	0	0
DAL 2	0	50	50	0	0
DAL 3	0	5	25	25	45
DAL 4	0	80	10	5	5
DAL 5	0	40	50	5	5
DAL 6	0	5	10	80	5
FRØ 1	0	50	20	30	0
FRØ 2	0	50	10	20	20
SKA 1	40	40	0	0	20
SKA 2	10	5	5	5	75

Oversikt over fordeling av vannvegetasjon ved de ulike stasjonene vises i tabell 2.10. I felt ble %-fordeling av vannvegetasjon kategorisert i en av fire klasser; 1: 0 %, 2: 1-33 %, 3: 34-66 % og 4: >66 % dersom ikke nøyaktig %-fordeling ble notert. For å kunne bruke dataene i statistiske analyser ble klassens middelværdi benyttet. Det er denne verdien som presenteres i tabellen for vannvegetasjon.

Tabell 2.10. Oversikt over prosentfordeling av vannvegetasjon etter type ved de ulike stasjonene prøvetatt høsten 2019. NA = ikke registrert.

Stasjonsnavn	Vannvegetasjon dekningsgrad %		
	Vannplanter	Moser	Begroingsalger
DAL 1	83	16,5	1
DAL 2	16,5	16,5	5
DAL 3	30	50	5,5
DAL 4	50	NA	8,5
DAL 5	0	50	1
DAL 6	0	50	0,5
FRØ 1	2,5	50	50,5
FRØ 2	0	16,5	0,5
SKA 1	16,5	16,5	0,5
SKA 2	16,5	50	30

Strømhastighet vil påvirke biota, bl.a. gjennom endring i oksygenforhold, men denne parameteren endrer seg avhengig av værforholdene. Det ble derfor ikke målt strømhastighet ved den biologiske prøvetakingen. Vannføringen ved prøvetaking ble notert til å være middels-lav (normal).

Basert på det ovenstående ble det utarbeidet en tabell over de 10 stasjonene, med samlet kategori for hydromorfologi, denne er vist i Tabell 2.11, og er basert på forfatterens samlede vurdering.

Tabell 2.11. Samlet oversikt over prøvestasjonenes hydromorfologiske karakteristikk. «1» er antatt dårligst for biologien og «3» er antatt best, utfra vår ekspertvurdering.

Stasjonsnavn	Elvetype	Steinsatte kanter	Kantvegetasjon	% skygge (overheng)	Bunnssubstrat	Gjennomsnitt
DAL 1	1	1	1	1	1	1
DAL 2	1	1	1	1	1	1
DAL 3	1	1	1	2	3	1,6
DAL 4	1	1	2	1	1	1,2
DAL 5	1	3	3	2	3	2,4
DAL 6	1	3	2	2	2	2
FRØ 1	3	1	1	1	3	1,8
FRØ 2	3	1	1	1	3	1,8
SKA 1	1	1	2	1	2	1,4
SKA 2	1	3	2	2	1	1,8

2.6 Statistiske analyser

Statistiske analysemetoder er basert på Erba m. fl. (2019), som ble benyttet i deres arbeid med GØP i Italia. Det ble kun kjørt lineære modeller. Det var for få frihetsgrader til å kunne kjøre hele modellen med alle parameterne, derfor ble hver parameter kjørt for seg i multiple regresjonsmodeller. Etter dette ble enkelte forklaringsgrupper/variable trukket ut og kjørt på nytt, enkeltvis. Forklaringsgrupper var hydromorfologi, dekning av begroingsalger, moser og vannplanter.

2.7 Fastsetting av GØP

Per i dag er det kun satt *foreløpige* miljømål for vannforekomster som er utpekt som SMVF pga. jordbruksdrift. I Rogaland er det f.eks. satt et mål for fosforkonsentrasjonen, samt brukerrelaterte mål om at vannet skal være drikkbart for dyr og være et positivt landskapselement. EUs Vanndirektiv omhandler i stor grad økologi, og det er derfor sterkt ønskelig fra nasjonale, regionale og lokale myndigheters side å knytte biologiske mål til disse vannforekomstene: herunder klassegrenser for fisk, bunndyr og/eller begroingsalger, samt evt. vannplanter.

I denne rapporten har vi derfor søkt å gjennomføre foreslått metodikk i SMVF-veilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2014) for å fastsette GØP i SMVfer i jordbruksområder. Dette skal gi et sett med realistiske tiltak som kan gjennomføres for å bedre vannforekomstenes tilstand, uten å gå vesentlig ut over jordbruksproduksjonen.

I veilederen om SMVF (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2014) er det foreslått et flytskjema for å fastsette godt økologisk potensiale – GØP. De første trinnene i dette flytdiagrammet omfatter:

1. Vurdering av om tiltak er gjennomført og har effekt.
2. Er nye tiltak realistiske?
 - a) Er nye tiltak teknisk og økonomisk gjennomførbare?
 - b) Kan tiltaket gjennomføres uten at det går vesentlig ut over bruken?
 - c) Vil tiltaket ha effekt, bedre de økologiske forholdene?
 - d) Kan tiltaket gjennomføres uten at det går vesentlig ut over miljøet for øvrig?

3. Vurdering av nye tiltak

- a) Oversikt over realistiske tiltak
- b) Oversikt over tiltak som ikke vurderes som realistiske

4. Samling av tiltak som danner grunnlag for GØP

Her samles tiltak fra 1 (eksisterende tiltak) og 3a (nye realistiske tiltak)

5. Vurdering av om tiltakene vil føre til et fungerende økosystem

- a) Her skal tiltakspakken i trinn 4 vurderes: Vil tiltakene samlet gi et fungerende økosystem?

De øvrige trinnene er ikke vurdert i denne rapporten, disse omfatter muligheten for å fastsette mindre strenge miljøkrav, vurdering av om kostnadene ved tiltaket er uforholdsmessig dyre, om tiltakene vil gi effekt innen 2021 eller om det er behov for tidsutsettelse, samt om samlet effekt av tiltakene vil kunne gjøre vannforekomsten så velfungerende at den ikke lenger er en SMVF. Kostnadsaspektet er til dels dekket av trinn 2b, over.

3 Resultater

3.1 Eksisterende vannkvalitetsdata

Vedlegg 1 gir tabeller over andre stasjoner i regionen. Flere av disse stasjonene hadde påvirkning fra avløp og urban avrenning, og det er derfor vanskelig å bruke disse til å sammenligne med de utvalgte åtte SMVF-stasjonene i denne rapporten.

I Vannmiljø ligger tidligere resultater over næringsstoffkonsentrasjoner i stasjon DAL 3 i Dalabekken. Disse viser konsentrasjoner av total fosfor på 57 µg/l, fosfat 18 µg/l, total nitrogen 4338 µg/l, og suspendert stoff 6 mg/l (gjennomsnitt for 2016-2019). Det er også tatt en prøve for karakterisering der farge var 46 mg/l Pt og kalsium var 24 mg/l. Det er dessuten en prøvestasjon for næringsstoff rett ved stasjon DAL 6 der det er målt totalfosfor-konsentrasjon på 112 µg/l, fosfat 27 µg/l, total nitrogen 2755 µg/l, og suspendert stoff 5 mg/l (gjennomsnitt for 2016-2019).

Ved tidligere overvåking har det vært tatt begroingsalger i 2011 og 2018 på stasjon Dalabekken nedre del. Denne stasjonen ligger ved veien som krysser bekken rett oppstrøms «våre» to stasjoner DAL 1 og 2. Det hadde vært liten forandring i nEQR fra 2011 til 2018, fra 0,5 til 0,57, dvs. moderat tilstand. Virvelløse dyr tatt i 2013 på samme sted hadde en nEQR på 0,37 som ikke er så ulik DAL 3 rett oppstrøms, som hadde 0,33 (hentet fra Vannmiljø). Dalabekken har samme belastning av fosfor og nitrogen som de andre sidebekkene som ikke er SMVF i Håvassdraget, basert på en statistisk analyse av prøver hver 14. dag i 2017 og 2018 (Molversmyr 2018). Nedre deler av Dalabekken kan se ut til å oppfylle miljømålet på 65 µg/l totalfosfor da medianen var 56 µg/l (Molversmyr 2018). Derimot var den øvre delen av Dalabekken i svært dårlig tilstand med en median på 115 µg/l totalfosfor (Molversmyr 2018).

En stasjon som ligger i utløpet av Dalabekken til Håelva ble undersøkt i 2017, der ble det el-fisket en gang på 200 m², med resultat 28 laks og en ål (Sægrov og Hellen, 2018). I den samme undersøkelsen ble det fisket på 16 stasjoner i Håelva, der 7 stasjoner ble fisket med tre ganger overfiske etter standardmetode. Resultatene for hele Håelva var at det var gjennomsnittlig 24 laks pr m² og 1,5 ørret av 0+. Av større individer var det i gjennomsnitt 6,3 laks pr m² og 0,1 ørret (Sægrov og Hellen, 2018). I Håelva nedre del (028-10-R) er den økologiske tilstanden for fisk dårlig, det samme gjaldt for bunndyr i 2018 (ASPT 5,18). Begroingsalgene har vist moderat økologisk tilstand i 2011 (PIT 18,98) (Vann-nett).

På den nedstrøms prøvestasjonen i Skas-Heigre, SKA 1, er det i regi av JOVA-programmet jevnlig målinger av næringsstoffer basert på blandprøver. I perioden 2016-2019 var gjennomsnittlig totalfosfor på 116 µg/l, fosfat på 34 µg/l, total nitrogen på 4700 µg/l, og suspendert stoff på 17 mg/l (Hauken m. fl. 2020). Påvekstalg er satt til moderat økologisk tilstand med en PIT 30, undersøkt i 2016 (Torgersen og Værøy 2016).

Det ble i 2018 undersøkt bunndyr og begroingsalger i Timebekken lokalisert ved Bryne på Jæren som er en del av JOVA-programmet. Bekken er ikke lagt inn i Vann-nett som en vannforekomst og har ikke status som SMVF. Utforming av bekkeløpet tilsier at den bør vurderes som en mulig SMVF, da større deler går i kanaler og rør. Det ble undersøkt bunndyr på to stasjoner. nEQR for bunndyr var 0,15 og 0,16 og derfor i svært dårlig økologisk tilstand. Begroingsalgene viste derimot god økologisk tilstand med en nEQR på 0,67 og 0,62 (Pettersen m. fl. upubliserte data).

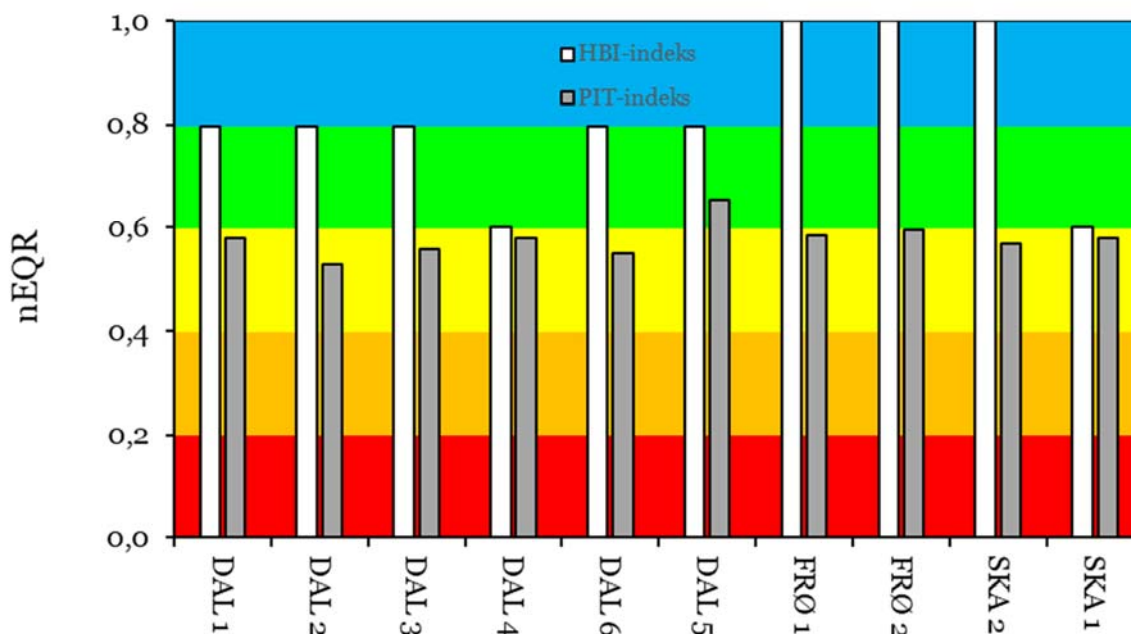
For kommende studier av SMVFER er det viktig at databasene vann-nett og vann-miljø er oppdaterte både på vanntype, hydromorfologisk påvirkning og på gjennomførte undersøkelser av biologiske kvalitetselementer, slik at data kan hentes ut for sammenligning.

3.2 Innsamlede biologiske data

3.2.1 Begroingsalger og heterotrof begroing

Stasjonene i de tre ulike elvene, kom ut med en ganske lik PIT-verdi (figur 3.1). Den viser en økologisk tilstand, som ligger like på grensen mellom tilstandsklasse «moderat» og «god». Det er kun DAL 5, som havner i tilstandsklasse «god». Det ble observert heterotrof begroing på stasjonene DAL 4 og SKA 1 i felt med dekningsgrad på 1 %, og det var observasjon av *Sphaerotilus natans* i mikroskopet på alle stasjonene i Dalabekken. Det ble hverken funnet makroskopiske eller mikroskopiske funn av heterotrof begroing i Frøylandsbekken (FRØ 1 og FRØ 2) eller ved stasjonen SKA 2.

Stasjonene i de tre ulike elvene, kom ut med en ganske lik PIT-verdi (figur 3.1). Den viser en økologisk tilstand, som ligger like på grensen mellom tilstandsklasse «moderat» og «god». Det er kun DAL 5, som havner i tilstandsklasse «god». Det ble observert heterotrof begroing i felt på stasjonene DAL 4 og SKA 1 med dekningsgrad på 1 %, og det var observasjon av *Sphaerotilus natans* i mikroskopet på alle stasjonene i Dalabekken. Det ble hverken funnet makroskopiske eller mikroskopiske funn av heterotrof begroing i Frøylandsbekken (FRØ 1 og FRØ 2) eller ved stasjonen SKA 2.



Figur 3.1. Økologisk tilstand for begroingsalger og heterotrof begroing ble beregnet med hhv. PIT-indeksen, grå søyler (Periphyton Index of Trophic status) og Heterotrof Begroings-indeks (HBI), hvite søyler, og videre utregnet til en normalisert nEQR (Ecological Quality Ratio) som er plottet mot stasjonene. DAL- Dalabekken, FRØ – Frøylandsbekken, SKA- Skas-Heigre.

I Dalabekken var artsmangfoldet relativt likt. Det var generelt lite makroskopiske funn av alger, da elvebunnen på mange av stasjonene var dekket av vannplanter eller elvemose. DAL 5 og DAL 2 hadde også mye overhengende vegetasjon, som gir dårlig lystilgang og dermed dårligere vekstvilkår for begroingsalgene. Det ble funnet mellom 5-8 indikatorarter på hver stasjon. Det var funn av rødalgen *Audouinella hermannii*, gulgrønnalgen *Vaucheria sp.* og soppen *Sphaerotilus natans* som trekker den gjennomsnittlige PIT-verdien opp på hver stasjon. Dette er arter som trives i eutrofe vann og ble funnet på alle stasjonene utenom DAL 5 der det kun ble registret *Audouinella hermannii* og *Sphaerotilus natans*. Dette gjør at DAL 5 havner i tilstandsklasse «god», mens de resterende stasjonene i Dalabekken havner i tilstandsklasse «moderat».

Det var noe forskjeller i artsmangfoldet mellom de to stasjonene i Frøylandsbekken (FRØ 1 og FRØ 2), selv om de fikk nesten samme verdi på PIT-indeksen. FRØ 2, som er lokalisert noe oppstrøms FRØ 1, hadde mye overhengende vegetasjon. Algene har dermed dårlig lystilgang, noe som kan begrense veksten. Cyanobakterien *Geitlerinema splendidum* og rødalgen *Audouinella hermannii* var artene med høyest PIT-verdi. Begge artene er typiske i eutrofe vann og bidrar derfor til å øke den gjennomsnittlige PIT-verdien på stasjonen. FRØ 1 hadde til forskjell fra FRØ 2, lite overhengende vegetasjon og vekstforhold for alger ble vurdert til å være ideelle. Her ble det gjort flere makroskopiske funn av alger, med *Vaucheria sp.* som dominerende art på stasjonen (dekket ca. 50 % av elvebunnen på den undersøkte strekningen).

Det var også noe forskjell i artsmangfoldet på stasjonene i Skas-Heigre kanalen. Det ble funnet flere indikatorarter på stasjonen lengst oppstrøms (SKA 2), sammenlignet med stasjonen like før utløpet til Grudavatnet (SKA 1). Likevel får stasjonene nesten den samme verdien på PIT-indeksen, som tilsvarer en nEQR-verdi i tilstandsklasse «moderat». Dette skyldes at det ble funnet arter med relativt høye PIT-verdier på begge stasjonene. Det ble i tillegg observert makroskopiske funn av *Sphaerotilus natans* «lammehaler» på stasjonen SKA 1.

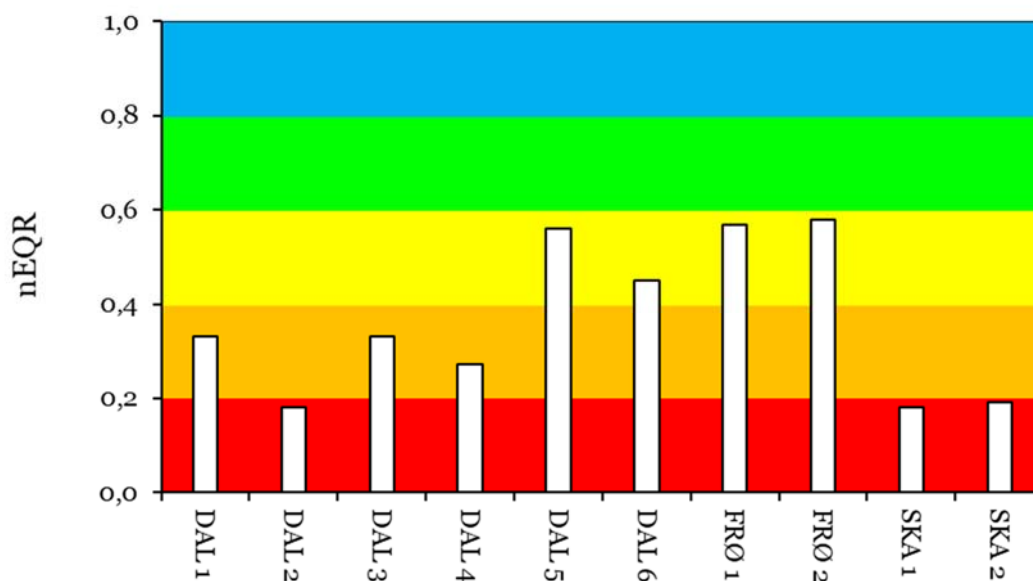
Resultatene fra alle stasjonene er oppsummert i tabell 3.1; artslistene finnes i Vedlegg 4.

Tabell 3.1. Oversikt over data som inngår i eutrofiindeksen for begroingsalger (PIT) og heterotrof begroing (HBI), samt indeksverdi og nEQR-verdi.

Stasjon	DAL 1	DAL 2	DAL 3	DAL 4	DAL 5	DAL 6	FRØ 1	FRØ 2	SKA 1	SKA 2
Vanntype	R107	R107	R107	R107	R107	R107	R108	R108	R108	R108
Totalt antall indikatorarter	8	5	7	8	5	6	6	6	3	7
Totalt antall arter	8	5	7	8	5	6	6	6	3	7
PIT-verdi	17,62	21,27	19,04	17,61	19,73	14,21	17,10	16,37	18,34	17,54
nEQR (PIT)	0,58	0,53	0,56	0,58	0,55	0,66	0,59	0,59	0,57	0,58
HBI-verdi	0,010	0,010	0,010	1,00	0,010	0,010	0	0	1,0	0
nEQR (HBI)	0,80	0,80	0,80	0,60	0,80	0,80	1,00	1,00	0,60	1,00

3.2.2 Bunndyr

Stasjonene som ble prøvetatt viste en relativt god gradient gjennom tilstandsklassene «moderat» til «svært dårlig» (figur 3.2). Stasjonene i Skas-Heigre (SKA 1 og SKA 2) og stasjonen DAL 2 i Dalabekken havnet i klasse «svært dårlig» og skilte seg klart ut fra de andre stasjonene i henhold til artsmangfold og artssammensetning (tabell 3.2, vedlegg 3). Disse stasjonene hadde få EPT-arter (3 – 5 arter) og manglet gruppen steinfluer. Heller ikke ved DAL 1 (nedstrøms DAL 2) ble det funnet steinfluer, men denne stasjonen hadde noe høyere antall av vårfluer og døgnfluer. DAL 1, DAL 3 og DAL 4 havnet alle i tilstandsklasse «dårlig».



Figur 3.2. Virvelløse dyr ble beregnet med ASPT-indeksen (Average Score per Taxon) og videre utregnet til en normalisert nEQR (Ecological Quality Ratio) som er plottet mot stasjonene. DAL- Dalabekken, FRØ - Frøylandsbekken, SKA- Skas-Heigre.

Stasjonene i Frøylandsbekken og stasjonene øverst i Dalabekken (DAL 5 og DAL 6) kom best ut på ASPT av alle stasjonene (øverste sjiktet av tilstandsklassen «moderat»). Disse stasjonene hadde også høyeste antall arter og var de eneste stasjonene hvor det ble registrert et mangfold av steinfluer. Stasjonene DAL 3 og DAL 4 var de eneste av de andre stasjonene hvor det ble registrert steinfluer, og her ble det kun funnet to individer totalt, ett individ av slekten *Amphinemura* ved DAL 3 og ett individ av *Leuctra hippopus* ved DAL 4.

Stasjonene DAL 5 og DAL 6 hadde høyest antall av individer av alle stasjonene som ble prøvetatt. Høy biomasse totalt og høy biomasse av enkelte grupper eller arter kan indikere en økt næringstilgang (eutrofiering), som ASPT-indeksen ikke plukker opp.

Økende andel EPT-arter av totalt antall arter registrert i prøven samsvarer med økende ASPT-verdi ($\chi^2=0,81$, $p = 0,0004$). Der ASPT var i øvre sjiktet av «moderat» og nærmet seg «god» tilstand var andelen EPT-arter i prøven på litt over 60 %. Grensen mellom «moderat» og «dårlig» så ut til å ligge på ca. 40 %. Unntaket var ved stasjonen DAL 1 hvor prosentandelen EPT-arter lå på 42,1 % og stasjonen havnet midt i tilstandsklasse «dårlig». Stasjonen hadde mange EPT-arter i forhold til totalt antall arter. ASPT-verdien ved DAL 1 påvirkes særlig på grunn av flere funn av snegl (tre familier) som scorer lavt på ASPT og trekker ned gjennomsnittet. Selv om det ikke ble funnet mange individer av snegl (5 totalt), gjør dette utslag på ASPT ettersom flere familier er representert.

Tabell 3.2. Oversikt over antall individer og antall arter totalt, antall EPT-arter og % andel EPT arter av totalantall arter av bunndyr samlet ved ulike stasjoner i Dalabekken, Frøylandsbekken og Skas-Heigre på Jæren i september 2019. Tabellen viser også tilhørende vanntype, ASPT-verdi og nEQR-verdi for bunndyr.

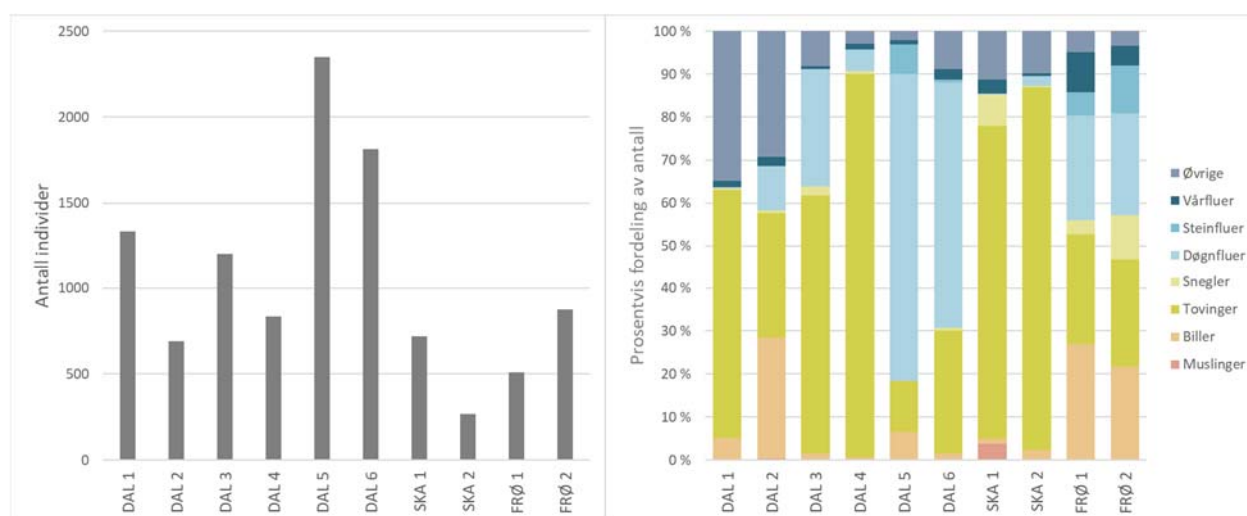
Stasjon	DAL 1	DAL 2	DAL 3	DAL 4	DAL 5	DAL 6	FRØ 1	FRØ 2	SKA 1	SKA 2
Vanntype	R107	R107	R107	R107	R107	R107	R108	R108	R108	R108
Totalt antall individer	1337	690	1202	834	2351	1816	508	877	717	267
Totalt antall arter	19	18	17	19	24	26	27	26	18	12
Antall EPT-arter	8	4	5	6	10	12	17	16	5	3
% Andel EPT arter av total	42,1	22,2	29,4	31,6	41,7	46,2	63,0	61,5	27,8	25,0
ASPT-verdi	4,94	3,93	4,92	4,69	5,86	5,40	5,88	5,94	3,87	4,11
nEQR	0,33	0,18	0,33	0,27	0,56	0,45	0,57	0,58	0,18	0,19

Artssammensetning og indikatorarter i undersøkte SMVfer

Døgnfluefamilien Baetidae, vannbillefamilien Elmidae og fjærmygg Chironomidae var de eneste familiene som var tilstede i alle prøvene. Disse familiene hadde også høyest antall i prøvene og anses derfor som de mest tolerante for de ulike miljøforholdene som var tilstede ved stasjonene. Familiene Rhyacophilidae, Polycentropodidae (begge vårfluer), Simuliidae (knott), Oligochaeta (fåbørstemark) og Asellidae (asell/gråsugge) var relativt vanlige og tilstede i 9 – 7 av stasjonene. Av andre familier var også vårfluefamilien Psychomyiidae (ved *Tinodes waeneri*) og Lymnaeidae (damsnegler) vanlig (6 av 10 stasjoner). Antall individer fordelt på de ulike stasjonene og artssammensetningen ved prosentvis fordeling av antallet er presentert i figur 3.3.

På artsnivå var særlig døgnfluen *Baetis rhodani* og vannbillen *Elmis aenea* dominerende i antall. Også vannmidd (Hydrachnidae) hadde høy forekomst i prøvene men teller ikke på indeksen ASPT.

Ved alle stasjonene unntatt DAL 5 ble det registrert flere familier av snegl som er tellende ved utregning av ASPT (Lymnaeidae, Physidae, Hydrobiidae og Planorbidae). Fullstendig artsoversikt fordelt på stasjonene finnes i vedlegg 3.



Figur 3.3. Antall individer (t.h.) og prosentvis fordeling av antall individer (t.v.) etter orden/klasse av bunndyr registrert i prøvene tatt ved stasjonene i Dalabekken (DAL), Skas-Heigre (SKA) og i Frøylandsbekken (FRØ).

3.2.3 Vannplanter

Det ble undersøkt seks stasjoner i Dalabekken og det var noe variasjon i arts mangfoldet mellom stasjonene. Det ble ikke registret noen vannplanter på stasjonene som lå i øvre del av bekken, DAL 5 og DAL 6, og det er derfor ikke mulig å regne ut hverken TIC- eller WIC-indeksene.

På stasjonene DAL 3 og DAL 4 ble det registret de samme 3 artene hhv. klovasshår (*Callitriche hamulata*), tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) og krustjønnaks (*Potamogeton crispus*). De to førstnevnte artene er vanlige arter, som trives best i næringsfattige innsjøer og elver (Lid og Lid 2013). Krustjønnaks er også en vanlig art i innsjøer og elver i Norge, men denne arten trives best i næringsrike vann (Lid og Lid 2013). Vannplantene dekket store deler av elvebunnen og det var klovasshår som hadde størst utbredelse. Den blir vurdert til å være «lokalt dominerende», mens krustjønnaks og tusenblad var «vanlige» arter. Klovasshår er en art som er vurdert til å være sensitiv mot eutrofiering, men som tåler godt variasjon i vannstand. Krustjønnaks er den eneste arten som er tolerant for eutrofiering, men sensitiv for vannstandsvariasjon. Tusenblad er sensitiv mot både eutrofiering og vannstandsregulering. Dette fører til at trofi-indeksen viser en «god» tilstand for begge stasjonene, mens WIC-indeksen blir lik 0, som tilsvarer «moderat» tilstand.

Stasjonene DAL 2 og DAL 1, ligger like før utløpet i Håelva. Ved stasjon DAL 1 ble det registrert flest arter (5 stk.) hhv. klovasshår, krustjønnaks, tusenblad, småtjernaks (*Potamogeton berchtoldii*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*). Av disse fem artene, er det bare klovasshår som er tolerante for vannstandsendringer og kun krustjønnaks som er tolerant for eutrofiering. Vannplantene dekket store deler av elvebunnen og det var klovasshår som var den dominerende arten, mens krustjønnaks og tusenblad var «vanlige» og vanlig tjønnaks var «sjelden». WIC-indeksen kommer ut med en verdi på 40, som tilsvarer en «svært god» tilstand, mens TIC viser en «moderat» tilstand. På stasjon DAL2 ble det funnet to færre arter, sammenlignet med DAL 1. Artene vokste mer spredt og dekket ikke like mye av elvebunnen. Klovasshår var «vanlig», mens vanlig tjønnaks og tusenblad var «sjeldne». Både TIC- og WIC-indeksen kommer ut med verdier som tilsvarer «svært god» tilstand.

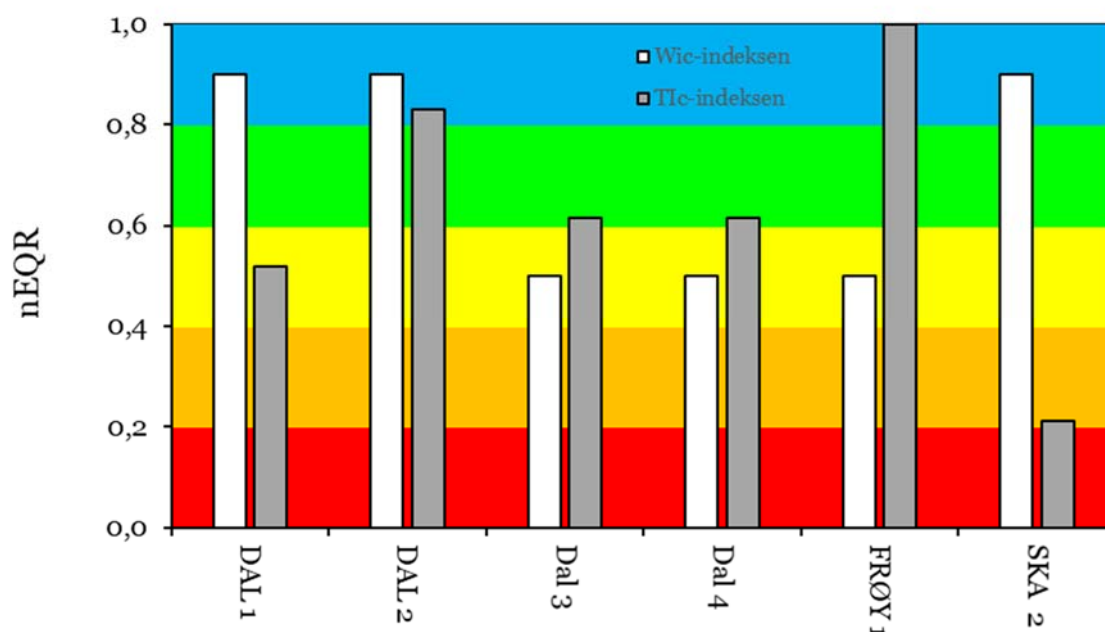
I Frøylandsbekken ble det undersøkt to stasjoner hhv. FRØ 1 og FRØ 2. Det ble kun registrert vannplanter på stasjonen FRØ 1. Denne ligger nedstrøms FRØ 2, langs strekning som har blitt restaurert. Her ble det registrert de to artene tusenblad og klovasshår. Klovasshår var den klart dominerende arten. Tusenblad hadde en utbredelse som var sjelden (fant bare noen få individer) og arten er sensitiv mot vannstandsregulering. Dette gjør at WIC-indeksen blir lik 0 som tilsvarer en «moderat» tilstand. Ingen av artene er tolerante for eutrofiering og TIC-indeksen blir derfor 1, som tilsvarer «svært god» tilstand.

I Skas-Heigre kanalen undersøkte vi også to stasjoner, en rett før utløpet til Grudavatnet (SKA 1) og en ved Heigremyrane (SKA 2). Det ble kun registrert vannplantearter ved SKA 2; vasspest (*Elodea canadensis*) og vanlig tjønnaks. Vasspest er en fremmed art, men er tidligere registrert i kanalene (Mjelde 2006). Vasspest er tolerant for eutrofiering og siden vanlig tjønnaks ikke har blitt klassifisert som hverken tolerant eller sensitiv mot eutrofiering, blir det kun vasspest som blir tellende ved utregning av TIC-indeksen. Den kommer ut med en «svært dårlig» tilstand. WIC-indeksen kommer ut i andre enden av skalaen, siden begge artene er sensitive mot vannstandsregulering. Indeksverdien tilsvarer en «svært god» tilstand.

Resultatene fra alle stasjonene er oppsummert i tabell 3.3 og figur 3.4.

Tabell 3.3. Oversikt over data som inngår i vannstandsindeksen (Wlc) og trofiindeksen (Tic), samt indeksverdi og nEQR-verdi. Siden indeksen er laget for innsjøer er det bruk vanntypen til innsjøen L107 og L108.

Stasjon	DAL 1	DAL 2	DAL 3	DAL 4	DAL 5	DAL 6	FRØ 1	FRØ 2	SKA 1	SKA 2
Vanntype*	L 107	L 107	L 107	L 107	L 107	L 107	L 108	L 108	L 108	L 108
Tot. antall arter	5	3	3	3	-	-	2	-	-	2
Wlc-verdi	40	33	0	0	-	-	0	-	-	100
nEQR	0,90	0,90	0,50	0,50	-	-	0,50	-	-	0,90
Tic-verdi	20	67	33	33	-	-	1	-	-	-33
nEQR	0,52	0,83	0,62	0,62	-	-	1,00	-	-	0,21



Figur 3.4. nEQR-verdi for vannplanter, basert på vannstandsindeksene Wlc (hvite søyler) og TIC (grå søyler) tilpasset bruk for innsjøtype L107 og L108.

3.2.4 Fisk

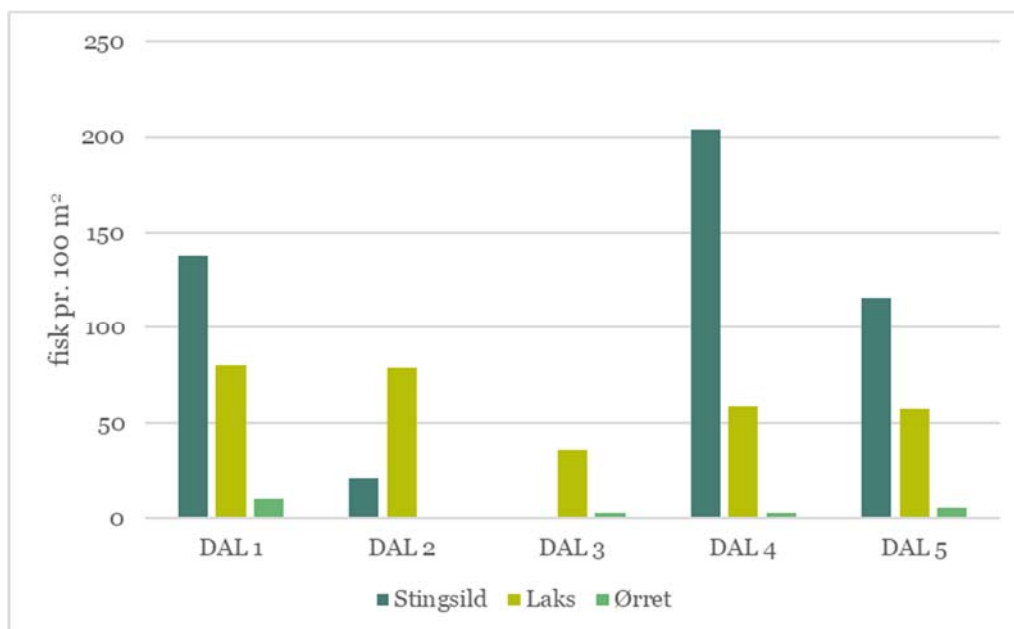
Dalabekken

De fleste stasjonene hadde en grad av forbygning, og få steder hadde kantvegetasjon. De mest modifiserte strekningene hadde kun forbygning av stein i kantene og stort sett sandbunn uten dynamikk i vannet (DAL 4). Her fant vi kun én stor ørret på hele 100 m² (figur 3.5). Det gir en svært dårlig økologisk tilstand ifølge kriteriene i vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b; Sandlund m. fl. 2013). Høyden på forbygningene varierte, men mange steder var den høy, og kanalene var dermed dype. Lenger nedstrøms, ved stasjon DAL 3, var det 35 laks pr. 100m², som gir en moderat økologisk tilstand. Her var det rast ut en del stein og det var mer strømning i vannet, samt noen vannplanter. Der det var steiner kunne vannplanter vokse. Klovasshår som var den dominerende vannplanten skapte store matter som fungerte som skjulesteder for fisk.

Den økologiske tilstanden til laksefisk var «svært god» på stasjon DAL 1 og 2. På disse stasjonene har kanaliseringen favorisert laks fremfor ørret da ørret er mer tilpasset vannføring med lavere hastighet.

På Dal 5 var tilstanden «god», og her var det mer variasjon i vannstrømmen (figur 3.5). Det var ekstremt lav tetthet av ørret på alle stasjonene i Dalabekken (0-10 pr 100 m²).

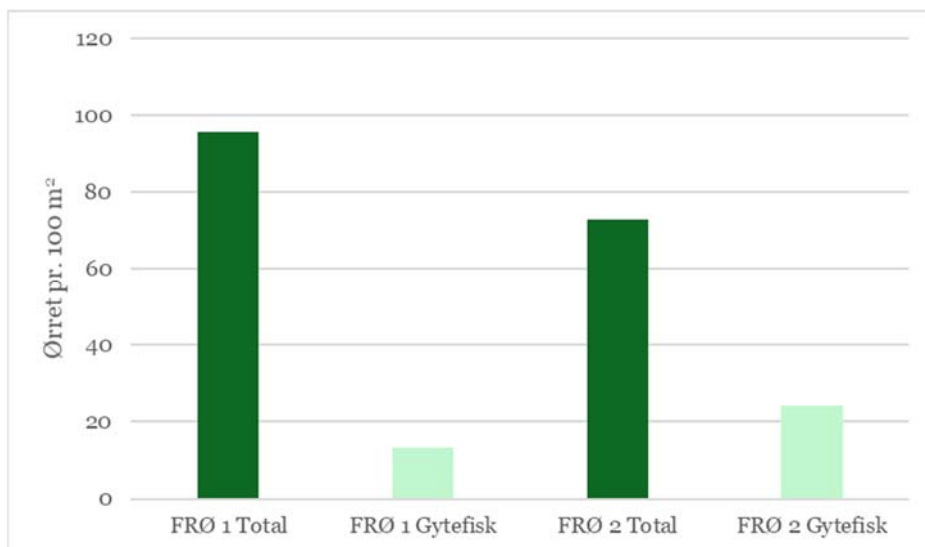
Stingsild var mer dominant på DAL 4 og 5. Dette kan skyldes at stingsild hadde flere mikrohabitat i disse stasjonene, siden bekken her ikke var sammenhengende steinsatt.



Figur 3.5. Beregnet tetthet av fisk pr. 100 m² av stingsild, laks og ørret på de forskjellige stasjonene i Dalabekken.

Frøylandsbekken

I Frøylandsbekken hadde ørreten begynt å gyte. Utfra temperatur og annet vær var dette litt tidlig. Det er mulig at denne ørretstammen har en tilpassing til temperaturen i forhold til de nærliggende bekkene. Når det var en del stor gytefisk under El-fiske kan det forstyrre og maskere funnene av mindre fisker. Samtidig fikk vi en indikasjon på at dette er en attraktiv gytebekk med mange store individer (figur 3.6). Begge stasjoner havner på en «svært god» økologisk tilstand ifølge kriteriene i vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b; Sandlund m. fl. 2013).



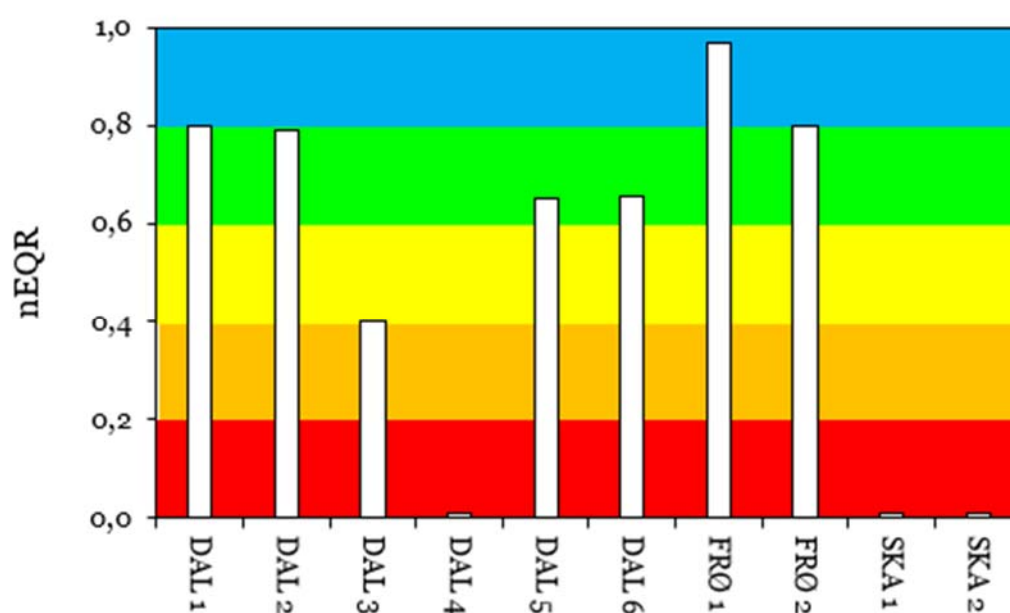
Figur 3.6. Beregnet tetthet av ørret pr. 100 m² stasjonene 1 og 2 i Frøylandsbekken.

Skas-Heigre kanalen

På stasjon SKA 1 fikk vi en ørret på 16,6 cm, en ål på 15 cm, og 40 stingsild. Vannstanden var på 40 cm, konduktiviteten var 417 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og temperaturen var 11°C.

Det var derimot mye mindre fisk på stasjon SKA 2, der vi fikk to åler og to stingsild. Her var konduktiviteten 484 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og temperaturen var 11°C.

På begge stasjoner var det utfordrende å fiske fordi bunnssubstratet var vanskelig å vade på, samtidig som partiklene virvlet opp. Dette, sammen med høy ledningsevne i vannet, kan ha medvirket til dårlig fangst av fisk. Begge stasjoner havner på en «svært dårlig» økologisk tilstand ifølge kriteriene i vannforskriften (figur 3.7) (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018b; Sandlund m. fl. 2013). For mer detaljert informasjon se Vedlegg 2.



Figur 3.7. Figuren viser nEQR verdier for laksefisk per stasjon.

3.2.5 Sammenstilling av statistiske analyser

Siden det var vanskelig å finne kontrollbekker i samme område som ikke hadde stor påvirkning av antropogen forurensing kan naturtilstanden ikke testes statistisk mot funnene av økologisk tilstand i SMVF-lokalitetene. Stasjonene i Dalabekken hadde ulik grad av hydromorfologisk påvirkning og disse ble testet med tradisjonelle indekser av biologiske kvalitetselement.

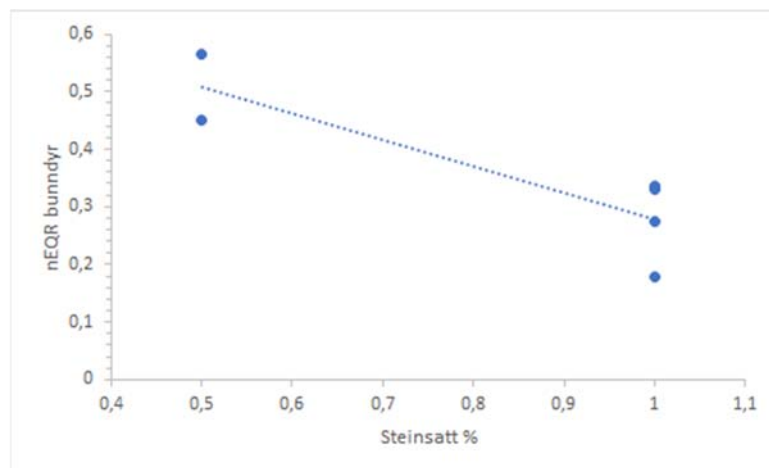
Resultatene av de statistiske analysene viser at begroingsalger (PIT-indeksen) ikke var signifikant forskjellig mellom stasjonene. Det betyr at begroingsalgene ikke var påvirket av de hydromorfologiske parameterne. For alle stasjoner havnet nEQR-verdi for begroingsalger i «moderat» tilstand. Dette kan indikere at fosfor og nitrogen er den viktigste faktoren som påvirker begroingsalger.

Bunndyrene så derimot ut til å være følsomme for flere påvirkninger enn bare eutrofi, som mangel på kantvegetasjon, type substrat og graden av kompleksitet i habitatet. I nedstrøms deler av Dalabekken var bunndyrene i «dårlig» til «svært dårlig» tilstand. De to øverste stasjonene hadde «moderat» tilstand, og der var det heller ingen vannplanter. For bunndyr var prosent steinsetting langs elvebredden negativt korrelert med nEQR ($\chi^2_6=0,75$, $p = 0,003$).

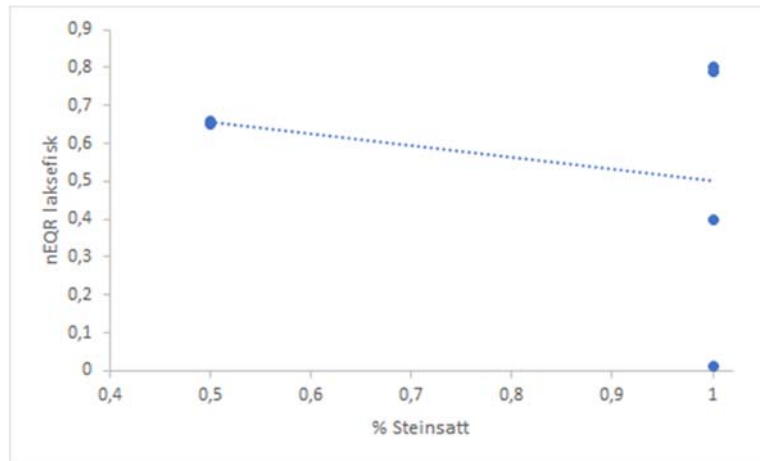
Vannplantene hadde «god» tilstand på DAL 1 og 2 (nedre deler), og «moderat» på DAL 3 og 4. Dette kan skyldes at det var lite større stein i bunnssubstratet ved DAL 3 og 4. Prosent dekning av vannplanter var positivt korrelert med prosent steinsetting langs bekkekanten ($\chi^2_4=0,80$, $p = 0,0001$).

Den økologiske tilstanden til laksefisk gjenspeiler mønsteret over, med «dårlig» til «svært dårlig» tilstand for laks i DAL 3 og 4. Den økologiske tilstanden til laksefisk var derimot svært god på stasjonene DAL 1 og 2. Disse stasjonene ligger i nær tilknytning til Håelva, og hadde dessuten flere vannplanter som kunne fungere som skjul for fisk. Det var en signifikant negativ sammenheng mellom fisk og steinsetting langs kantene av vannlokalitetene og laksefisk ($\chi^2_6=0,07$, $p = 0,0001$).

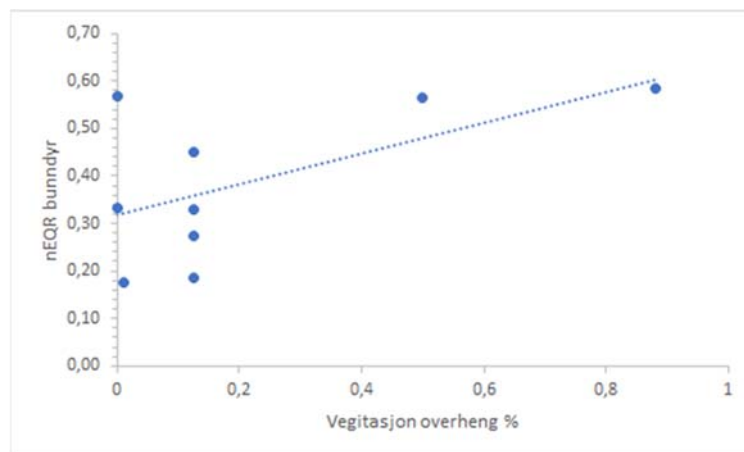
Tilstanden for laksefisk var «god» på stasjonene DAL 5 og 6, noe som kan ha sammenheng med at det der var enkelte gode habitater. På disse stasjonene var tilstanden til bunndyrene «moderat».



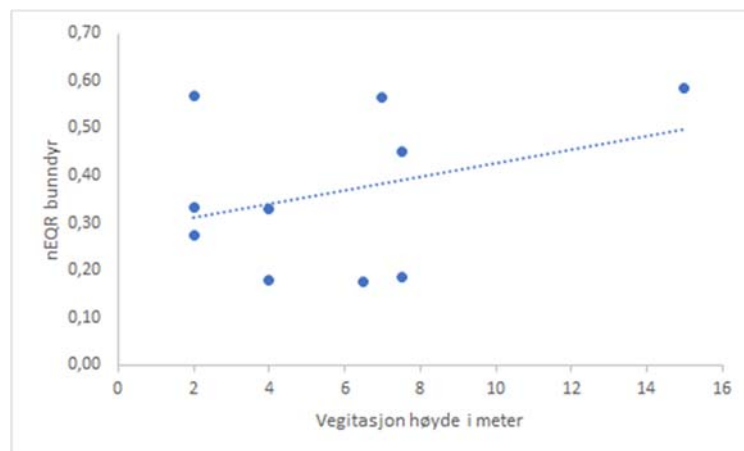
Figur 3.8. Signifikant negativ sammenheng mellom bunndyr og steinsetting langs kantene av vannlokalitetene ($\chi^2_6=0,75$, $p = 0,003$, $n=8$, merk enkelte verdier overlapper).



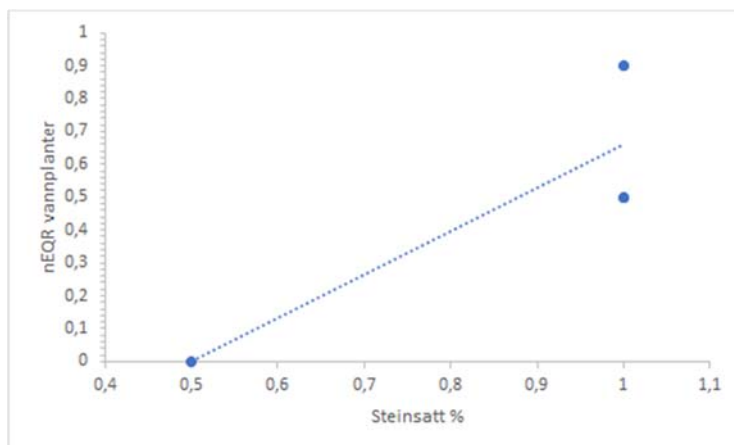
Figur 3.9. Signifikant negativ sammenheng mellom laksefisk og forbygning langs kantene av vannlokalitetene. ($\chi^2=0,07$, $p = 0,0001$, $n=8$, merk enkelte verdier overlapper).



Figur 3.10. Positiv men ikke signifikant sammenheng mellom bunndyr og vegetasjon langs bredden av vannlokalitetene ($n=10$; enkelte verdier overlapper).



Figur 3.11. Signifikant sammenheng mellom bunndyr og vegetasjonshøyde langs bredden når stasjon DAL2 ble utelatt fra analysen (trærne ved DAL2 var en rekke høye grantrær som ga mye skygge).



Figur 3.12. Signifikant positiv sammenheng mellom % andel forbygd elvebredd og vannplanter ($\chi^2=0,80$, $p = 0,0001$, $n=10$; verdier i figuren overlapper).

Tabell 3.4 viser oversikt over nEQR-verdier til de ulike kvalitetselementene ved de undersøkte stasjonene. Verdt å merke seg er den store variasjonen i nEQR-verdien mellom de ulike kvalitetselementene. For alle stasjoner er det beregnet gjennomsnittlig nEQR-verdi basert på alle kvalitetselementer.

Tabell 3.4. Oversikt over de ulike kvalitetselementene som ble prøvetatt ved stasjonene i Dalabekken, Frøylandsbekken og Skas-Heigre høsten 2019. Oversikten viser endelig nEQR-verdier for alle kvalitetselementer.

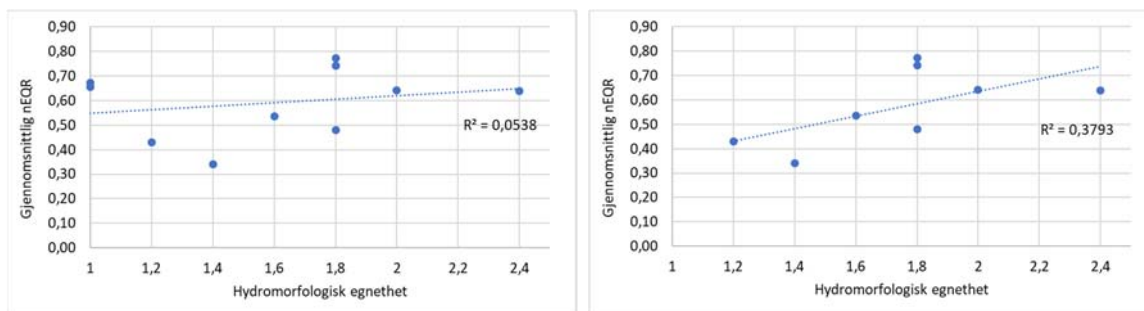
Stasjon	DAL 1	DAL 2	DAL 3	DAL 4	DAL 5	DAL 6	FRØ 1	FRØ 2	SKA 1	SKA 2
Vanntype	R107	R107	R107	R107	R107	R107	R108	R108	R108	R108
Bunndyr nEQR	0,33	0,18	0,33	0,27	0,56	0,45	0,57	0,58	0,18	0,19
Fisk nEQR	0,80	0,79	0,40	0,01	0,65	0,66	0,97	0,80	0,01	0
Begroingsalger nEQR	0,58	0,53	0,56	0,58	0,55	0,66	0,59	0,59	0,57	0,58
Heterotrof begr. nEQR	0,80	0,80	0,80	0,60	0,80	0,80	1,00	1,00	0,60	1,00
Vannplanter TIC nEQR	0,52	0,83	0,62	0,62	-	-	1,00	-	-	0,21
Vannplanter W1c nEQR	0,90	0,90	0,50	0,50	-	-	0,50	-	-	0,90
Gjennomsnittlig nEQR*	0,66	0,67	0,54	0,43	0,64	0,64	0,77	0,74	0,34	0,48

* Gjennomsnitt av nEQR gir *ikke* samlet økologisk tilstand, da dette baseres på det-verste-styrer prinsippet; men vi har benyttet parameteren for å vurdere opp mot graden av hydromorfologisk endring, se neste avsnitt.

3.2.6 Ekspertvurdert rangering av hydromorfologi mot snitt av nEQR

Figur 3.13 (venstre panel) viser gjennomsnittlig nEQR-verdi (Tabell 3.4) sett i forhold til ekspertvurdert rangering av de hydromorfologiske parameterne (se metodikk i avsnitt 2.4). Merk at gjennomsnittet av nEQR-verdien ikke er en vanlig parameter, siden det-verste-styrer prinsippet gjelder for nEQR. Vi har likevel testet ut dette forholdet for å vurdere om vi kan finne frem til sammenhenger som kan benyttes for å vurdere effekten på biologi av hydromorfologiske inngrep.

Som figuren viser er det ikke en tydelig sammenheng mellom hydromorfologi og nEQR; de stasjonene som særlig trekker ned korrelasjonen er DAL 1 og 2, hvor det er dårlig hydromorfologi men likevel relativt god biologi. Disse stasjonene ligger i nær tilknytning til Håelva, og de kan derfor være påvirket av forholdene i den større elveforekomsten. Hvis disse to stasjonene utelates blir korrelasjonen noe bedre, som vist i figur 3.13, høyre panel, men fremdeles ikke god. Mer data må derfor innhentes for å vurdere om denne metodikken kan benytte til å vurdere effekten på biologi av hydromorfologiske inngrep.



Figur 3.13. Korrelasjon mellom total vurdering av hydromorfologisk egnethet (rangert som beskrevet i avsnitt 2.5, «Karakterisering av det hydromorfologiske habitatet»); og gjennomsnittlig nEQR-verdi (Tabell 3.4). I høyre graf er DAL 1 og 2 fjernet, se tekst for forklaring.

4 Diskusjon: Biologisk status

4.1 Biologisk status i bekker og kanaler på Jæren

4.1.1 Biologi i de 10 undersøkte stasjonene.

Kanaliserde elvestrekninger gir lite tilgang på skjul, næring og egnet habitat for fisk. Innsamlede data fra de utvalgte strekningene viste likevel mye liv i vannstrømmen selv i SMVfer. Det er derfor viktig å være klar over at også slike vannforekomster kan være viktige leveområder for ulike biota.

Fisk

Det ble observert fire fiskearter i Dalabekken. Funn av ørret og laks som har et høyt krav til oksygeninnhold i vannet viser at det er god vanngjennomstrømning hele året. Laksefisk krever også et gytesubstrat bestående av grus med gjennomstrømning i hele inkubasjonstiden til eggene (Jonsson and Jonsson, 2011). På strekninger med høy vannhastighet er laks mer tilpasset og dominerer i elva. Der strømmen er litt mer moderat er ørret mer tilpasset og dominerer. I de fleste av kanalene er det sterk strøm og laksen utkonkurrerer ørreten (Jonsson og Jonsson, 2011). For laksefisk var prosent forbygning negativt korrelert med nEQR ($\chi^2_6=0,07$, $p = 0,0001$). Det fantes nesten ikke ørret i Dalabekken i de mest steinsatte partiene DAL 1 til 3. Der forbygningsandelen var lavere enn 50% var det noe mer ørret. Selv om tilstanden samlet for laksefisk var svært god på stasjonene DAL 1 og 2, gjelder dette altså hovedsakelig laks. Hadde klassifiseringen kun vært for ørret, hadde den økologiske tilstanden vært «svært dårlig». Derfor er det viktig å lage habitater også for ørret. En skulle tro at de to nederste stasjonene hadde sterkt innslag av laks fra hovedelva (Håelva), men en undersøkelse rett nedstrøms Dalabekken viste 33 laks pr. 100 m² (Sægrov og Hellen, 2018), mens vi fant 80 laks pr. 100 m² på DAL 1 og 2. Sægrov og Hellen (2018) fant også lave tettheter av ørret i hovedvassdraget, tilsvarende tetthetene som ble funnet i sidevassdraget Dalabekken i vår undersøkelse.

Stingsild trenger mindre areal og foretrekker steder der strømmen er svakere. Stingsild foretrekker også variert bunnsubstrat. Dette vises godt i resultatene fra Dalabekken der stingsild var mer dominerende desto mer de hydromorfologiske parameterne varierte. Ål har disse kanalene/elvene som en del av livssyklusen, men det er ikke godt nok kjent hvilken virkning hydromorfologi har på denne arten.

Frøylandsbekken hadde god ørretbestand med variert antall store og små individer. Tilstanden er satt til «svært god» økologisk tilstand. Det var liten forskjell mellom stasjonene, og dette kan tyde på at den restaurerte delen (nedstrøms) har fungert godt som habitat for ørret. Det er elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) lenger oppstrøms i dette vassdraget der ørret er vert, og dette tiltaket kan derfor ha styrket ørretpopulasjonen slik at elvemuslingen får gjennomført sin livssyklus.

Skas-Heigre kanalen har mange utfordringer og det vises også i fiskesamfunnet, hvor begge stasjoner havner i svært dårlig tilstand. Det ble funnet én ørret i kanalen, som viser at det finnes muligheter for en forbedring. Forøvrig er ikke de to Skas-Heigre stasjonene egnet for laks, siden laks er følsom for oksygen og denne kanalen er stilleflytende. Det kan være flere grunner til mangelen på fisk i denne kanalen, og vi har ikke tilstrekkelig med data til å konkludere om hva som er de viktigste årsakene.

Begroing

Begroingsalgene på alle stasjoner unntatt DAL 6 hadde «moderat» økologisk tilstand med hensyn til eutrofiering. Dette har nok sammenheng med at det er stor avrenning av næringssalter fra jordbruksproduksjon. Basert på resultatene av begroingsalgene er belastningen fra jordbruket tilnærmet lik på alle stasjoner i Dalabekken. Dermed kan stasjonene sammenlignes med ulike grad av modifisering av hydromorfologiske elementer. I flere stasjoner hadde begroingsalgene gode vekstbetingelser siden

det ikke fantes kantvegetasjon som skygget for lyset. Samtidig var enkelte av kanalkantene høye, og dette ga vekstbegrensende effekt.

Vannplanter

Artsmangfoldet var relativt likt innad i hver elv og det var heller ikke store forskjeller i artsdiversiteten mellom de ulike elvene. Det ble registrert relativt få arter på hver stasjon, noe som ikke er overraskende da en ofte finner færre vannplantearter i kanaliserte elver (Baattrup-Pedersen m. fl. 2003). Habitatene i kanaliserte elver er ofte homogene med liten variasjon i strømforhold og substrat. Av de artene vi registrerte var tusenblad og klovasshår de vanligste. Selv om de ble funnet på like mange lokaliteter, hadde klovasshår en mye større utbredelse på hver stasjon enn tusenblad. Klovasshår vokser ofte i sakteflytende og næringsfattige vann og er kjent for å kunne dominere elvepartier totalt. Hydrologiske forhold anses som viktig for å kunne forklare utbredelsen til arter (biomasse, dekningsgrad), mens næringsinnhold anses som viktigste parameter for å bestemme artssammensetningen (Mjelde, 1997). Både tusenblad og klovasshår er sensitive ovenfor eutrofiering og er en indikator på at elvene ikke er for påvirket av tilførsler av næringssalter. Disse resultatene er litt motstridene mot resultatene fra begroingsalger, men nedre deler av Dalabekken kan se ut til å oppfylle miljømålet på totalfosfor ifølge Molversmyr (2018). Det er nettopp DAL 1 og 2 som har en «svært god» økologisk tilstand for vannplanter.

I dette prosjektet ble vi, som tidligere nevnt, nødt til å bruke indekser som er laget for innsjøer, da det ikke har vært nok data til å utvikle klassegrenser for flere enn to vann typer i Norge. Dette fører til at det er knyttet noe usikkerhet til indeksverdiene. Vannplanteindeksene er derfor foreløpig ikke de beste å bruke for å si noe om den økologiske tilstanden i SMVfer. Likevel kan artsdiversiteten og utbredelsen av de ulike artene ha en viktig funksjon i økosystemet. Det er bl.a. vist at vannplanter kan fungere som mikrohabitat og skjul for fisk og bunndyr (Bach m.fl., 2016). Vegetasjon i vannstrømmen kan ha påvirkning på hvordan bunndyrsamfunnet strukturerer seg både gjennom å skape skjul, øke habitatsdiversiteten og ved å endre farten på vannet i elva (Wolters et. al. 2018). I elver hvor det er moderat mengde med vegetasjon i vannstrømmen vil vi også kunne se forekomst av arter tilpasset mer sakteflytende vann som i større grad finnes i innsjøer. Vannplanter tar opp en del nitrogen som ammonium og nitrat (Levi m. fl. 2015) om de har gode levekår, som her i disse kanalene. Derfor kan det være at de tre nederste stasjonene i Dalabekken har mer nitrogenavrenning enn de tre øverste. Vannplanter har gode forutsetninger for å kunne brukes som et biologisk kvalitetselement (Mjelde m. fl. 2013).

Vi vil derfor anbefale å utarbeide en indeks for makrofytter for å sette godt økologisk potensial i SMVfer, basert på ekspertvurderinger og statistiske analyser (Baattrup-Pedersen m. fl. 2013).

Bunndyr

Undersøkelsen viser at det i noen SMVfer kan forekomme et høyt artsdiversitet av bunndyr, noe som samsvarer med funn gjort i kanaler i engelske landbruksområder (Hill m. fl. 2016). Noen av stasjonene hadde ASPT og nEQR-verdier i øvre sjikt av tilstandsklasse «moderat», og det er derfor viktig å identifisere egenskapene til disse vannlokalitetene for å se om restaureringstiltak kan gi mer optimale leveområder for bunndyr.

I elver med en «god» eller «svært god» økologisk tilstand forventes en høy forekomst av forskjellige arter av steinfluer, døgnfluer og vårfluer, og relativt lav forekomst av mer tolerante grupper av bunndyr. Stasjonene DAL 5 og DAL 6 i Dalabekken, og FRØ 1 og FRØ 2 i Frøylandsbekken kom best ut i forhold til alle stasjonene, med en ASPT-score som tilsvarte «moderat» tilstand. Disse stasjonene hadde også høyest mangfold av steinfluer, med 3 registrerte familier ved hver stasjon fordelt på 5 forskjellige arter. Hverken de to nederste stasjonene i Dalabekken (DAL 1 og DAL 2) eller stasjonene i Skas-Heigre hadde

noen steinfluer registrert i prøvene, og ved DAL 3 og DAL 4 ble det kun funnet to individer totalt for strekningen. Andel EPT-arter var høyest ved FRØ 1 og FRØ 2 med over 60 %.

Artssammensetningen av bunndyr kan fortelle mye om fysiske påvirkninger og hvilke tiltak som kan iverksettes, men tidligere undersøkelser av SMVFe har stort sett vært utført i forbindelse med vannkraft, som gir en annen hydromorfologisk påvirkning enn kanaler. Undersøkelsene er imidlertid nyttige for å se effekten av tiltak, og har bl.a. vist at ulike varianter av steinutlegging i elver har gitt økt artsmangfold og biomasse av bunndyr (Eie m. fl. 1993, Miller m. fl. 2010). Dette bidrar også til en økning i EPT-arter, siden disse artene responderer bra på variasjon i substrat (Richards m. fl. 1993; Brittain 1993). Substratets karakteristikk og kvalitet er viktig for bunndyrsamfunn (Richards m. fl. 1993), og dette var også den viktigste forklaringsvariabelen for bunndyr i vår undersøkelse. Dersom det er god variasjon i habitat og oksygentilførsel vil også flere sensitive EPT-arter overleve. Sandbunn alene har vist seg å ha færre EPT-arter totalt i forhold til mer variert substrat med småstein eller substrat hvor både sand og større stein finnes (Brittain 1993; Duan m. fl. 2009). For enkelte bunndyrarter vil både sand, grus og tilgang på makrovegetasjon være viktig. Det anbefales derfor at det legges til rette for en kombinasjon av ulike substrattypene.

Kantvegetasjon er generelt viktig for bunndyr gjennom å tilføre dødt plantemateriale som blad, frø, osv., som bunndyr kan livnære seg av (Raddum 1993). Insektslarvene som lever i elva er også avhengige av å ha tilgjengelig habitat som voksne individer etter klekking, og tilgjengelig leveområder for videre kolonisering. Kantsoner og kantvegetasjon kan spille en viktig rolle for slike funksjoner, og vil også kunne gi flere næringsdyr for fisk. I våre stasjoner var imidlertid ikke kantvegetasjon den faktor som ga størst utslag for bunndyr. I Dalabekken var det høye grantrær langs stasjonen i DAL 2, og gras langs DAL 1 og vi så ingen effekt av kantvegetasjonen for bunndyr. Dette kan skyldes at det sjeldent blir flere bunndyr der det er nåletrær, siden det her ofte er mindre nedfall, og nålene fra grantrærne er mindre egnet som mat for insektene enn nedfall fra løvtrær. Det var noe mer vannvegetasjon i den oppstrøms stasjonen, DAL 1, enn i DAL 2, antakelig pga. mindre skygge; og vannvegetasjon kan ha positiv innvirkning på bunndyr.

Også i Frøylandsbekken var artsmangfoldet av bunndyr sammenlignbart med og uten kantvegetasjon. Her var det løvtrær i oppstrøms stasjon og kraftig vekst av vannvegetasjon i den nedstrøms stasjonen. Basert på funnene i de relativt få stasjonene som er undersøkt kan det se ut til at vannvegetasjon (makrofytter) har noe tilsvarende effekt som kantvegetasjon ved at det gis skjul, skygge og plantemateriale som næring. Det er også mulig at stasjonene i Frøylandsbekken lå for tett, slik at den positive effekten av kantvegetasjon i oppstrøms stasjon også påvirket nedstrøms stasjon. Det er dessuten en sammenheng mellom substrat og kantvegetasjon siden buffersoner langs kantene holder tilbake avrenning av næringsstoffer og tilførsel av fínsedimenter (Blankenberg og Skarbøvik 2020).

Det vurderes som hensiktsmessig å ta hensyn til andel EPT-arter eller antall EPT-arter som blir funnet i prøven ved vurdering av tilstand i forhold til organisk belastning i en SMVF. I tillegg bør det også vurderes om den mest sensitive gruppen for organisk belastning (steinfluer) er tilstede i prøven eller ikke. Ved DAL 1 var denne gruppen helt fraværende i prøvene som ble samlet. Prøvene burde derfor vurderes som en helhet, hvor man ikke kan se på ASPT, andel EPT-arter eller antall EPT-arter alene.

4.1.2 Sammenligning med data fra andre bekker og kanaler på Jæren

I kapittel 3.1 og i vedlegg 1 gis en oversikt over vannkvaliteten i andre stasjoner på Jæren.

Basert på disse data kan det konkluderes med at den biologiske tilstanden i de SMVFe som er undersøkt her, ikke er nevneverdig dårligere enn i andre vassdrag i området. Frøylandsbekken har dog bedre økologisk tilstand enn SMVFe.

4.2 Foreslåtte indikatorer og indekser for GØP

Undersøkelsen har gitt informasjon både om hvilke indikatorarter og hvilke indekser som egner seg til å vurdere miljøtilstand i SMVfer. Oppsummert kan vi konkludere at

1. **Fisk** kan brukes som kvalitetselement for å fastsette økologisk potensial i SMVfer. Vanlig indeks kan benyttes, men det anbefales å skille mellom fiskeartene.
2. **Bunndyr** hadde en signifikant respons på graden av steinsetting, og bunndyr-indeksen ASPT kan brukes til å fastsette økologisk potensial i SMVfer. I tillegg er det tilrådelig å se på funksjonelle grupper, særlig tolerante arter og artssammensetning som helhet. Det anbefales å se på andel EPT-arter i prøven og denne bør være over 60 %.
3. **Vannplanter** var en viktig faktor i SMVF-ene og dekningsgraden til vannplantene viste en signifikant økning med økende steinsetting. Indekser for vannplanter i dag er lite tilpasset elver og det bør videreutvikles en indeks for flere vanntyper. En indeks for SMVF kan med fordel også utarbeides. Det er hensiktsmessig å se på de dominerende artene og deres habitatkrav i forhold til toleranse av eutrofiering og hydromorfologiske elementer. Vannplanter kan ha en viktig økologisk funksjon, da de kan fungere som skjul for fisk og bunndyr.
4. **Begroingsalgeindeksen** for eutrofiering hadde ingen respons på hydromorfologiske parametere. Utfra data fra vår undersøkelse vil vi derfor ikke anbefale denne til å fastsette økologisk potensial.

Disse konklusjonene er basert på relativt få stasjoner og prøver, og dette prosjektet bør derfor følges opp med tilsvarende undersøkelser andre steder i landet hvor det finnes SMVF i jordbruksvassdrag. Det er en fordel om slike oppfølgingsprosjekt tar utgangspunkt i den metodikken som er benyttet og testet ut i dette prosjektet.

4.3 Vurdering av effekt av restaureringstiltak

I Frøylandsbekken ble det gjennomført erosjonssikringstiltak i mai 2018. Eksempelet ble av Fylkeskommunen foreslått for dette prosjektet, siden sikringen samtidig la til rette for fisk. Vegetasjonen langs kanten ble fjernet før steinplastringen ble gjennomført og deretter lagt tilbake på plass når plastringen var ferdig, noe som reduserte risiko for erosjon og avrenning i ettertid av tiltaket.

Bildene i figur 4.1 er hhv. fra august 2018, rett etter restaureringen (de to øvre panelene), og juni 2019 (de to nedre panelene). I juni 2019 ble det observert et tett dekke av vannplanter i bekken. Det kan se ut til at erosjonssikringen og restaureringen har ført til at det er blitt gunstige vekstforhold for vannplanten klovasshår og denne dominerer nå store deler av elvestrekningen (se avsnitt 3.2.3).

Det er svært gode lysforhold i bekken, og forholdene for vannplanter ville blitt mindre gunstig hvis det samtidig hadde blitt plantet busker langs med bekken. Dette viser at restaureringstiltak bør ta helhetlige hensyn, slik at det ikke oppstår uønsket vekst av enkeltarter.



Figur 4.1. Bilder av restaureringstiltak i Frøylandsbekken. De to øverste er fra august 2018 (Foto: Vegard Næss, Rogaland Fylkeskommune); de to nederste fra prosjektets befaring i juni 2019 (Foto: Eva Skarbøvik).

Det finnes lignende tilfeller i Danmark, der de har sett at artsmangfoldet av vannplanter i jordbruksbekker har blitt redusert de siste 100-årene, og bare noen få arter dominerer i elvene. Grunnen til reduksjonen i artsmangfoldet blir forklart med at elvestrekningene er kanaliserte og det er lite variasjon i vannhastighet, bunnforhold eller dybde. Det er i tillegg lite kantvegetasjon som begrenser veksten (Baattrup-Pedersen 2000). Det kan være vanskelig å få til god rehabilitering i vassdrag da det er en rekke hensyn som må ivaretas (Roni m. fl. 2008). Både hydromorfologi og kantvegetasjon har stor betydning for økosystemene i elver (Bornette m. fl. 1998), og kantvegetasjon holder også næringsstoffer tilbake (Blankenberg m. fl. 2017; Birk m. fl. 2020).

For denne bekken forelå det ikke tidligere data over biologi, og det var derfor ikke mulig å si om tiltaket for øvrig har gitt bedre forhold i bekken. Kontrollstasjonen var oppstrøms, hvor det var kantvegetasjon. Det var liten forskjell i fisk og bunndyr mellom de to stasjonene. Det er mulig at en del av bunndyrene som ble funnet i den restaurerte strekningen kan ha fulgt med strømmen fra oppstrøms stasjon.

5 Foreslåtte tiltak for å nå miljømålet GØP

5.1 GØP vs. GØT

Miljømålet godt økologisk potensiale (GØP) i en SMVF er definert som alle mulige tiltak som kan utføres for å bedre tilstanden i vannforekomsten, uten at dette går vesentlig ut over samfunnsnyttene, som her er jordbruksproduksjon. Trinnene for å sette miljømål etter tiltaksmetoden er gjengitt i Kapittel 2.7.

Når det gjelder miljømål for næringsstoffene fosfor og nitrogen så vil disse følge vanntypen, og miljømålene endres ikke selv om vannforekomsten karakteriseres som SMVF. SMVFER skal også ha god kjemisk tilstand. I tillegg til de tiltakene som foreslås her er det derfor viktig å opprettholde fokus på tradisjonelle tiltak i jordbruket for å redusere næringsstoff- og pesitcid-belastningen. Dette omfatter bl.a. ugrødslerandsoner i eng, buffersoner mot grønnsaksareal, fangvekster og gjødsling etter norm, se bl.a. www.nibio.no/tiltak.

5.2 Vurdering av eksisterende tiltak

Det er stort sett ikke gjennomført hydromorfologiske tiltak i de undersøkte kanalene. Unntaket er Frøylandsbekken, som er beskrevet over (avsnitt 4.3). Der er det utført erosjonssikring og steinsetting i bunnen. Som nevnt tidligere er tilstanden i Frøylandsbekken moderat til god, med samlet vurdering moderat. For fisk er imidlertid tilstanden god, og både bunndyr og begroingsalger ligger tett opp mot god tilstand. Det som trekker ned er monokulturen av vannplanter, som kunne vært unngått hvis det samtidig var blitt plantet kantvegetasjon langs bekken.

5.3 Forslag til tiltak mot hydromorfologiske inngrep

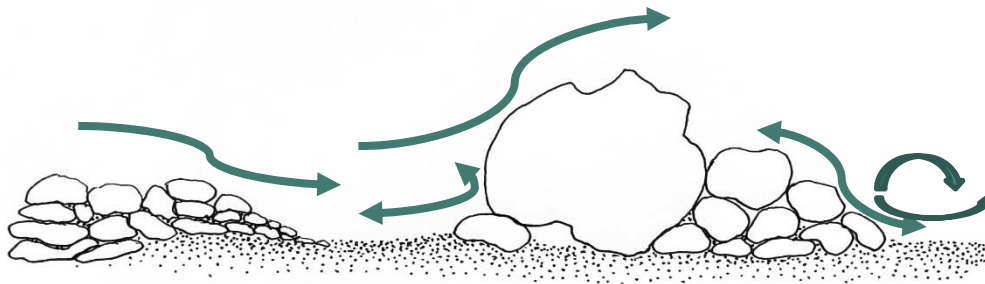
I det følgende beskrives ulike tiltak som kan utføres for å bedre tilstanden i SMVFER i jordbruksområder. Under er kun miljøforbedrende effekter tatt med, men omfanget av tiltaksgjennomføringen må vurderes opp mot tiltakenes mulige negative effekt for jordbruk. En tentativ vurdering er utført i neste avsnitt.

5.3.1 Utlekking av stein og endret strømmønster

Resultatene både fra denne og andre undersøkelser (Cowx og Welcomme, 1998; Einum m. fl. 2008) indikerer at økt variasjon i elvestrengen gir økt antall arter av bunndyr og fisk. De hydromorfologiske parameterne bidrar til å forklare hvorfor biologisk mangfold i SMVFER er annerledes enn i naturlige vassdrag. Undersøkelsen har bl.a. dokumentert at det ikke var fisk og nesten ikke bunndyr i rette kanaler som var dominert av sand som substrat.

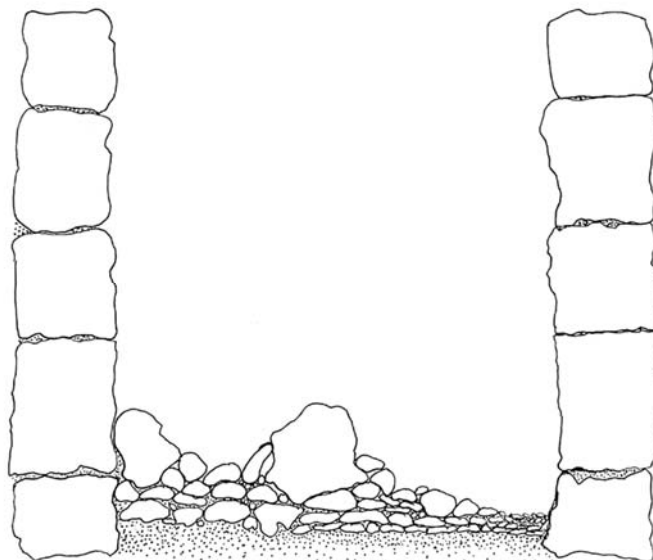
Steinutlegging vil være et fint tiltak for biologien der det ikke er mulig å gjennomføre større hydromorfologiske tiltak. Det bør så langt det er mulig skapes et variert habitat i selve vannstrømmen som gir gode leveområder for ulike biota. Vannføringen i kanaliserte elver kan imidlertid komme opp i høye hastigheter ved flom og det burde vurderes om det er mulig å gjøre tiltak som hindrer utvasking eller gjentetting av steinutsettingene og evt. skade på kanalenes funksjon som flomsikring. Se også Pulg m. fl. (2019) for mer informasjon om denne typen tiltak.

For at flere arter skal trives bør det lages varierte habitater i vannforekomstene. Fisk og bunndyr er avhengig av ulike habitater med ulik strømhastighet. Steinsetting på bunnen som gir varierte forhold vil legge til rette for at ulike vannplanter kan etableres. Vannplantene gir skjul og mat til invertebrater, og fisk kan gjemme seg mellom plantene, noe som særlig er viktig der det ikke finnes kantvegetasjon. Vannplanter er også med på å binde opp fosfor og nitrogen (Levi m. fl. 2015).



Figur 5.1. Lengdeprofil av en bekk der det er lagt ut stein i ulike størrelser for å lage bedre habitat for bunndyr og fisk. Pilene viser vannets bevegelser. Hovedstrømmen går fra venstre mot høyre (Illustrasjon: Ruben A. Pettersen).

De steinsatte kanalene er ofte 2-2,5 meter dype og fra 2,5 til 3 meter brede. Når det er mye vann i kanalene vil steinene i bunnen utgjøre en liten del av selve profilet, og ikke gi betydelig økt fare for oversvømmelse av areal (figur 5.2). Derimot vil steinene gi hvileplasser til fisk under flom.



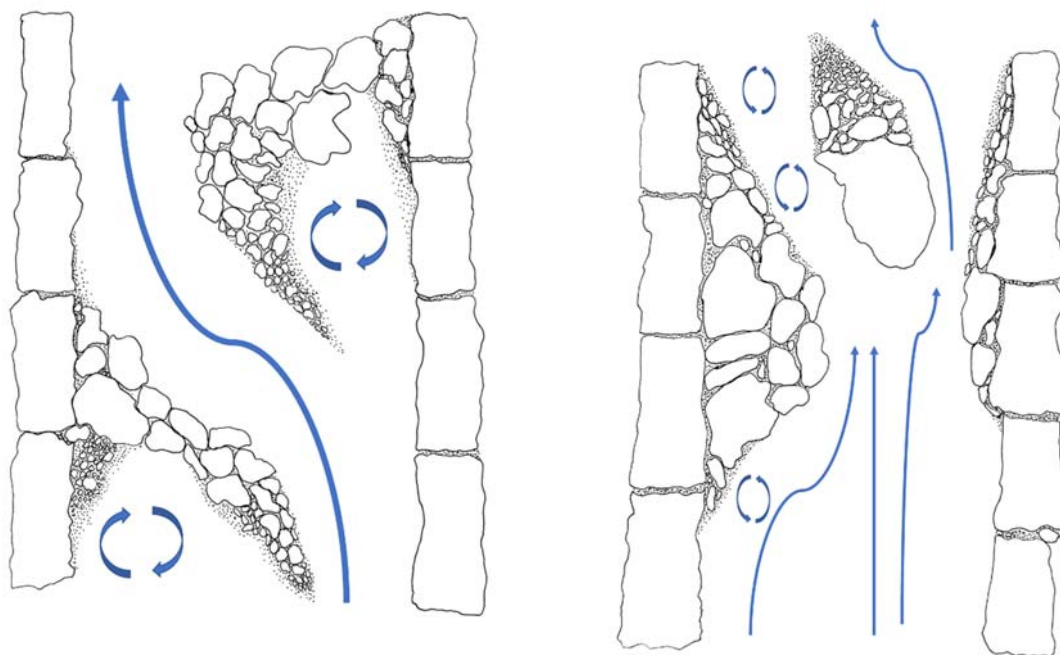
Figur 5.2. Et tverrprofil av en steinsatt SMVF, der steinene vil danne y-formet strømningsmønster. Figuren illustrerer at steinsettingen ikke vil oppta en stor andel av kanalene, siden disse oftest er dype (Illustrasjon: Ruben A. Pettersen).

Små celleterskler med steinklynger gir ulik strømhastighet, og partiklene vil sorteres etter kornstørrelse i bunnen. Dette gir igjen habitat til flere arter av bunndyr. Laksefisk er avhengig av en viss størrelse på grusen for egglegging, samt gjennomstrømming av oksygenrikt vann. Ved å lage små celleterskler vil både vannhastigheten og oksygeninnholdet øke over grusen der eggene overvintres. Det er gunstig å etablere små terskler på 0,3 - 0,5 meter, med kulper i mellom (Pulg m. fl. 2019). Stabilitet blir oppnådd ved å legge ut større steiner i bunnen, i formasjoner som vist på figurene 5.2 og 5.3. Disse bør ha en diameter på 400 – 800 mm (ca. 10%). Det bør deretter fylles på med steiner fra 100 - 400 mm (ca. 60 %). Deretter bør det legges ut gytegrus i størrelse 16 – 64 mm (ca. 30 %) (Pulg m. fl. 2019).

Vi foreslår tre hovedtyper av steinsettings-tiltak: S-terskler, Y-terskler og spredt steinsetting. S-terskler får vannet til å gå i svinger (fig 5.3, venstre). Y-terskler dannes ved å legge en stor stein i midten av kanalen (fig 5.3, høyre). Denne formasjonen splitter vannstrømmen og lager små virvler. Sted med

virvler er et yndet jaktsted for fisk, da de er mindre synlige og insektene som kommer med strømmen er lettere å ta. Spredt steinsetting er store steiner som plasseres tilfeldig i elveløpet. De er gode skjulesteder for fisk og fungerer som strømbrytere.

Det er viktig å velge rett type stein. Utlegging av sprengstein kan gi tap av nitrogen til vannet, som kan gi algeoppblomstring i rolige partier. Naturlig stein, f.eks. fra åker og utmark på Jæren, er derfor bedre.



Figur 5.3. Forslag til steinsetting av SMVF, sett ovenfra. T.v.: Steinene danner en S-formet strøm med hvirvler og variasjon. T.h.: Steinene danner en y-formet strøm med hvirvler og variasjon (Illustrasjon: Ruben A. Pettersen).

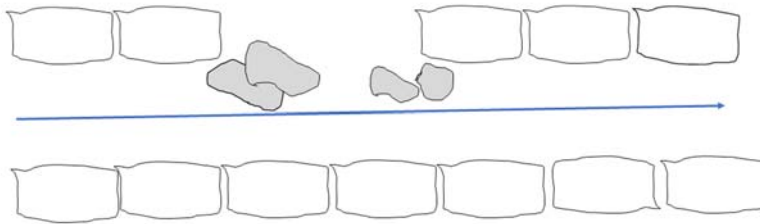
5.3.2 Kulper

Der det er mulig, kan små kulper anlegges i kanalene. Dette kan for eksempel utføres når steinsettingen likevel trenger vedlikehold pga. utrasinger. Som vist i figur 5.4 kan utrase kanter danne bakevjer som gir lavere vannføring. Figur 5.5. illustrerer tiltaket; dimensjonering vil avhenge av vannføring i kanalen og dermed også størrelsen på oppstrøms nedbørfelt. Dypere kulper i vassdraget gir laksefisk mulighet for overvintring, samt overlevelse ved ekstreme tørkeperioder (Hvidsten, 1985). Dette kan redusere effekten av klimaendringer (Jonsson og Jonsson, 2009; Muhlfield m. fl. 2018).

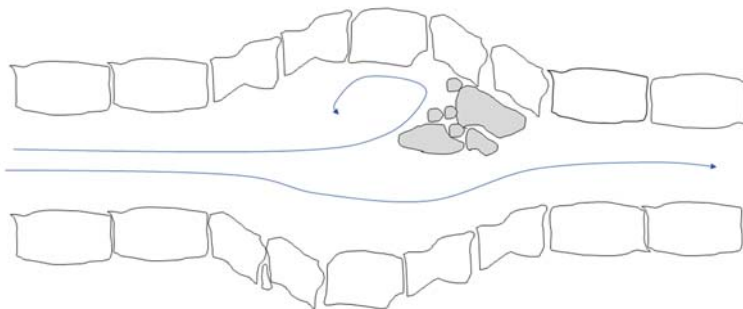


Figur 5.4. I en utrasing av en ellers rett elvestrekning tar et andepar en hvil. Ved å 'restaurere' slike utrasinger forsvinner mangfoldet i kanalene, og det anbefales derfor å vurdere å anlegge små kulper og bakevjer ved restaureringstiltak.

A.



B.



Figur 5.5. Der deler av kanalen har rast ut (A), kan det ved vedlikeholdsarbeid vurderes å vide ut kanalen til en kulp (B), enten på begge eller den ene siden, slik at det kan dannes bakevjer og roligere partier i strømmen (grå steiner viser stein nede i kanalen, hvite steiner viser øvre kant av steinsatt kanal).

5.3.3 Fangdammer, renseparker, konstruerte våtmarker

I tillegg til steinsettingen kan det vurderes om det kan anlegges renseparker, fangdammer eller konstruerte våtmarker i de mindre sidekanalene, også her med noe dypere partier der fisk kan overleve om vinteren eller ved tørke. Hvis disse beplantes med stedefgen vannvegetasjon kan de også bidra til

redusert avrenning av næringsstoffer og plantevernmidler. Tiltaket kan gi et betydelig bidrag til biomangfoldet, både terrestrisk og akvatisk.

Dammene bør ha vannplanter som kan ta opp næringsstoffer fra vannet, gjerne i et meandrerende mønster, slik at djupålen går i sikk-sakk mellom vannplantene. Se skisser i NIBIOs Tiltaksveileder⁴.

Det er viktig at dammene ikke anlegges slik at de blir et vandringshinder for fisk.

5.3.4 Bevare eksisterende våtmark og myr

Økt press på arealer som kan dyrkes opp eller brukes til produksjon av biomasse i 'det grønne skiftet' kan medføre at mer marginalt areal dreneres og tas inn i produksjon (Skarbøvik m. fl. 2020). Bevaring av slike områder kan være vesentlig for flomdemping, biomangfold og andre økosystemtjenester.

5.3.5 Fjerning av vandringshinder

Kulverter under veier kan utgjøre vandringshindre for fisk. Fjerning av slike hindre kan gi økte gyte- og oppvekstområder og være viktig for fiskebestanden i hovedvassdraget.

Det finnes flere løsninger for å fjerne slike vandringshinder, bl.a. har Vegvesenet erfaring med dette (se f.eks. Haugland og Vågnes Hjelle 2016).

5.3.6 Åpning av bekkelukninger

Bekkelukkinger og rørgater kan fjernes slik at vannet renner i åpen kanal. Dette vil kunne bedre økologien betraktelig i disse kanalene.

5.3.7 Remeandrering og fjerning av steinsetting

Enkelte kanaler eller rørgater kan vurderes omgjort til mer naturlige bekkeløp, med innlagte svinger og mer variasjon.

5.3.8 Kantvegetasjon

Trær og busker langs jordbruksvassdrag har stor betydning for biomangfoldet både på land og i vann (Lind m. fl. 2019; Blankenberg og Skarbøvik 2020). Ett av de frivillige jordbrukstiltakene som er foreslått i Dalabekken er etablering av naturlig kantsoner ved tilplanting med busker eller trær (tiltak-ID 5104-1616-M).

For akvatisk biologi er det særlig betydningen av kantvegetasjon for fisk som er undersøkt. Nedfall av løv og insekter fra trær skaper mattilgang for bunndyr (Gregory m. fl. 1991). Trær skaper ly for fisken, og gir skygge som kan redusere oppvarming om sommeren, noe som ikke minst er viktig for laksefisk (Pusey og Arthington 2003). Lie og Sørensen (2013) undersøkte laksefisk i et norsk leirvassdrag og understreket betydningen av å opprettholde skog både langs hovedelva og sidevassdragene. Særlig var sidebekkene viktige for gyting og oppvekst av ungfisk.

God kantvegetasjon kan stabilisere elvebreddene og redusere erosjon, og vil derved gi færre partikler i elvene, og minke risikoen for nedslamming av gytegrus. Videre er renseeffekten til kantsoner viktig for å redusere avrenning av plantevernmidler og næringsstoffer, og derved redusere faren for giftstoffer og eutrofiering i nedstrøms innsjøer.

⁴ <https://www.nibio.no/tema/miljo/tiltaksveileder-for-landbruket/tiltak-mot-vannforurensning-fra-landbruket/tiltak-mot-vannforurensning-fra-landbruket/fangdammer-og-renseparker?locationfilter=true>

Degerman m. fl. (2004) utførte en undersøkelse i svenske elver og fant at både mengden og størrelsen av ørret økte med økt andel trestammer og greiner som lå ute i elva. Det er derfor ikke slik at fjerning av trestammer i elver og bekker er bra for biologien.

Tidligere undersøkelser (f.eks. Blankenberg m. fl. 2017; Blankenberg m. fl. 2018; Blankenberg og Skarbøvik 2018) har vist at flere bønder mener trerøttene ødelegger utløpet til drengroftene. Videre kan trærne kaste skygge på åkeren, gi økt risiko for skadedyr og ugras og dessuten gi ekstraarbeid i form av opprydding etter tre-velt. Imidlertid viste en undersøkelse blant bønder på Østlandet som hadde deltatt i et treplantingsprosjekt at disse var svært positive til trær langs vannkanten (Skarbøvik m. fl. 2018). De påpekte bl.a. at trærne var et estetisk innslag i landskapet, hindret kanterosjon langs vassdragene og reduserte skader ved vind.

På Jæren bør det tas hensyn til at steinsatte kanaler kan rase ut pga. røtter fra trær, og det er også et spørsmål om det i dette landskapet er naturlig med trekker langs vannforekomstene. En løsning kan være å plante enkelte lavere, stedege vierarter ved kanalene. Spredte forekomster av slike busker vil være adskillig bedre enn kun gras langs med kantene. For humler er det dessuten viktig med selje og andre vierarter som blomstrer tidlig om våren. Buskene bør plantes slik at de ikke kommer i kontakt med drengsrør, men bør kunne gi skygge på vannet i kanalene.

Tette kanter av nåletrær anbefales ikke. Disse tar mye lys, og gir ikke tilstrekkelig nedfall av organisk materiale som kan fungere som mat for bunndyr.



Figur 5.6. Eksempel på hvordan kantvegetasjon kan filtrere avrenning fra grønnsakåker på Jæren. Øvre bilde viser dagens tilstand, der det er lagt stein og grus i et dråg for å lede vannet ut i en kanal. Bildet under illustrerer et alternativ, der kantvegetasjonen er intakt, og urter, gras og busker bidrar til å trekke opp vann og næringsstoffer fra avrenningen før den renner ut i kanalen. (Foto og ill. E. Skarbøvik, NIBIO).

5.3.9 Vannføring og tørrlegging

Uttørking av kanalene vil være katastrofalt for det biologiske livet, men det foreslås ikke tiltak for å hindre dette. Det er mye nedbør på Sør-Vestlandet, og kanalenes formål er å drenere vann fra dyrket mark. Imidlertid vil en del av de andre tiltakene bidra til å hindre tørrlegging:

- Ved å legge steiner i bunnen kan vannstrømmen ved lavvann konsentreres i mellomrommene mellom steinene, noe som reduserer faren for tørrlegging.
- Ved å anlegge kulper, renseparker, fangdammer eller konstruerte våtmarker i deler av kanalene, vil enkelte partier bli dypere og kan sikre at fisken overlever ved eventuelle tørkeperioder.
- Ved å bevare eksisterende våtmark og myr sørges det for jevnere vannstrøm i nedenforliggende vannforekomster.

5.4 Påvirkning på jordbruket

I henhold til flytdiagrammet for GØP skal realismen i nye, foreslåtte tiltak vurderes, herunder

- Er nye tiltak teknisk og økonomisk gjennomførbare?
- Kan tiltaket gjennomføres uten at det går vesentlig ut over bruken?
- Vil tiltaket ha effekt, bedre de økologiske forholdene?
- Kan tiltaket gjennomføres uten at det går vesentlig ut over miljøet for øvrig?

Tabell 5.1 tar for seg disse utfordringene og en kort vurdering er også gitt under.

Tiltakene som er foreslått under grønn og gul farge i tabellen bør ikke ha en vesentlig negativ effekt på muligheten for å produsere mat eller fôr. De ansees derfor å være innenfor tiltakspakken for å oppnå GØP. Imidlertid knytter det seg usikkerhet til de tiltakene som har fått gul farge, og det foreslås derfor at disse først testes ut i pilotforsøk. Frivillighet er viktig, og det er viktig å ha god dialog med bøndene for disse tiltakene. Det understrekes videre at en kost-nytte analyse ikke har vært omfattet av dette prosjektet.

Under er en kort vurdering av tiltakenes effekt på jordbruksproduksjonen:

- **Utlegging av stein** i bunnen av kanalene antas ikke å gi vesentlig økt fare for oversvømmelser. Kanalene er dype og en del utlagte steiner bør ikke skape vesentlig redusert vannvolum-kapasitet.
- Utvidelser av mindre sidekanaler for å anlegge **kulper** eller **rensedammer/fangdammer** tar relativt lite areal vekk fra jordbruksarealet. Rensedammer/fangdammer er anlagt flere steder i Norge og bør ikke være til vesentlig hinder for landbruksproduksjon.
- **Bevare eksisterende våtmark og myr.** Siden arealene i dag ikke er under produksjon, vil ikke tiltaket gi utfordringer for eksisterende landbruksdrift, men kan tvert i mot gi fordeler i form av fordøyning av flom og som habitat for pollinatorer.
- **Fjerning av vandringshinder, åpning av lukkede kanaler.** Tiltak i kulverter vil neppe ha innvirkning på jordbruksdrift, mens bekkeåpninger der det tidligere var rørgater kan gi redusert landbruksjord. Åpning av rør som i dag ligger begravd vil antakelig gi behov for klopper som jordbruksmaskiner kan forsere. I begge tilfeller anbefales å ha ugjødsle randsoner nært vannforekomstene, noe som vil kunne redusere landareal og dermed produksjon. Tiltakene er

teknisk gjennomførbare og særlig fjerning av vandringshinder er nevnt i flere regionale miljøprogram.

- **Remeandering, fjerning av steinsatte kanalkanter.** Dette kan gi redusert jordbruksareal, siden en naturlig bekk, særlig hvis den er uten kantvegetasjon, vil grave i kantene og elveleiet kan flytte på seg. Det vil i tilfelle være viktig å finne enkelte bønder som ønsker å prøve ut dette, og som kan fungere som en pilotstudie over denne typen tiltak på Jæren, for allmenn informasjon.
- **Variert kantvegetasjon** med urter, små busker og trær kan anlegges på steder hvor røttene ikke ødelegger drenerør eller steinsatte kanalkanter. For bønder som dyrker økologisk er tidligblomstrende seljer og vierarter viktige for humledronninga, og dermed for kløveråkeren. Skygge på jordbruksareal av lavere busker ansees som ubetydelig, og busker og trær langs jordbruksvassdrag har ikke blitt rapportert å øke faren for skadegjørere (Skarbøvik m. fl. 2018).

Hvis kantvegetasjonen kun består av urter vil det ikke bli utfordringer med røtter som ødelegger hydrotekniske installasjoner eller kanalkanter. Denne løsningen er imidlertid mindre gunstig for bunndyr og fisk, og det anbefales i så fall å forsøke å plante ut enkelte små busker der det er mulig.

Små klopper kan vurderes over kanalene for å skape skygge der det ikke er kantvegetasjon. Dog kan ikke slik skygge erstatte kantvegetasjon, siden dette ikke gir nedfall av organisk materiale.

Tabell 5.1. Oversikt over mulige nye tiltak, med vurderinger av økologisk nytte og eventuelle ulemper for landbruket.
Fargekoder: Grønn: Anbefales; Gul: Kan testes ut i pilotområde; Oransje: Anbefales ikke.

Tiltak	Økologi	Landbruk	Anbefaling
Stein i bunnen av kanaler	Bra for økologien i kanalene, gjelder flere biologiske kvalitetselementer. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers.	Liten negativ innvirkning. Antas ikke å gi vesentlig økt fare for oversvømmelser. Kanalene er dype og en del utlagte steiner bør ikke skape vesentlig redusert vannvolum-kapasitet.	Teknisk gjennomførbart, ikke uforholdsmessig dyrt, går ikke ut over landbruksproduksjon og kan gi god økologisk gevinst. Prioriteres
Kulper i kanalene	Bra for økologien i kanalene, gjelder flere biologiske kvalitetselementer. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers.	Et lite tap av jordbruksareal, men antas ubetydelig.	Teknisk gjennomførbart, ikke uforholdsmessig dyrt, går ikke vesentlig ut over landbruksproduksjon og kan gi god økologisk gevinst. Må anlegges riktig for å unngå tilslamming. Prioriteres
Fangdammer i sidekanaler/sidebekker	Bra for økologi og for å redusere næringsstoff. Flere biologiske kvalitetselementer. Oftest positiv påvirkning på miljøet ellers (terrestrisk økologi, fugler, etc.). Må ikke bli vandringshindre for fisk.	Er utprøvd mange steder, tar noe areal men bør ikke påvirke landbruket negativt.	Teknisk gjennomførbart, ikke uforholdsmessig dyrt, går ikke ut over landbruksproduksjon og kan gi god økologisk gevinst. Prioriteres
Bevare eksisterende våtmark og myr	Bra for akvatisk og terrestrisk økologi. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers.	Liten negativ innvirkning, kan hindre gjenvinning av land for bruk av mat og forproduksjon.	Teknisk gjennomførbart, ingen kostnader ved gjennomføring. Går ikke ut over eksisterende

Tiltak	Økologi	Landbruk	Anbefaling
	Opprettholder hydrologien i vassdraget. Fjerning av våtmark og myr kan gi redusert fordrøyning og økt risiko for flomskader nedstrøms.		landbruksproduksjon og kan gi god økologisk gevinst. Prioriteres
Fjerne vandringshindre	Bra for fisk. Kan gi økte gyte- og oppvekstområder og være viktig for fiskebestanden i hovedvassdraget.	Liten negativ innvirkning.	Teknisk gjennomførbart. Vil ikke gi redusert landbruksproduksjon. Store variasjoner i kostnader avhengig av løsninger/tiltak, men det kan søkes støtte. Prioriteres.
Bekkeåpning	Bra for økologien i kanalene, gjelder flere biologiske kvalitetselementer. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers.	Kan gi utfordringer med oversvømmelser hvis de nye bekkekanalene ikke er dype nok.	Kan testes ut enkelte steder hvis bonden er interessert. Pilotstudier
Remeandrering, fjerne steinsetting, gjøre kanaler om til bekker	Bra for økologien i kanalene, gjelder flere biologiske kvalitetselementer. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers.	Kan være motstand mot dette siden jordekantene blir mindre rette.	Kan testes ut enkelte steder hvis bonden er interessert. Anbefales ikke pga. negativ påvirkning på jordbruket
Kantvegetasjon med gress og planting av blomsterarter som er viktig for pollinerende insekter	Bra for akvatisk og terrestrisk økologi. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers. Forebygger avrenning av næringsstoffer fra landbruksareal.	Ødelegger ikke drenerør, tar ikke mye landbruksjord. Kan være meget positivt for økologisk landbruk (kløvereng).	Er et bedre alternativ enn stein og puk. Tar ikke mye landbruksjord. Anbefales.
Kantvegetasjon med busker (og trær). Fokus på lave selje- og pilearter, orekratt, og evt. annen stedegen vegetasjon som ikke vokser seg for høy og blir vindutsatt.	Meget bra for akvatisk økologi, gir næring til fisk og bunndyr, skjul og skygge. Også bra for terrestrisk økologi. Ingen negativ påvirkning på miljøet ellers. Forebygger avrenning av næringsstoffer fra landbruksareal.	Røttene kan ødelegge drenerør og steinsatte kanalkanter. Høyere trær kan gi skygge på åker og eng. Bra med tidlig blomstrende arter for pollinatorer som humle; økologiske kløverenger avhengig av humla. Kan redusere vindskader.	Teknisk gjennomførbart, men kan gå ut over landbruksproduksjon. Kan bli dyrt om steinsatte kanter raser ut. Bør testes ut med lave vierarter på utvalgte steder, i partier der trerøtter ikke vil ødelegge landbruksnyttige konstruksjoner (kanaler, drenerør). Pilotstudier

5.5 Vil de foreslåtte tiltakene gi en akseptabel GØP?

Tiltakene som er anbefalt i Tabell 5.1 vil bedre økologien i kanalene/bekkene på Jæren. Siden Norge har besluttet å gjennomføre 'tiltaksmetoden' for å fastsette GØP, er det viktig å vurdere hvilke avbøtende

tiltak som er realistiske å få gjennomført, uten at tiltakene går vesentlig ut over samfunnsnyttene (jordbruksproduksjonen), eller er uforholdsmessig kostnadskrevende. Den samlede økologiske effekten av de realistiske tiltakene utgjør miljømålet GØP.

Vi antar at de grønne tiltakene i tabell 5.1 kan gjennomføres uten at dette gir vesentlig negativ innvirkning på jordbruksproduksjonen. Det vi ikke vet er om det er nødvendig å gjennomføre alle disse tiltakene, eller om det holder med noen av dem. Som eksempelet Frøylandsbekken viser, kan steinsetting uten at det samtidig sørges for skygge fra kantvegetasjon gi masseforekomst av vannplanter. Busker langs bekken ville ha skapt skygge og gitt mindre gode vilkår for monokulturer av vannplanter. En studie av 14 elvesystemer i Europa viste at det er den samlede belastningen på vassdragene som utgjør det største trusselen for å få et bedre vannmiljø (Birk m. fl. 2020), noe som illustrerer betydningen av å vurdere gjennomføring av flere ulike typer av tiltak.

Det er et klart ønske fra regionale myndigheter å få anbefalinger om tiltakspakker i de enkelte vannforekomstene, men dette er utenfor målsetningen for dette prosjektet. Vi anbefaler derfor at det opprettes pilotprosjekter der det gjennomføres tiltak i ulik grad, med påfølgende undersøkelser av biologisk respons. Studiene bør utføres i hydromorfologisk modifiserte bekker/kanaler der det er liten påvirkning fra avløp og organisk materiale. Det trengs dessuten flere undersøkelser av biologi i modifiserte landbruksbekker/-kanaler i andre regioner av Norge før en endelig tiltakspakke som vil gi en akseptabel GØP er klar. Slike studier kan være tidkrevende, og det er derfor viktig å sørge for initiering av de tiltakene som er minst kontroversielle, for å sikre best mulig økologisk tilstand i SMVfer, uten at det går ut over jordbruksproduksjonen.

6 Konklusjon

Denne undersøkelsen av biologi koblet til hydromorfologi i vannforekomster på Jæren har gitt informasjon som bør være nyttig for forvaltningens arbeid med å oppfylle kravene i EUs vanndirektiv og den norske vannforskriften. Vi har valgt å inkludere flere kvalitetselementer enn det som er vanlig ved slike undersøkelser, og har også bestemt flere arter enn det som er nødvendig for å benytte allerede etablerte indekser. Dette ble gjort for å sikre at utarbeidelsen av GØP i SMVFER i jordbruksområder skulle bli utført med et bredest mulig datamateriale. Det var med andre ord viktig at vi hadde en metode som var åpen for at terskelverdier i SMVFER er annerledes enn i vannforekomster uten store hydromorfologiske inngrep.

De biologiske undersøkelsene viste bl.a. at

- Det ble funnet overraskende mange arter i de sterkt modifiserte vannforekomstene (SMVFER).
- Økt variasjon i elvestrengen ser ut til å øke antall arter av både bunndyr og fisk.
- Ved enkelte stasjoner i SMVFER var den økologiske tilstanden til laksefisk i svært god til god tilstand.
- Av de fiskeartene som ble undersøkt hadde ørret de laveste tetthetene og så ut til å bli utkonkurrert av laks. Det antas at dette skyldes for lite hydromorfologisk variasjon i habitatene.

Undersøkelsen har også gitt viktige resultater i forhold til hvilke indikatorer og indekser som kan benyttes i SMVFER:

- **Fisk** kan brukes som kvalitetselement for å fastsette økologisk potensial i SMVFER.
- **Bunndyr** hadde en signifikant respons av graden av steinsetting, og bunndyr-indeksen ASPT kan brukes til å fastsette økologisk potensial i SMVFER. Prøvene bør også vurderes etter andel EPT-arter og artssammensetting avhengig av type belastning.
- **Vannplanter** var en viktig faktor i SMVFER-ene og dekningsgraden til vannplantene viste en signifikant økning med økende steinsetting. Indekser for vannplanter i dag er lite tilpasset elver og det bør videreutvikles en indeks for flere vann typer. En indeks for vannplanter tilpasset SMVFER kan med fordel også utarbeides, men dette gjelder også for de andre kvalitetselementene. Det er hensiktsmessig å se på de dominerende artene og deres habitatkrav i forhold til toleranse av eutrofiering og hydromorfologiske elementer. Vannplanter kan ha en viktig økologisk funksjon, da de kan fungere som skjul for fisk og bunndyr.
- **Begroingsalgeindeksen** for eutrofiering hadde ingen respons på hydromorfologiske parameter. Vi vil derfor ikke anbefale denne til å sette økologisk potensial.

GØP finnes ved å iverksette alle mulige tiltak som samlet sett ikke går vesentlig ut over jordbruksdriften. Det er i denne rapporten gitt en rekke forslag til tiltak som kan bidra til å oppnå GØP, men forslagene bør testes ut i ulike pilotstudier i samarbeid med bonde/grunneier, i hydromorfologisk modifiserte bekker med liten påvirkning fra avløp og organisk materiale. Det er også behov for å undersøke flere slike kanaliserte eller kunstige vannforekomster andre steder i landet, for å øke utsagnskraften av de statistiske analysene.

Litteraturreferanser

- 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.
- Bach, H. (red.), Baattrup-Pedersen, A., Holm, P.E., Jensen, P.N., Larsen, T. Ovesen, N.B., Pedersen, M.L., Sand-Jensen, K. & Styczen, M. 2016. Faglig utredning om grødeskæring i vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 106 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 188.
- Blankenberg, A.-G.B. & E. Skarbøvik. 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) 2020 (in press).
- 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 buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. NIBIO Rapp. 3(14), 76 s.
- Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T., 2013. From expert judgement to supervised classification: A new approach to assess ecological status in lowland streams. *Science of the Total Environment*, 447: 116-122.
- Baattrup-Pedersen, A. 2000. Planter i vandløb - fortid, nutid og fremtid. TEMA- rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 34. 38 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 2009. Veileder 02:2009 Overvåking av miljøtilstand i vann.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2013- Veileder 02-2013-revidert 2015 Klassifisering av miljøtilstand i vann
- 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.
- Eie, J. A., Brittain J. & Eie, J. A. 1993. Biotopjusteringstiltak i vassdrag. Kraft og Miljø 21 (NVE). 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.

- 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.
- 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): 540-550.
- Haugland, Ø. & Vågnes Hjelle I.M. 2016. Frie fiskeveger – Utbedring av vandringshinder for fisk. VANN 01: 80-83.
- Hill, M., Chadd, R., Morris, N., Swaine, J. & Wood, P. 2016. Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *The International Journal of Aquatic Sciences* 776: 249-260.
- Hvidsten, N.A., 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and brown trout (*Salmo trutta* L.), caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *Journal of Fish Biology* 27: 711-718.
- Jonsson, B. & Jonsson, N., 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381-2447.
- 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.
- Levi, P.S. m.fl., 2015. Macrophyte Complexity Controls Nutrient Uptake in Lowland Streams. *Ecosystems*, 18: 914-931.
- Lid, J. & D. T. Lid (2013). R. Elven, red. *Norsk flora* (7 utg.). Oslo: Samlaget. ISBN 82-521-6029-8.
- 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.
- Lind, L., Hasselquist, E.M. & Laudon, H., 2019. Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 249: 1-8.
- 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): 8-19.
- Mjelde, M. 2006. Vasspest (*Elodea canadensis*) og small vasspest (*Elodea nuttallii*) Jæren 2006. NIVA-rapport 5295-2006.
- Mjelde, M., Hellsten, S. & Ecke, F., 2013. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704: 141-151.
- Mjelde, K. 1997. Virkninger av forurensing på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Vannvegetasjon i innsjøer- effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport 3755. 37 s.
- Molversmyr, Å. 2018. Vurdering av resultater fra problemkartlegging i mindre bekker og elver i Time, Klepp og Hå 2016-2017. 2018. NORCE Rapport 365, 29 s.
- 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.

- Pulg, U., B. T. Barlaup, H. Skoglund, G. Velle, S.-E. Gabrielsen, S. Stranzl, E. O. Espedal, G. B. Lehmann, T. Wiers, B. Skår, E. S. Normann, H.-P. Fjeldstad & F. Kroglund, 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 kunnskapsoppsummering. 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.
- Skarbøvik, E., Martinsen, S. Blankenberg, A.-G. & Isdahl, C. R. 2018. Treplanting langs vann i jordbruksområde. Overlevelse av trær og grunneiers erfaringer. Våler kommune i Østfold (Vannområde Morsa). NIBIO Rapp 4(30) 2018, 30 s.
- Skarbøvik, E., Jordan, P. Lepistö, A., Kronvang, B., Stutter, M.I. & Vermaat, J.E. 2020. Catchment effects of a future Nordic bioeconomy: From land use to water resources. *Ambio* 49(11) 2020 (in press).
- Sægvog, H., Helle, B. A. 2018. Ungfiskundersøkelse i Håelva 2017-18. Rådgivende Biologer AS Rapp. 2706, 15 s.
- Torgersen, P., Værøy, N., 2016. Overvåking av bunndyr og begroingsalger i utvalgte Jærvassdrag 2016. COWI Rapp. 2016. 39 s.
- Wolters, J.-W., Verdonschot, R.C.M., Schoelynck, J., Verdonschot, P.F.M. & Meire, P. 2018. The role of macrophyte structural complexity and water flow velocity in determining the epiphytic macroinvertebrate community composition in a lowland stream. *Hydrobiologia*, 806, 157-173.

Vedlegg

Vedlegg 1. Oversikt over vurderte stasjoner

Vedlegg 1-1: Tabell over vurderte SMVfer i elv/bekk, som var karakterisert som SMVF pga jordbrukspåvirkning i Rogaland.

Utvalgte forekomster er markert med **fet skrifttype**.

VF-ID	VF-navn	Påvirkningstype	Økologisk potensial	Økologisk pålitelighetsgrad	Kommunenavn
028-114-R	Skas-Heigre kanalen	Fysisk endring grunnet jordbruksiltak	Moderat	Høy	Sandnes, Klepp, Sola
028-122-R	Bekker til Hafrsfjord	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Moderat	Høy	Stavanger, Sola
028-15-R	Skådaheikanalen	Fysisk endring grunnet annen ingeniørvirksomhet	Dårlig	Høy	Klepp
028-15-R	Skådaheikanalen	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Dårlig	Høy	Klepp
028-29-R	Bekk til Hålandsvatnet	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Moderat	Høy	Stavanger, Randaberg
028-31-R	Bekkefelt til sjø i Randaberg	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Svært dårlig	Høy	Randaberg
028-50-R	Skeiekanalen	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Svært dårlig	Høy	Klepp
028-5-R	Salteåna	Fysisk endring grunnet annen ingeniørvirksomhet	Dårlig	Høy	Hå, Klepp, Time
028-72-R	Grødalands- og Brautkanalen	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Svært dårlig	Lav	Klepp, Time
028-74-R	Figgjo fra Gruda til Bore, innløpsbekker	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Dårlig	Høy	Klepp, Sola
028-95-R	Håelva; Dalabekken (anadrom strekning)	Fysisk endring grunnet annen ingeniørvirksomhet	Moderat	Høy	Hå
028-97-R	Håelva - Dalabekken	Fysisk endring grunnet annen ingeniørvirksomhet	Svært dårlig	Lav	Hå
028-98-R	Håelva - Bøbekken	Fysisk endring grunnet annen ingeniørvirksomhet	Dårlig	Høy	Hå
029-18-R	Stangelandsåna	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Moderat	Høy	Sandnes
029-57-R	Frøylandsvassdraget nedre	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Godt	Høy	Sandnes
029-63-R	Grunningen innløpsbekk sør-øst	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Dårlig	Lav	Sandnes
034-19-R	Bekkefelt Finnøy	Fysisk endring grunnet bekkelukking for jordbruk	Moderat	Høy	Finnøy

Vedlegg 1-2. Tabell over vurderte referansestasjoner

Her vist for undersøkelser av bunndyr.

Lokalitet	Stasjon	Siste prøve-taking	VF--ID	Vannmiljø-ID	Vann-type	Nedbørfelt areal km ²	ASPT	Tilstand nEQR
Kvasheimsåna	K-2	2019	028-89-R	028-98104	R107	18,91	6,50	0,73
Kvasheimsåna	K-5	2019	028-89-R	028-98106	R107	18,91	5,81	0,55
Kvasheimsåna	K-4	2019	028-89-R		R107	18,91	5,60	0,50
Kvasheimsåna	K-3	2019	028-89-R	028-98105	R107	18,91	5,79	0,55
Kvasheimsåna	K-1	2019	028-89-R	028-98103	R107	18,91	6,14	0,64
Figgjo	5 Figgjo oppstrøms Grudavatnet	2019	028-75-R	028-54631	R108	28,9	5,68	0,52
Figgjo	6 Figgjo ved Bore bru	2019	028-73-R	028-54640	R107	1,61	5,88	0,57
Mosvatnet	utløp	2018	028-84-R	028-84835	R108	19,71	5,60	0,50
Mosvatnet	utløp	2018	028-84-R	028-84835	R108	19,71	6,22	0,65

Vedlegg 2. Fangstdata fisk

Data fra El-fiske, beregnet etter Bohlin m. fl. (1989), c1 er første gangs fiske av 100m², c2 annengangs fiske og c3 er tredje gangs fiske. SE er standardfeil. Skas-Heigre (SKA) er ikke tatt med i tabellen da det kun ble fisket en gang, fordi tettheten var for lav til å beregne fisk pr m².

Lokalitet. Art	c1	c2	c3	Est. pop.stør	SE	fangbarhet	SE	Fisk pr m ²
Dal 1. Ørret	8	1	1	10	0,53	0,74	0,15	0,10
Dal 1. Laks	35	23	9	79	8,20	0,46	0,09	0,80
Dal 1.Samlet	43	24	10	88	6,88	0,50	0,08	0,89
Dal 1.Stingsild	41	29	20	137	29,68	0,30	0,09	1,38
Dal 2. Ørret	0	1	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00
Dal 2. Laks	47	15	10	78	4,11	0,58	0,07	0,79
Dal 2.Samlet	47	16	10	79	4,30	0,57	0,07	0,80
Dal 2.Stingsild	9	5	3	21	5,17	0,43	0,18	0,21
Dal 3. Ørret	2	1	0	3	0,36	0,71	0,29	0,03
Dal 3. Laks	16	10	4	35	5,10	0,47	0,13	0,36
Dal 3.Samlet	18	11	4	38	4,62	0,50	0,12	0,38
Dal 4. Ørret	3	0	0	3	0,00	1,00	0,00	0,03
Dal 4. Laks	32	15	6	58	4,01	0,56	0,09	0,59
Dal 4.Samlet	35	15	6	60	3,54	0,58	0,08	0,61
Dal 4.Stingsild	26	21	20	202	183,52	0,13	0,13	2,04
Dal 5. Ørret	3	2	0	5	0,67	0,65	0,24	0,05
Dal 5. Laks	22	16	7	57	9,59	0,41	0,12	0,57
Dal 5.Samlet	25	18	7	61	8,46	0,43	0,11	0,62
Dal 5.Stingsild	13	13	10	115	155,54	0,12	0,18	1,16
Frø 1. Ørret total	37	22	14	95	13,88	0,39	0,09	0,96
Frø 1. Ørret gytefisk	10	2	1	13	0,64	0,73	0,13	0,13
Frø 1. Ørret	27	20	13	91	24,23	0,30	0,11	0,92
Frø 2. Ørret total	41	20	6	72	3,78	0,59	0,07	0,73
Frø 2. Ørret gytefisk	14	9	0	24	1,38	0,66	0,11	0,24
Frø 2. Ørret	27	11	6	49	3,94	0,55	0,10	0,49

Mht stasjonene SKA1 og SKA2:

SKA 1: En ørret på 16,6 cm, en ål på 15 cm, 40 stingsild.

SKA 2: To ål, to stingsild.

Vedlegg 3. Artsliste bunndyr

	Dalsbeken						Frøylandsåna		Skas-Heigre	
	DAL 1	DAL 2	DAL 3	DAL 4	DAL 5	DAL 6	FRØ 1	FRØ 2	SKA 1	SKA 2
Bivalvia										
<i>Pisidium</i> sp.		2			1	1	1		27	
Coleoptera										
<i>Agabus guttatus</i>			1							
<i>Agabus</i> sp. (larve)			2	1						
Chrysomelidae (indet.)	1	1								
Dytiscidae (indet.)	3			2						
<i>Elmis aenea</i>	60	191	14	2	124	16	120	147	8	6
<i>Haliphus</i> sp.						2				
<i>Helophorus brevipalpis</i>					1					
<i>Hydraena gracilis</i>		2			5		5	3		
<i>Limnius volckmari</i>			1	1	24	7	11	40		
<i>Platambus</i> sp. (larve)	5									
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>						1				
Diptera										
Ceratopogonidae (indet.)				2	2					
Chironomidae (indet.)	765	183	676	734	224	504	130	218	256	146
Diptera (indet.)	3	2	1	2		3				
Limoniidae (indet.)					1					1
Pediciidae (indet.)	6	11	2	1	5	2		1	2	1
Psychodidae (indet.)					1					
Simuliidae (indet.)		6	45	5	44	11	1	2	265	78
Tipulidae (indet.)				1						
Ephemeroptera										
<i>Baetis niger</i>		1		2	54	90	9	42		
<i>Baetis rhodani</i>	1	70	326	37	1614	816	111	142	1	6
<i>Baetis</i> sp. (små)	3		1	1	14	34	2	22		
<i>Centroptilum luteolum</i>				1		25	1	1		
<i>Leptophlebia</i> sp.			1		1	74				
Gastropoda										
<i>Gyraulus acronicus</i>							2	7	1	
<i>Gyraulus</i> sp.									12	
Lymnaeidae (indet.)									1	
<i>Physa fontinalis</i>	1	1	26	5		11				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2	2					14	84	33	
<i>Radix balthica</i>	2	2		1		1			6	1
Plecoptera										
<i>Amphinemura</i> sp. (små)			1		49	2	6	9		
<i>Brachyptera risi</i>							1			
<i>Isoperla grammatica</i>					1					
<i>Isoperla</i> sp. (små)					22	8		2		
<i>Leuctra hippopus</i>				1	19	3	1	36		
<i>Leuctra</i> sp. (små)							1			
Nemouridae (indet.)						1	1			
<i>Protonemura meyeri</i>					71		18	51		
Pulmonata										
<i>Acroloxus lacustris</i>							1			
Trichoptera										
<i>Agapetus ochripes</i>							17	12		
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	1									
<i>Goera pilosa</i>	2									
<i>Hydropsyche pellucidula</i>							2	2	13	
<i>Hydropsyche siltalai</i>							7	5		
<i>Hydropsyche</i> sp. (små)									1	
<i>Hydroptila</i> sp.	1						1	2		
<i>Ithytrichia</i> sp.							2	5		
Limnephilidae (indet.)						1	1			
<i>Limnephilus extricatus</i>										1
<i>Limnephilus rhombicus</i>									2	
<i>Micropterna sequax</i>									6	
<i>Oecetis testacea</i>								1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1									
Polycentropidae (indet.) (små)	1		1		1	1	1			
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				1	14	28		2		
<i>Potamophylax cingulatus</i>	2									
Psychomyiidae (indet.)									1	
<i>Rhyacophila nubila</i>	6	10	5		7	7	4	1		
<i>Rhyacophila</i> sp. (små)	2	4			4	1	8	1		1
<i>Sericostoma personatum</i>							4	9		
<i>Tinodes</i> sp. (små)				1					1	
<i>Tinodes waeneri</i>	3	1		9	1	5				
Øvrige										
<i>Asellus aquaticus</i>		2	2	3	2	11			36	6
Collembola (indet.)			6							
<i>Erpobdella octoculata</i>						1			1	
<i>Glossiphonia complanata</i>	2	1							1	
Hydrachnidae (indet.)	348	168	60	12	30	126	25	18	30	11
Nematoda (indet.)			1							
Oligochaeta (indet.)	116	30	30	9	15	23		12	13	9
Totalt antall individer	1337	690	1202	834	2351	1816	508	877	717	267
Antall arter totalt	19	18	17	19	24	26	27	26	18	12
Antall EPT-arter	8	4	5	6	10	12	17	16	5	3

Vedlegg 4. Artsliste begroingsalger

	Dalsbekken						Frøylandsåna		Skas-Heigre	
	DAL 1	DAL 2	DAL 3	DAL 4	DAL 5	DAL 6	FRØ 1	FRØ 2	SKA 1	SKA 2
Cyanobakterier										
<i>Geitlerinema splendidum</i>								< 1		
<i>Heteroleibleinia</i> sp.										+
Grønnalger										
<i>Cosmarium</i> sp.								+		
<i>Microspora amoena</i>	< 1	+	< 1	++			+	+		+
<i>Oedogonium</i> a/b (19-21 µ)				+	+	+				
<i>Oedogonium</i> b (13-18 µ)								+		+
<i>Oedogonium</i> c (23-28 µ)	+	+	+	++	+	+	+	+	+	
<i>Oedogonium</i> d (29-32 µ)	+		+	++	+		++			
<i>Oedogonium</i> e (35-43 µ)	++		< 1	+		< 1				+
<i>Stigeoclonium tenue</i>										+
Gulgrønnalger										
<i>Vaucheria</i> sp.	1	< 1	5	8		+	50			30
Rødalger										
<i>Audouinella hermannii</i>	+++	+++	+++	+	+++	++	+++	++	+	+++
<i>Batrachospermum</i> sp.	+						< 1			
Øvrige										
<i>Sphaerotilus natans</i>	++	++	++	+++	++	++			+	

Vedlegg 5 Artsliste vannplanter

	Dalsbekken				Frøylandsåna	Skas-Heigre
	DAL 1	DAL 2	Dal 3	Dal 4	FRØ 1	SKA 2
Krustjønnaks						
Potamogeton crispus	x		x	x		
Småtjernaks						
Potamogeton berchtoldii	x					
Tusenblad						
Myriophyllum alterniflorum	x	x	x	x	x	
Vanlig tjønnaks						
Potamogeton natans	x	x				x
Klovasshår						
Callitriche hamulata	x	x	x	x	x	
Vassoleie						
Ranunculus sp. *				x		
Vasspest						
Elodea canadensis						x
Total antall arter	5	3	3	4	2	2
* Er ikke inkludert i indeksene						

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 og et avdelingskontor i Oslo.