



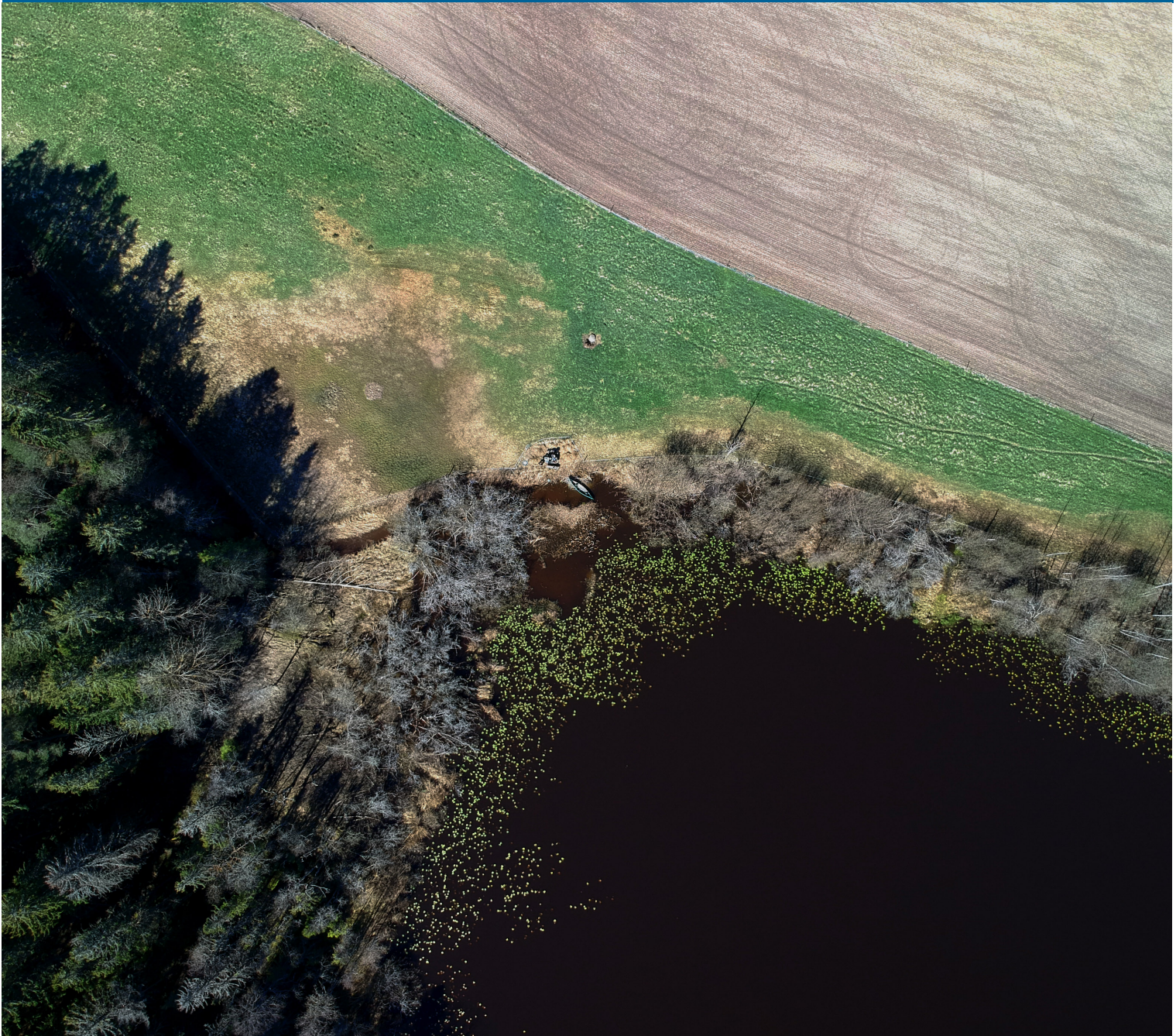
**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Har miljøtiltak i jordbruket effekt på biologiske kvalitetselement i vannforekomstene?

Revidert utgave

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 65 | 2021



Ruben A. Pettersen, Stein Turtumøygard, Eva Skarbøvik  
Avdeling for Hydrologi og vannmiljø, Divisjon for Miljø og naturressurser

**TITTEL**

Har miljøtiltak i jordbruket effekt på biologiske kvalitetselement i vannforekomstene?

**FORFATTERE**

Pettersen, R. A., Turtumøygard, S., Skarbøvik, E.

<b>DATO:</b>	<b>RAPPORT NR.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET:</b>	<b>PROSJEKTNR.:</b>	<b>SAKSNR.:</b>
09.04.2021	7/65/2021	Åpen	51123	18/01425
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG:</b>	
978-82-17-02815-4	2464-1162	24	4	

**FINANSIERINGSKILDE:**

Midler fra Klima- og miljøprogrammet ved Landbruksdirektoratet

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Jordbruk, miljøtiltak, økologisk tilstand, biologiske kvalitetselementer

Agriculture, mitigation measures, ecological status, biological quality elements

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Vannmiljø

Water environment

**KORT SAMMENDRAG:**

Prosjektet har undersøkt om det finnes en sammenheng mellom gjennomførte jordbrukstiltak og økologisk tilstand i vannforekomster, målt gjennom de biologiske kvalitetselementene bunndyr og begroingsalger. For nedbørfelt med mer enn 20 % jordbruksareal ble det funnet signifikant sammenheng mellom ingen jordarbeiding om høsten (åker i stubb gjennom vinteren) og økologisk tilstand, både for begroingsalger og bunndyr. Metodikken som er utviklet i prosjektet er lovende, og bør kunne benyttes i kommende prosjekter, etter hvert som flere biologiske data kommer til.

**LAND:**

Norge

**GODKJENT**

ROALD SØRHEIM

**PROSJEKTLÉDER**

RUBEN A. PETERSEN

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Prosjektet er finansiert gjennom Landbruksdirektoratets Klima- og miljøprogram (KMP) 2018/65103, Agros 101014.

Ruben A. Pettersen har vært prosjektleder, foretatt alle dataanalyser og hatt ansvaret for rapporteringen. Stein Turtumøygard har bidratt med å fremskaffe statistiske data over RMP, og kompetanse om Glommadata og Glommakart. Eva Skarbøvik har gitt faglige innspill og bidratt til rapporteringen.

Vi vil takke vannområdeledere som har bidratt med lokalkunnskap og data, herunder Line Gustavsen i Vannområde Leira Nitelva, Carina Rossebø Isdahl i Vannområde Morsa, Kristian Moseby i Vannområde Øyeren og Lars Kristian Selbekk i Vannområde Haldenvassdraget.

Vi vil også takke Kari Engmark fra Landbruksavdelingen og Simon Haraldsen fra Miljøvern avdelingen ved Statsforvalteren i Oslo og Viken, som har bidratt med kunnskap og relevant informasjon. Til sist vil vi takke Dag Rosland fra Miljødirektoratet for god hjelp med å hente og tilrettelegge data fra databasen Vannmiljø.

Rapporten er kvalitetssikret av seniorforsker Marianne Bechmann i henhold til NIBIOs kvalitetssikringsrutiner, og godkjent av Roald Sørheim, divisjonsdirektør for Miljø og naturressurser.

Ås, 09.04.21

Ruben A. Pettersen

Prosjektleder

# Innhold

1	Innledning.....	7
1.1	Bakgrunn og hensikt med undersøkelsen .....	7
1.2	Klassifisering av økologisk tilstand i vannforekomster .....	8
2	Datagrunnlag og metode.....	10
2.1	Valg av vannforekomster: Bekker og elver .....	10
2.2	Data benyttet for arealbruk, drift og tiltak .....	10
2.3	Datakilder for biologiske kvalitetselement .....	10
2.4	Statistiske analyser .....	11
2.5	Utvalg av stasjoner til analysen .....	12
3	Resultater .....	13
3.1	Vannforekomster med delnedbørfelt til Glomma .....	13
3.2	Delnedbørfelt i andre vannområder.....	15
3.3	Analyse av datasettet for 26 nedbørfelt ulike steder i Norge .....	15
3.3.1	Respons på begroingsalger av redusert jordarbeiding.....	18
3.3.2	Respons på bunndyr av redusert jordarbeiding.....	18
4	Diskusjon.....	20
4.1	Datagrunnlag .....	20
4.2	Effekt av jordbrukstiltak på biologiske kvalitetselement.....	20
4.3	Feilkilder og svakheter .....	21
5	Konklusjon .....	22
	Litteraturreferanser.....	23
	Vedlegg.....	25
	Vedlegg 1.....	25
	Vedlegg 2.....	26
	Vedlegg 3.....	27
	Vedlegg 4.....	28

# Sammendrag

I dette prosjektet er gjennomføring av miljøtiltak i jordbruket vurdert opp mot effekten av tiltakene, målt som økologisk tilstand i vannforekomstene.

En test av vannforekomster i nedbørfelt til Glomma viste at økende andel jordbruk og urbant areal i vannforekomsten ga dårligere økologisk tilstand. Derimot ga økende størrelse på nedbørfeltet bedre økologisk tilstand i vannforekomsten.

Prosjektet har gjennomgått over 1000 vannkvalitetsstasjoner i elver og bekker hvor det er samlet inn biologiske kvalitetselement minst to ganger. I bekker og elver ble indeksene PIT for begroingsalger og ASPT for bunndyr funnet best egnet til videre analyse av økologisk tilstand i vannforekomstene. nEQR-verdier for disse biologiske kvalitetselementene ble deretter testet mot graden av tiltaksgjennomføring i nedbørfeltet. Det var utfordrende å finne stasjoner for registrering av begroingsalger og bunndyr som ikke hadde andre vesentlige påvirkninger enn jordbruksvirksomhet. Utvalg av stasjoner for testing av sammenhenger mellom jordbrukstiltak og økologisk tilstand ble 18 stasjoner for bunndyr og 21 stasjoner for begroingsalger. Disse stasjonene hadde vært overvåket i perioden 2009 til 2018.

Resultatene viste at for nedbørfelt med mindre enn 20 % dyrket mark var det ikke sammenheng mellom jordbrukstiltak og økologisk tilstand. For nedbørfelt med mer enn 20 % jordbruksareal fant vi en signifikant bedret indeks for økologisk tilstand basert på eutrofi for både begroingsalger og bunndyr, når åkrene ikke ble jordarbeidet om høsten, men lå i stubb gjennom vinteren.

For øvrige tiltak i landbruket (grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier) var det vanskelig å finne sammenhenger, dette skyldes bl.a. at tiltaksgjennomføringen ikke har vært konsistent og at det har vært lav gjennomføringsgrad i flere av de nedbørfeltene som inngikk i analysen.

Metodikken som er utviklet i prosjektet er lovende, og bør kunne benyttes i kommende prosjekter. For at dette skal kunne gjennomføres gis det råd om hvordan overvåkingen kan tilrettelegges for å utføre tilsvarende undersøkelser i fremtiden. Biologiske kvalitetselementer har den egenskapen at de gir informasjon om vannkvalitet over tid, og kan derfor gi viktig informasjon om landbrukstiltak virker etter hensikten.



# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn og hensikt med undersøkelsen

Et omfattende arbeid er gjort for å evaluere hvordan regionalt miljøprogram (RMP) har virket på kulturlandskap, biologisk mangfold, kultur og kulturminner, friluftsliv og tilgjengelighet, plantevernmidler, utslipp til luft og avrenning til vassdrag og kyst (Øygarden m.fl. 2012, 2017, 2018; Kårstad og Knutsen 2016). Det er også utført en rekke analyser av hvorvidt tiltak i jordbruket har innvirkning på vannkvalitet (f.eks. Bechmann m.fl. 2021). Det er imidlertid ikke utført noen samlet, nasjonal evaluering av om RMP-tiltak utført i et nedbørfelt har hatt effekt på *den økologiske tilstanden* i vannforekomstene.

Etter at vannforskriften ble innført i Norge i 2007 har det blitt krav om at alle vannforekomster skal oppnå god økologisk tilstand. Den seneste fristen var innen 2021, og hvis dette ikke kan oppnås, skal miljømålet nås i løpet av neste planperiode som avsluttes i 2027.

Det er gjennomført mange miljøtiltak i jordbruket, og effekten av disse tiltakene blir målt gjennom tiltaksrettet overvåking av vannforekomstene. I tillegg til tiltak utført under RMP, er det også utført tiltak finansiert av spesielle miljøtiltak i jordbruket (SMIL-midler), samt gjødslingstiltak. Disse tiltakene skal være lagt inn i tiltaksmodulen i databasen Vann-nett og skal også være knyttet opp mot en påvirkning på en eller flere vannforekomster. Sektorene har gjort opp en status for tiltakene i tiltaksmodulen og rapportert dette til vannregionmyndigheten. I henhold til ESAs<sup>1</sup> regelverk skulle de foreslåtte tiltakene vært igangsatt i siste kvartal av 2018, og burde derfor være inne i Vann-nett da dette prosjektet startet.

Data fra tiltaksovervåkingen kan brukes til å evaluere om de gjennomførte tiltakene har virket etter hensikten, herunder om innsatsen av miljøtiltak i jordbruket har bidratt til måloppnåelsen. Flere vannområder har gjennomført tiltaksrettet overvåking av innsjøer og elver/bekker i jordbruksdominerte nedbørfelt over flere år, og det foreligger derfor data for biologiske kvalitetslementer fra flere stasjoner.

Bakgrunnen for prosjektet var en idé om at det burde være mulig å koble økologisk tilstand i vannforekomstene, målt gjennom biologiske kvalitetslement, med tiltaksgjennomføringen i tilknytning til vannforekomsten eller i oppstrøms nedbørfelt.

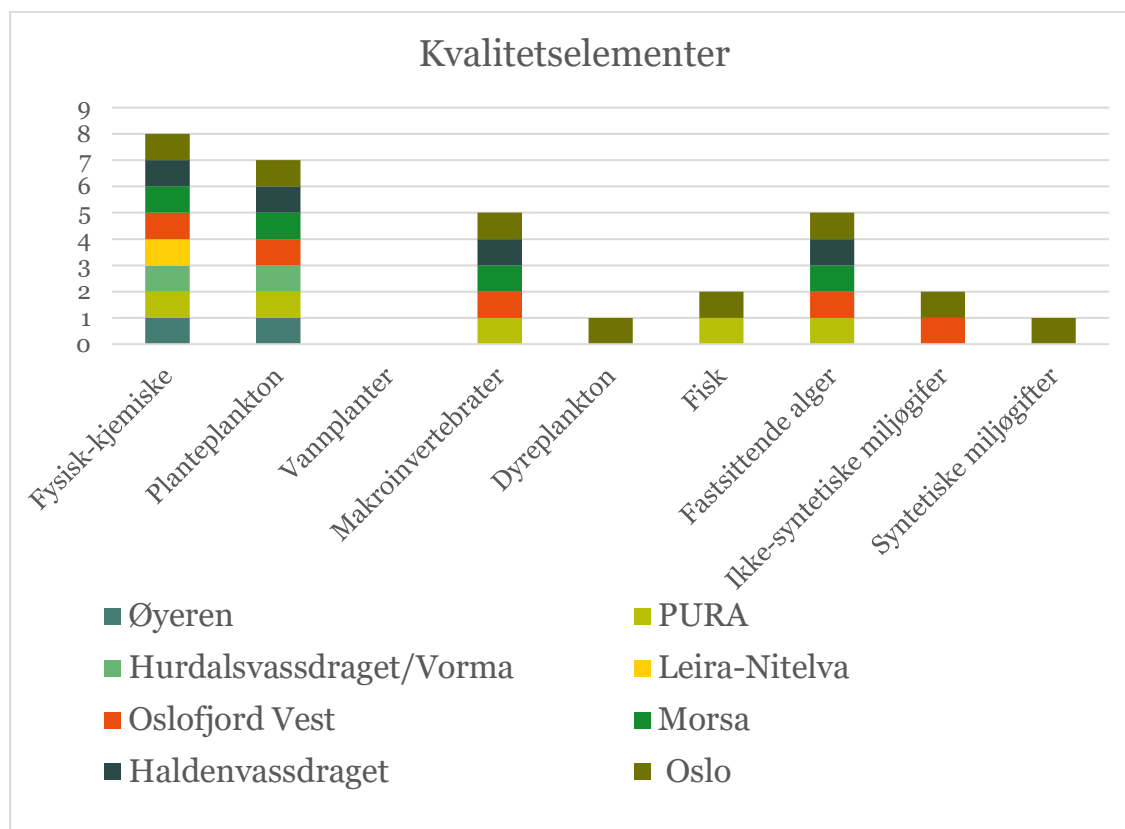
En test på data fra 2016 av hvilke kvalitetslementer som har blitt brukt til tiltaksrettet overvåking hos åtte vannområder i Oslo og Akershus viste at alle hadde overvåking av fysisk-kjemiske kvalitetslementer, litt over halvparten overvåket bunndyr («makroinvertebrater») og begroingsalger («fastsittende alger»); figur 1.

Om vi ser Norge under ett, er bunndyr brukt til klassifisering av økologisk tilstand i 5448 vannforekomster, deretter følger fisk i 4232 vannforekomster, mens begroingsalger er undersøkt i 1798 vannforekomster. Antall vannforekomster som er påvirket av jordbruk i stor grad er 1310, mens 2715 er påvirket i middels og 4933 i liten grad (data fra Vann-nett). Denne datasjekken indikerte at det burde være gode forutsetninger for å finne egnede målestasjoner til dette prosjektet.

Prosjektet har derfor hatt som mål å øke kunnskapen om effekt av miljøtiltak på måloppnåelsen (god økologisk tilstand), ved å sammenstille data fra biologisk overvåking med gjennomførte miljøtiltak i jordbruksvassdrag.

---

<sup>1</sup> Overvåkningsorganet (ESA, EFTA Surveillance Authority) overvåker overholdelsen av EØS-reglene på Island, Liechtenstein og Norge, slik at de kan delta i det europeiske indre markedet.

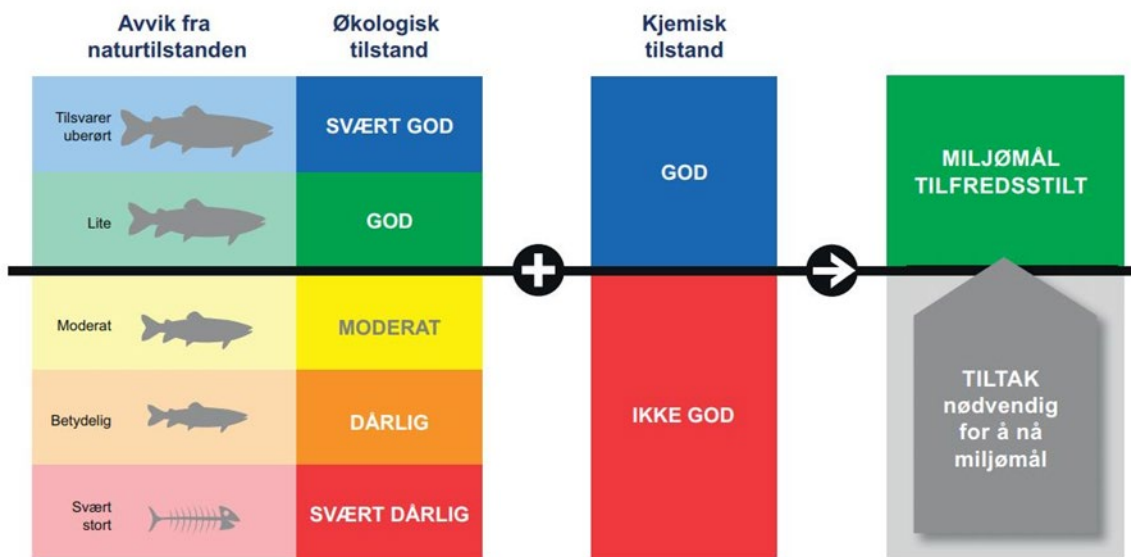


Figur 1. En test av 2016-data for hvilke kvalitetselementer som var blitt brukt til tiltaksrettet overvåking hos åtte vannområder i Oslo og Akershus Fylke (daværende).

## 1.2 Klassifisering av økologisk tilstand i vannforekomster

God økologisk tilstand er basert på at vannforekomstene skal oppnå en tilstand som er så nær mulig som naturtilstanden, eller referansetilstanden. For å finne avviket fra referansetilstand brukes ecological quality ratio (EQR) som er en økologisk kvalitetskvotient som varierer fra 0 til 1, der 1 er referansetilstanden, 0 er dårligste tilstand og 0,6 er grensen mellom god og moderat tilstand og dermed miljømålet (figur 2; tabell 1). En rekke kvalitetselementer brukes til å sette den økologiske tilstanden. Kvalitetselementene blir valgt på bakgrunn av hvilke påvirkninger som forventes å gi avvik fra naturtilstanden (Munné m. fl. 2016a, b). De økologiske klassegrensene går fra svært dårlig, dårlig, moderat, god, og til svært god økologisk tilstand og er basert på en dose-respons kurve med indeksering av tilstandsklassene (se tabell 3.1, Veileder 02:2018). Indeksene er avhengig av vanntype som er interkalibrert mellom land som har lik vanntype (Intercalibration Official Decision, ED 2018, se Lyrche Solheim m. fl. 2019). Klassegrensene er kodet med farge (se figur 2).





**Figur 1** Fargekoder brukt i rapporten for økologisk/kjemisk-tilstand (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering).

Alle vurderinger i denne rapporten er basert på Veileder 02:2018 Klassifisering (Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2018). Vannforekomstens tilstand har blitt vurdert etter fastsatte indekser. I vår analyse er det brukt to biologiske kvalitetselement knyttet til eutrofiering: Begroingsalger med klassifisering av analyseresultatene etter PIT-indeksen (Periphyton Index of Trophic status) (Schneider og Lindstrøm 2011) og bunndyr etter ASPT-indeksen (Average score per Taxon).

Fastsettelse av økologisk tilstand i Vann-Nett bruker alle parametere som ligger inne i Vannmiljø-databasen.

**Tabell 1.** Til tilstandsklassifisering brukes EQR (Ecological Quality Ratio) og normaliserte EQR verdier (nEQR), hvor hver tilstandsklasse har egen fargekode.

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 Datagrunnlag og metode

### 2.1 Valg av vannforekomster: Bekker og elver

Det ble tidlig tatt en avgjørelse om å velge vannforekomster i rennende vann, altså bekker og små elver. Mange innsjøer har lange tidsserier med biologiske kvalitetselementer, men i innsjøer er det ofte flere faktorer som påvirker økologisk tilstand, siden de kan ha store oppstrøms nedbørfelt og flere tilførselselver. Flere lavlandsinnsjøer med jordbrukspåvirkning er grunne, og vannets sirkulasjon kan øke faren for omrøring av bunnsediment og derved selvgjødsling.

En annen utfordring i innsjøer er oppblomstring av algen *Gonyostimum semen*. *G. semen* kan effektivt utnytte fosforkilder som er lagret i innsjøsedimentet (Rohrlack og Haaland 2019). Ved perioder med kraftige oppblomstring av *G. semen* kan bl.a. også nitrat brukes helt opp, slik at det ikke er fosfor som blir begrensende faktor (jf. Hobæk m. fl. 2012; Rohrlack 2020; Rohrlack m. fl., 2020).

### 2.2 Data benyttet for arealbruk, drift og tiltak

Vi har brukt følgende data og databaser over arealbruk, nedbørfeltareal og miljøtiltak i jordbruket:

- Registerdata om arealtiltak i RMP-ordningen, som er tilgjengelige pr. driftsenhet for årene 2002-2019 og som digitale kart (eStil) for årene 2013-2019. Tiltaksdataene er koblet til digitale kart over nedbørfelt pr vannforekomst.
- Glommadata/Glommakart: I forbindelse med rapportering til ESA i 2018, har vannområdene i Vannregion Glomma (nå Innlandet og Viken vannregion) laget et utvidet rapporteringssystem der det er registrert data utover databasen Vann-Nett. Systemet driftes av NIBIO (Turtumøygard m.fl. 2016) og er bestilt av Fylkeskommunene i Vannregion Glomma. Her er det lagt inn tiltakstyper, påvirkning og hvor mange av tiltakene som var igangsatt og utført innen 1. september 2018. Basert på dette lages det digitale RMP-kart med de aktuelle tiltakene og oppslutning på arealnivå. Data er tilknyttet vannforekomst.
- NVEs nettverktøy NEVINA (beregning av nedbørfeltareal oppstrøms målestasjonene).
- Arealressurskart (AR5) (beregning av andel arealbruk i nedbørfeltet, som skog, innsjø, myr, urbane områder og dyrket mark).

Det ble også vurdert å benytte registerdata for SMIL-tiltak. Disse er tilgjengelige pr driftsenhet. Tilskuddene varierer fra år til år og viste seg å være utfordrende å kvantifisere og relatere til effekten i vannforekomstene, derfor ble ikke disse data benyttet.

Når det gjelder oppsummering av RMP-tiltakene som er påbegynt ble det brukt Vann-nett. Det er ikke samsvar mellom mal for regionalt tiltaksprogram (08.11.2019)<sup>2</sup> og Vann-nett når det gjelder antall nøkkeltiltak og supplerende tiltak. Vi valgte å bruke de tiltakene som er rapportert inn i Vann-nett: KTM2 – «Tiltak for å redusere næringssaltavrenning fra jordbruk». Her er antall vannforekomster 12534, av disse var det ved prosjektets oppstart påbegynt miljøtiltak i 839 vannforekomster.

### 2.3 Datakilder for biologiske kvalitetselement

For økologisk tilstand i vann er følgende datakilder benyttet:

- Vann-miljø (data over biologiske kvalitetselement, samt støtteparametere).

---

<sup>2</sup> <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/jordbruk/ordninger-for-jordbruk/regionalt-miljotilskudd-rmb>

- Vann-nett (data om påvirkning og tiltak i vannforekomstene).
- Rapporter fra overvåking i vannområdene, i de tilfellene hvor biologiske data ikke var ferdig rapportert til Vann-miljø.

De to biologiske kvalitetselementene begroingsalger og bunndyr ble valgt ut for analyser i elver og bekker. Begroingsalger har indeksering for eutrofi og er brukt i mange jordbruksområder. De responderer godt på tilgjengelige næringsstoffer som er typisk for jordbruksavrenning og indeksen PIT er korrelert med fosfor (Schneider og Lindstrøm 2011). Bunndyr har samme egenskap, og dessuten lever mange av indeks-artene over flere år. Derfor gir de en mer langvarig respons på eutrofi (Porst m. fl. 2016; Batzer og Boix 2016).

Det er stort etterslep på innleggelse av biologiske kvalitetselementer i Vann-miljø. Ofte blir resultater liggende i rapporter, selv om det står i kontraktene at data skal legges inn i databasen. Det har ført til at vi har måttet ta inn resultater fra ulike overvåkingsrapporter. Tidlig indeksering som har vært feil i omregning fra PIT til nEQR (indeksen ble forandret) ble gjennomgått og rettet opp. I noen rapporter var det kun oppgitt ASPT-indeks, og vi måtte regne om til nEQR før de statistiske analysene kunne gjennomføres.

## 2.4 Statistiske analyser

Nedbørfelt er av forskjellig størrelse, og for å kunne sammenligne valgte vi å 'normalisere' dem. Alle typer areal, som fulldyrket mark, innmarksbeite, myr, skog, urbant, innsjø, ble delt på totalarealet og fikk så en andel som vi lot gå fra 0 til 1. Det samme ble gjort for størrelsen på jordbruksarealet som lå i stubb over vinteren (nStubb). Denne omregningen er den samme som er gjort for nEQR (her: bunndyr og begroingsalger), som også varierer mellom 0 og 1.

Alle analyser er utført i statistikkprogrammet JUMP (Sall m. fl. 2017). For å finne sammenhengen mellom tiltak og responsen til biologiske kvalitetselementer i hvert tilfelle ble det brukt Generalisert Lineær Modell (GLM) med basis i denne formelen:

$$E(Y) = g^{-1}(a\chi_1 + b\chi_2 + c\chi_1\chi_2)$$

hvor

$E(Y)$  er den forventede verdien av den biologiske responsvariabelen  $Y$ ,

$g$  er koblingsfunksjonen som spesifiserer hvordan responsen er relatert til de lineære prediktorene,

$\chi_1$  den standardiserte målingen av påvirkning 1 (f.eks. andel overvintring i stubb),

$\chi_2$  er den standardiserte målingen av påvirkning 2 og

$\chi_1 \times \chi_2$  er samspillet mellom de standardiserte målingene av påvirkning 1 og påvirkning 2.

Parameterne  $a$ ,  $b$  og  $c$  skalerer effekten av henholdsvis påvirkning 1, påvirkning 2 og deres interaksjon.

For såkalt «ekstreme uteliggere» (altså verdier som avviker ekstremt fra andre) ble data kontrollert på nytt for å sjekke at ikke andre data påvirket resultatene. Analysen ble kjørt på nytt uten disse ekstremverdiene. Det ble også foretatt en modellseleksjon. For vannforekomster i delnedbørfeltene i Glomma har vi gjennomført en generalisert lineær modell (GLM) og en korrelasjonsanalyse for:

- andel stubb i alle erosjonsrisikoklasser samlet (se vedlegg 1),
- hydrotekniske tiltak,
- meter vegetasjonssone,
- grasdekt vannvei,
- skog, myr, innsjø, urban, dyrket mark, avløp, industribedrifter grunnforurensing og totalareal.

## 2.5 Utvalg av stasjoner til analysen

I utgangspunktet ble nedbørfelt med mer enn 20% urbane områder utelatt fra studien, siden disse kan ha tilførsler fra veiavrenning, overvann, avløp, m.m. (Halliday m. fl. 2015). Stasjoner med unormalt høye verdier av tarmbakterier ble også unntatt, siden disse høyst sannsynlig er påvirket av avløp (Paruch m. fl. 2019). Nedbørfelt der det fantes avrenning fra deponier og industri ble også utelatt.

Stasjoner i Glommas delnedbørfelt ble valgt ut ved hjelp av verktøyene Vannmiljø, Vann-nett, Glommadata og Glommakart. Enhetene som ble brukt var vannforekomster. Dataene ble analysert med en multippel logistisk regresjonsanalyse testet for en rekke parametere for alle 355 landbrukspåvirkede vannforekomster i nedbørfeltet. Modellen hadde med additive og koblede effekter.

For å velge ut parametere og visualisere data ble en korrelasjonsmatrise utarbeidet basert på Glommadata med «Restricted Maximum Likelihood». Hver parameter i modellen gir et empirisk estimat av sin beste lineære objektive prediksjon og en test for om den tilsvarende koeffisienten er null. Resultatene fra disse analysene ble bl.a. brukt for å sette kriterier for utvalg av øvrige stasjoner til analysene.

Underveis i arbeidet ble det klart at opprinnelig plan med å benytte data tilknyttet vannforekomster ikke var en farbar vei å gå (se kapittel 3.1). Dette skyldes at vannforekomstene ikke er nedbørfelt, men vannstrenger knyttet til operative forvaltningsenheter. Et eksempel kan være flere bekkefelt som er slått sammen til én vannforekomst. Én stasjon i én av bekkene gir grunnlag for å fastsette økologisk tilstand i hele vannforekomsten, dvs. i alle de små bekkene som utgjør bekkefeltet. Et tiltak som er utført i ett av delnedbørfeltene vil være knyttet til hele forvaltningsenheten, men vil ikke nødvendigvis påvirke økologisk tilstand i en stasjon som ligger i en annen bekk. En vannforekomst kan også være en del av en elvestrekning, og denne kan ha et adskillig større oppstrøms nedbørfeltareal enn forvaltningsenheten tilknyttet elvestrekningen.

Dette medførte at vi måtte lage egne beregninger av nedbørfelt oppstrøms prøvetakingslokalitetene, og knytte den økologiske tilstanden i stasjonen til tiltakene utført i nedbørfeltet. Basert på analyser av data i Glommas nedbørfelt ble det satt følgende kriterier for videre utvalg av stasjoner i hele landet:

- Nedbørfeltet måtte være mindre enn 90 km<sup>2</sup> (se kapittel 3.1).
- Andel jordbruksareal måtte være større enn 20% av nedbørfeltet.
- Minst mulig påvirkning fra andre kilder, som kommunalt eller spredt avløp, andre punktkilder, eller urban påvirkning.
- Økologisk tilstand i vannforekomsten, slik den fremkom fra Vann-nett, måtte være bestemt basert på biologiske kvalitetselement, og det hadde vært mer enn én runde med biologisk prøvetaking på stasjonene.

Deretter ble over 1000 stasjoner i hele landet gjennomgått for å finne egnede stasjoner for biologiske kvalitetselement. Av disse ble 26 stasjoner funnet brukbare etter kriteriene. Fra disse måtte data hentes fra Vann-nett og fra ulike rapporter, og ble koblet til oppstrøms nedbørfeltareal og tiltak gjennomført i dette arealet.

Andel vegetasjonssoner og grasdekte vannveier viste seg å være vanskelig å ta ut fra Vann-nett, siden måten disse var blitt registrert på varierte. Andel stubb har større areal og er registrert mer enhetlig, derfor var denne parameteren enklere å ta ut i disse 26 stasjonene. Dermed ble følgende korrelasjoner testet for disse stasjonene:

- Økologisk tilstand for bunndyr (ASPT-indeks)
- Økologisk tilstand for begroingsalger (PIT-indeks)
- Andel jordbruksareal i stubb (nStubb)
- Totalfosfor-konsentrasjon i stasjonen

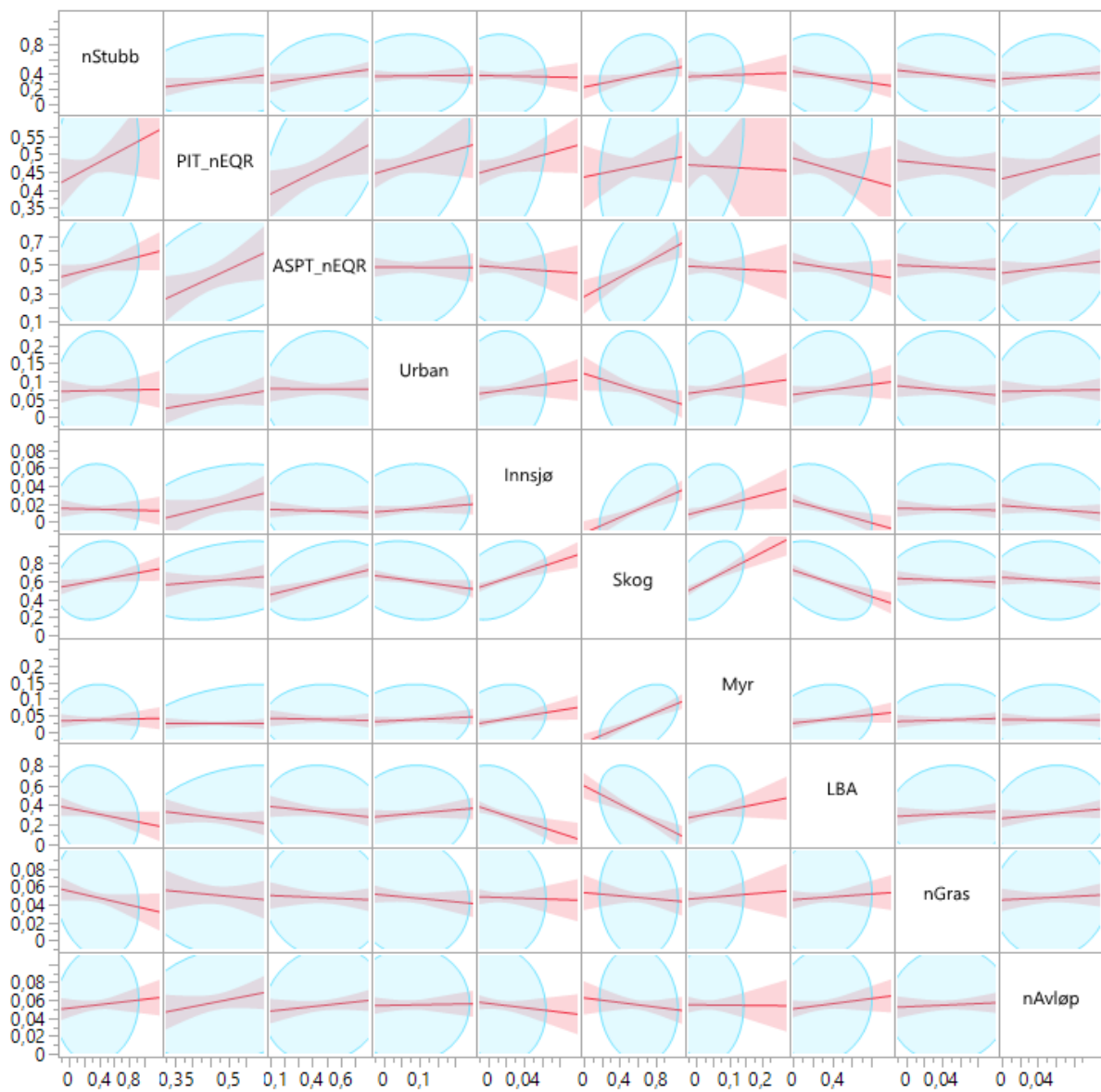
## 3 Resultater

### 3.1 Vannforekomster med nedbørfelt til Glomma

Analysen av Glommadata viste at de fleste vannforekomster med nedbørfelt over 90 km<sup>2</sup> hadde relativt liten andel jordbruksareal i nedbørfeltet. Videre viste analysene at med økende andel jordbruk og urbant areal i vannforekomsten ble økologisk tilstand dårligere ( $F_{4,438}=119$ ,  $p<0,001$ ). De statistiske analysene viste at det var en klar sammenheng mellom nedbørfeltets størrelse og økologisk tilstand i vannforekomsten. Økende størrelse på nedbørfeltet ga bedre økologisk tilstand i vannforekomsten ( $F_{4,424}=28$ ,  $p<0,001$ ). Store nedbørfelt har ikke bare mange påvirkningsfaktorer, men ofte også lavere andel jordbruksareal og større andel skogareal, noe som kan fortynne tilførslene (de Wit m. fl. 2020). Basert på dette ble nedbørfelt over 90 km<sup>2</sup> utelatt fra videre analyser, jf. kap. 2.5.

Analysen av nedbørfelt under 90 km<sup>2</sup> (N=57) viste at jo større andel jordbruksareal ( $-\log_{10}(p\text{-verdi}) = 16,1$ ) i nedbørfeltet til vannforekomsten jo dårligere økologisk tilstand (298 vannforekomster,  $F_{12,355}=96,7$ ,  $p<0,001$ ). De andre parameterne – andel stubb i alle erosjonsrisikoklasser samlet, meter vegetasjonssone, grasdekt vannvei, skog, myr, innsjø, urban, dyrket mark, avløp – ga ikke signifikante sammenhenger med økologisk tilstand i vannforekomstene i Glomma (figur 3). Resultatene viste dog at det var nesten signifikant ( $p = 0,08$ ) positiv sammenheng mellom andel stubb og indikator for bunndyr i en analyse av 355 delnedbørfelt til Glomma (figur 3).

Det var klart mest areal i erosjonsklasse 2 i Glomma (se Vedlegg 1), noe som kan medvirke til at det ikke var noen sammenheng mellom økologisk tilstand og erosjonsklasse (se Vedlegg 2).



	nStubb	PIT_nEQR	ASPT_nEQR	Urban	Innsjø	Skog	Myr	LBA	nGras	nAvløp
nStubb		0,70	0,08	0,88	0,83	0,05*	0,76	0,09	0,11	0,40
PIT_nEQR	0,70		0,24	0,41	0,52	0,41	0,31	0,30	0,70	0,66
ASPT_nEQR	0,08	0,24		0,77	0,24	0,00*	0,88	0,25	0,58	0,26
Urban	0,88	0,41	0,77		0,29	0,04	0,41	0,30	0,35	0,85
Innsjø	0,83	0,52	0,24	0,29		<,0001*	0,04*	0,00*	0,80	0,34
Skog	0,05*	0,41	0,00*	0,04*	<,0001*		<,0001*	<,0001*	0,56	0,39
Myr	0,76	0,31	0,88	0,41	0,04*	<,0001*		0,15	0,62	0,95
LBA	0,09	0,30	0,25	0,30	0,00*	<,0001*	0,15		0,56	0,27
nGras	0,11	0,70	0,58	0,35	0,80	0,56	0,62	0,56		0,64
nAvløp	0,40	0,66	0,26	0,85	0,34	0,39	0,95	0,27	0,64	

**Figur 3.** Korrelasjonsmatrise for 355 landbrukspåvirkede vannforekomster (nedbørfelt under 90 km<sup>2</sup>) i nedbørfeltet til Glomma. P-verdier i tabellen under basert på en Restricted Maximum Likelihood, \*er signifikant. I øverste del av figuren er rød linje korrelasjonen mellom de testede parameterne, lyserødt felt er konfidensintervall til korrelasjonen. De lyseblå ellipsene residuaene. Forklaring på forkortelser: Begroingsalger (PIT\_nEQR), Bunndyr (ASPT\_nEQR), Andel stubb (nStubb), andel urbane områder (Urban), innsjø, skog, myr, jordbruksareal (LBA), areal vegetasjonssone og grasdekt vannvei kombinert (nGras), andel godkjente anlegg (nAvløp).

## 3.2 Delnedbørfelt i andre vannområder

I neste trinn ble det først utført en manuell gjennomgang i Vannmiljø og Vann-nett av stasjoner i Haldenvassdraget, for å teste ut metodikk for å knytte stasjoner til oppstrøms nedbørfeltareal. Deretter ble over 1000 stasjoner over hele landet testet mot kriteriene i avsnitt 2.5. Resultatet var at 26 nedbørfelt med 21 stasjoner for bunndyr og 18 stasjoner for begroingsalger innfridde kravene (tabell 2). Kun fem av disse stasjonene var i Glommas nedbørfelt (i Vannområde Øyeren).

**Tabell 2. Utvalgte stasjoner med deres nedbørfelt(daa) benyttet i analysen av nEQR av bunndyr og begroingsalger vurdert mot nStubb (a: begroingsalger; b: bunndyr).**

Nedbørfelt	Fulldyrka jord	Innmarksbeite	Myr	Skog	Urban	Innsjø	Totalt	nEQR
Buskleinbekken <sup>1</sup>	1249	80	40	992	466	2	2829	a, b
Kampåa <sup>2</sup>	6573	155	5418	70739	1502	2499	86886	a, b
Hynnabekken <sup>2</sup>	12672	253	19	5940	3960	396	23240	a
Rømua <sup>2</sup>	35849	740	2643	46693	881	88	86894	a, b
Drogga <sup>2</sup>	4712	47	304	8816	456	706	15041	a, b
Frydenborgbekken <sup>2</sup>	2231	0	10	7430	0	19	9690	a, b
Ramstadbekken <sup>3</sup>	853	0	120	3120	0	40	4133	a, b
Loråsbekken <sup>3</sup>	6082	521	464	5334	875	54	13330	b
Berg <sup>3</sup>	1423	3	2331	15318	333	133	19541	b
Gorobekken <sup>3</sup>	2011	5	97	73720	0	194	76027	a
Børtelva <sup>3</sup>	3371	0	1040	41600	1	4680	50692	a, b
Prestelva <sup>4</sup>	12165	1264	4006	24383	3563	1540	46921	b
Rovrbekken <sup>5</sup>	4384	29	6	5149	1866	39	11473	b
Skuterud (JOVA) <sup>6</sup>	2685	5	87	1377	478	12	4644	a, b
Storgrava <sup>6</sup>	5250	77	0	1721	1340	18	8406	a
Såna <sup>7</sup>	7333	63	428	16851	1420	41	26136	b
Valsåa <sup>8</sup>	2613	133	1209	4032	671	141	8799	b
Finnstadbekken <sup>9</sup>	9705	69	869	17102	2904	91	30740	a, b
Gåsebybekken <sup>9</sup>	1832	48	211	3872	153	0	6116	a, b
Ihlebekken <sup>9</sup>	2345	21	183	8259	432	151	11391	b
Kinnbekken <sup>9</sup>	1306	65	228	2599	93	0	4291	a, b
Riserelva Løken <sup>9</sup>	7950	115	1312	25854	1679	629	37539	a, b
Engerelva <sup>9</sup>	2123	55	1311	13271	1571	0	18331	a
Toverudbekken <sup>9</sup>	1062	0	40	4400	96	0	5598	a, b
Hafsteinselva <sup>9</sup>	7422	263	1890	41400	15363	1592	67930	a
Leikulp <sup>10</sup>	13001	130	914	32287	3552	765	50649	b

Vannområder: 1. Gaulavassdraget, 2. Øyeren, 3. Inn-Trøndelag, 4. Nordre Fosen, 5. Horten – Larvik, 6. Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget, 7. Morsa, 8. Indre Fosen, 9. Haldenvassdraget, 10. Skien - Grenlandsfjordene

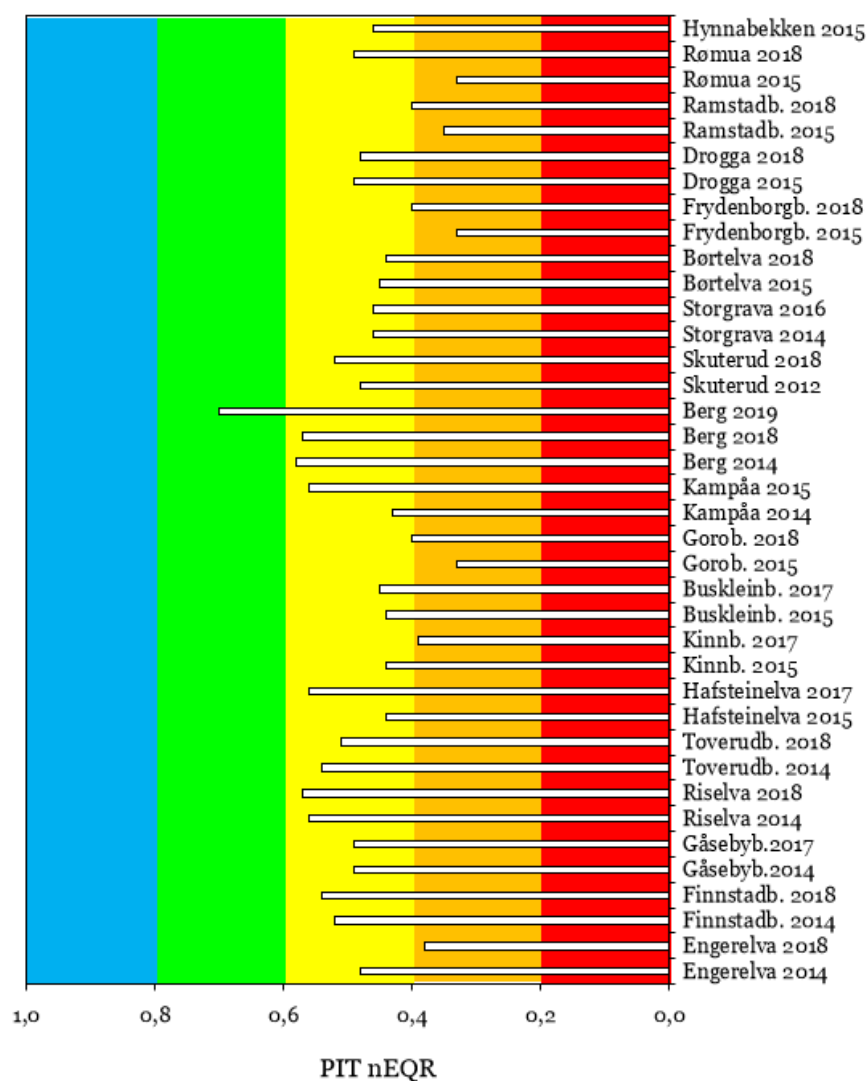
## 3.3 Analyse av datasettet for 26 nedbørfelt ulike steder i Norge

Det har ikke vært en jevn forbedring av tiltaksgjennomføring over tid i alle nedbørfelt når det gjelder åker i stubb, dette gjelder for hele landet (pers. medd. Marianne Bechmann). I gjennomgangen av endringer over tid så vi at enkelte stasjoner hadde fått en forbedring, mens andre hadde fått en forverring; tabell 3. Se også kapittel 4.3 for mulige feilkilder. Figur 4 viser begroingsalge-indeksen PIT

gitt som nEQR for stasjonene benyttet i analysen. Figur 5 viser bunndyrindeksen ASPT gitt som nEQR for stasjonene benyttet i analysen.

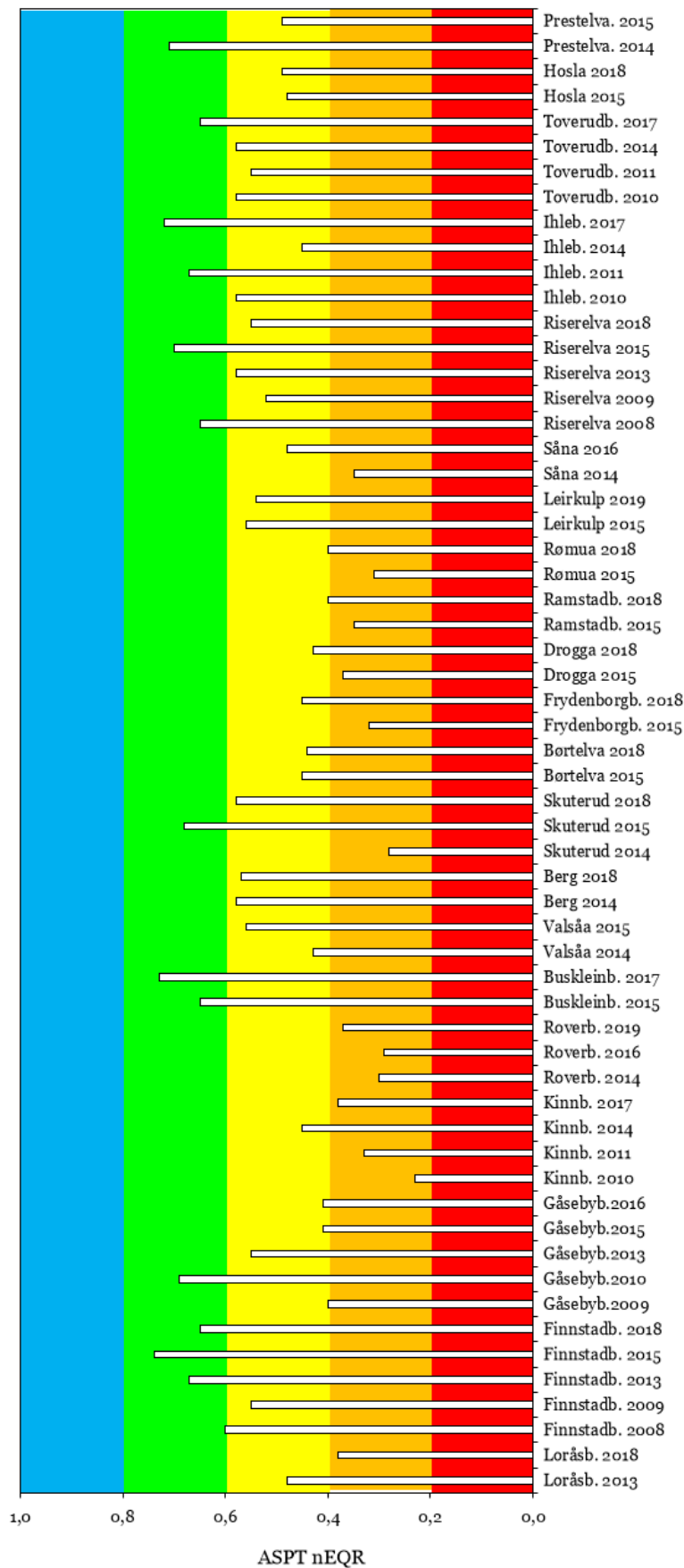
Tabell 3. Utvikling i økologisk tilstand mellom første og siste måling av begroingsalger og bunndyr i de 26 stasjonene.

Vannforekomster	Begroingsalger	Bunndyr
% dårligere økologisk tilstand	13	29
% uforandret økologisk tilstand	54	14
% forbedret økologisk tilstand	33	57



Figur 4. Begroingsalge-indeksen PIT gitt som nEQR for 18 stasjoner som er brukt i analysen av nStubb, fra utvalgte stasjoner i Norge. Fargene er gitt som i tabell 1.



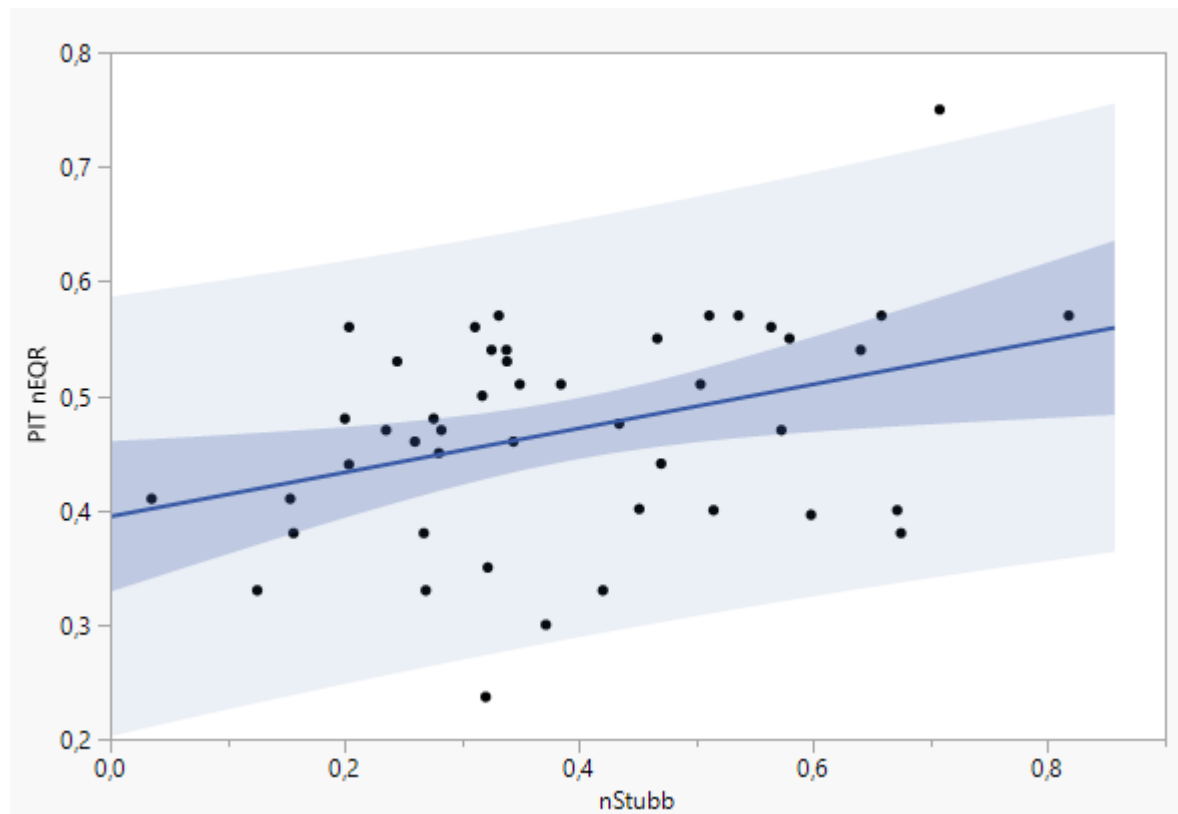


Figur 5. Bunndyrindeksen ASPT gitt som nEQR for 21 stasjoner som er brukt i analysen av nStubb, fra utvalgte stasjoner i Norge. Fargene er gitt som i tabell 1.

### 3.3.1 Respons på begroingsalger av redusert jordarbeiding

Den lineære modellen (figur 6) viste en sammenheng mellom andel areal i stubb (nStubb) i nedbørfeltet og indeksen for begroingsalger (PIT, nEQR), der økt andel stubb ga bedre tilstand (18 nedbørfelt,  $n=38$ ,  $R^2=0,21$ ,  $F_{1,27}=7,3$ ,  $p=0,01$ ). En svakhet er at de fleste vannforekomster er i intervallet for moderat økologisk tilstand. Et datasett med større variasjon i PIT kunne vært ønskelig.

Resultatene viste dessuten at sammenhengen mellom PIT og støtteparameteren total fosfor var signifikant, som forventet ( $n=82$ ,  $F_{80,21}=52$ ,  $R^2=0,59$ ,  $p<0,0001$ ; Vedlegg 3).



Figur 6. En positiv sammenheng mellom prosent areal i stubb (ingen jordarbeiding om høsten, nStubb) i nedbørfeltet og indeksen for begroingsalger (PIT nEQR). Det lyseblå området er predikert resultat gitt data. Grensen for god økologisk tilstand er ved 0,6 nEQR (18 nedbørfelt,  $n=38$ ,  $p=0,01$ ,  $R^2=0,21$ ,  $F_{1,27}=7,3$ ,  $p=0,01$ ).

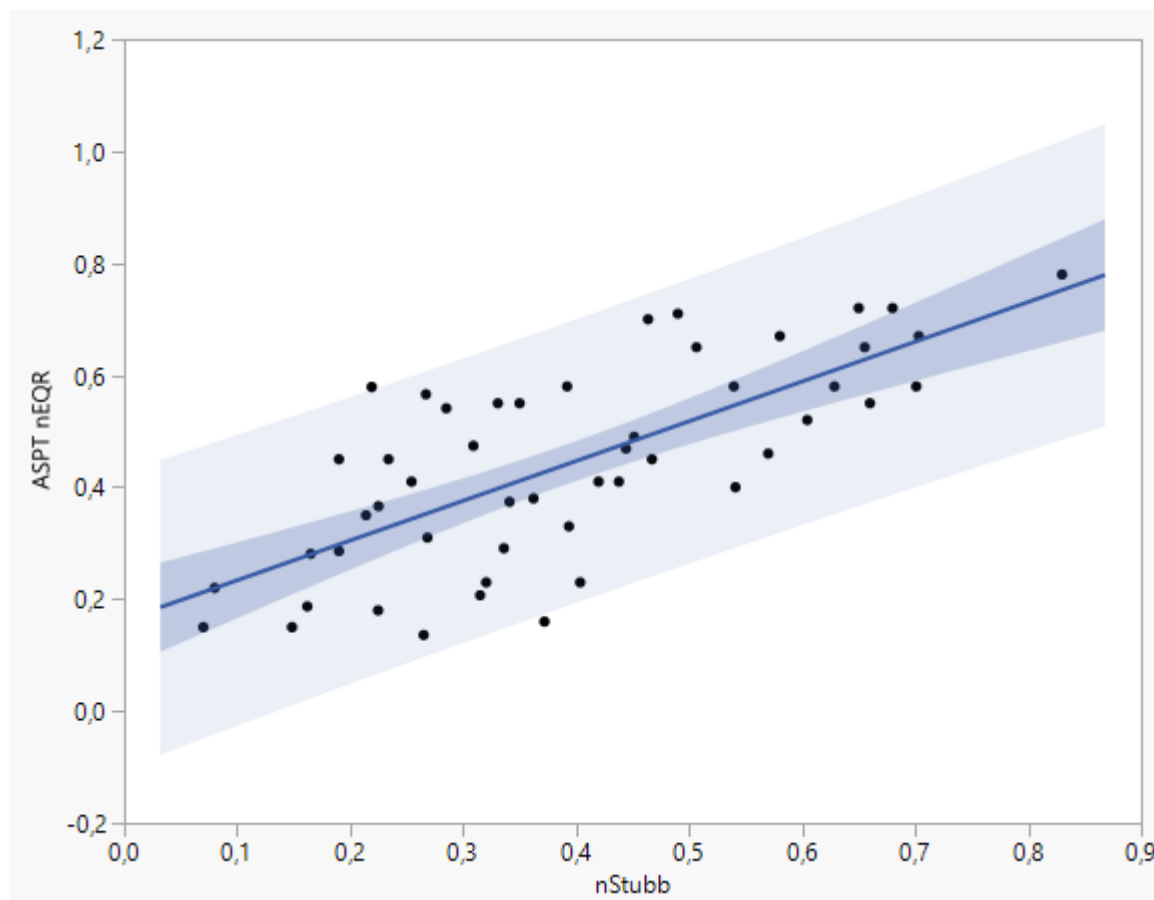
### 3.3.2 Respons på bunndyr av redusert jordarbeiding

Den lineære modellen (figur 7) viste en positiv sammenheng mellom prosent andel stubb (ingen jordarbeiding om høsten, nStubb) i nedbørfeltet og indeksen for bunndyr (ASPT, nEQR). Disse nedbørfeltene har mer enn 20% jordbruksareal og er mindre enn 90 km<sup>2</sup> (21 nedbørfelt,  $n=59$ ,  $p<0,001$ ,  $R^2=0,52$ ,  $F_{1,48}=52,7$ ,  $p=0,01$ ).

Ser en på hele generelle lineære modellen under ett, der responsen er ASPT nEQR, hadde andel stubb (nStubb) mest å si for bedring i økologisk tilstand ( $-\log_{10}(p\text{-verdi})=4,0$ ). Også andel skog i nedbørfeltet ga bedre tilstand for bunndyr ( $-\log_{10}(p\text{-verdi})=1$ ), hele modellen  $F_{6,49}=10,9$ ,  $p=0,0001$ ).

Testen viste at nStubb i nedbørfelt med over 50% jordbruksareal hadde størst effekt på bedringen av økologisk tilstand (ASPT, nEQR) hos bunndyrene (21 nedbørfelt,  $n=59$ ,  $R^2=0,50$ ,  $F_{1,15}=14,8$ ,  $p=0,01$ ). Tilførsler fra jordbruket betyr mer når det er større andel jordbruk i nedbørfeltet, tiltak i slike typer nedbørfelt vil gi en tydelig effekt i bunndyrsamfunnet.

En test på om responsen på ASPT følger støtteparameteren total fosfor ble også utført. Den viste at sammenhengen var som forventet og signifikant ( $n=82$ ,  $F_{80, 20}=5,9$ ,  $R^2= 0,64$ ,  $p=<0,0001$ , Vedlegg 4).



Figur 7. En positiv sammenheng mellom prosent andel stubb (ingen jordarbeiding om høsten, i alle risikoklasser, nStubb) i nedbørfeltet og indeksen for bunndyr (ASPT nEQR). Det lyseblå området er predikert resultat gitt data. Grensen for god økologisk tilstand er ved 0,6 nEQR (21 nedbørfelt,  $n=59$ ,  $p=<0,001$ ,  $R^2=0,52$ ,  $F_{1,48}=52,7$ ,  $p=0,01$ ).

## 4 Diskusjon

### 4.1 Datagrunnlag

Bruk av databasene Vann-Nett og Vann-miljø for å undersøke effekten av tiltak i jordbruket er utfordrende, siden forvaltningsenheten «vannforekomst» ikke omfatter alt oppstrøms nedbørfelt. Faktisk omfang av oppstrøms tiltak for en stasjon i en vannforekomst kan derfor være annerledes enn det som er tilknyttet vannforekomsten i databasene. Det ble derfor nødvendig å definere oppstrøms nedbørfelt for hver av de utvalgte stasjonene.

I vannforekomster med jordbrukspåvirkning som er i moderat til dårlig økologisk tilstand, fant vi at bare en femtedel har hatt biologisk overvåking.

Under utvalgsarbeidet oppdaget vi flere likhetstrekk for hvor prøvestasjoner har blitt lokalisert. Ofte er stasjonene lagt i utløpet av en sideelv. Mange steder i Norge renner sideelvene gjennom et tettsted som gir flere typer forurensning (utslipp fra rensaneanlegg, avrenning fra tette flater i urban bebyggelse, små bedrifter, osv.). Hensikten med disse stasjonene er tiltaksrettet overvåking for å vurdere summen av alle tiltak, og for den funksjonen er plasseringen fornuftig. Vi ønsket å se på effekten av tiltak i jordbruket og de tiltakene ble vanskelig å skille fra tiltak i andre sektorer.

Det gjennomføres biologisk prøvetaking i to av bekkene i Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Siden jordbruk er den viktigste påvirkningskilden i disse feltene og siden jordbruksdrift i nedbørfeltene er godt dokumentert, egner JOVA-feltene seg godt til vårt formål. Det samles dessuten inn en rekke andre parametere som kan kobles mot de biologiske kvalitetselementene i disse feltene, i tillegg til at vannføring registreres (Wenng m. fl. 2020; Bechmann m. fl. 2017). Økt bruk av biologiske kvalitetselementer i tiltaksrettet overvåking i jordbruksvassdrag kan gi mer informasjon også om hvordan klima- og arealbruksendring påvirker økologien. Denne kunnskapen er særdeles viktig med tanke på den antatte omlegging av arealbruk og driftsformer for å møte fremtidens bioøkonomi (Skarbøvik m. fl. 2020 a, b).

Prosjektet har vist at det er et klart behov for å tilrettelegge stasjonsnettet for tiltaksrettet overvåking av jordbruksvassdrag bedre hvis vi skal vurdere om jordbrukstiltakene har effekt på økologisk tilstand.

### 4.2 Effekt av jordbrukstiltak på biologiske kvalitetselement

Analysene utført i dette prosjektet viser at redusert jordarbeiding har effekt på de biologiske kvalitetselementene bunndyr og begroingsalger. Jo større andel av jordene som ligger i stubb over vinteren, desto bedre var den økologiske tilstanden i nedbørfelt hvor jordbruk utgjorde mer enn 20% av arealet. Den største effekten var på bunndyrene, og særlig der oppstrøms jordbruksareal var over 50%. At andre tiltak ikke var signifikant i denne studien kan skyldes at omfanget av tiltakene var små i forhold til andel stubb, samt at de var utfordrende å knytte til oppstrøms nedbørfeltareal. Det kan tenkes at det i områdene som har høy andel stubb også utføres andre tiltak, som i tilfelle ville forsterke utslaget på bedre økologisk tilstand. Analysen fra Glomma viste at stor andel urbant areal og stor andel landbruksareal ga dårligere økologisk tilstand, mens andel skog ga en bedring. Det demonstrerer at det er en sammenheng mellom menneskelig aktivitet i nedbørfeltet og økologisk tilstand i bekken.

Bunndyr og begroingsalger responderer ulikt på næringsstoffer og organisk materiale (Schneider og Lindstrøm 2011). Begroingsalger har en mer lineær sammenheng med mengden fosfor i nedbørfeltet. Prøver av bunndyr har mange artsgrupper med flere preferanser og har da større spenn i reaksjonsformer for eutrofiering. Derfor er det viktig å bruke begge biologiske kvalitetselementer for å vurdere økologisk tilstand. Bunndyr og begroingsalger er til stede i vannforekomsten hele året og er derfor mer robuste parametere for å se forandring i vannkvalitet over tid, sammenlignet med stikkprøver for vannkvalitet.

Flere momenter kan gjøre at endret jordarbeiding om høsten ikke alltid er et fortrukket tiltak. Det kan være utfordrende å få til et godt så-bed til høstkorn uten jordarbeiding. Dessuten er det vanskeligere å få opptørring på våren, dermed blir det senere såing når åkeren først må tørke før pløying og såing. Senere såtid betyr lavere avling. En samfunnsanalyse av økosystemtjenester viste at endret jordarbeiding er av de mest kostnadseffektive tiltakene og tiltaket har effekt både på fosfor, nitrogen og jordtap (Øygarden m. fl. 2018). Andel stubb kan også være et mål på hvor opptatt bonden er av å drifte godt med flere typer tiltak (Øygarden m. fl. 2019). Samlet sum av disse tiltakene kan også være en ekstra driver og dermed også maskere det enkelte tiltaket i analysen.

### 4.3 Feilkilder og svakheter

Mye av jordbruksarealet hvor det dyrkes korn er på leirholdig jord (Knutsen 2021). Dette jordsmonnet har stort innhold av marin leire, en jordtype som har en øvre høydegrense på Østlandet og i Trøndelag på ca. 220 m o.h. Vannforskriften har per i dag ikke definerte klassegrenser for biologiske kvalitetslementer for leirvassdrag; det finnes kun klassegrenser for totalfosfor og ortofosfat (Veileder 2:2018 Klassifisering; Direktoratgruppen 2018). Det er vanskelig å ta biologiske prøver i leirvassdrag da de har mye finkornet sediment og få steder hvor bunndyr kan prøvetas (Eriksen et al. 2015). Økt partikkeltransport har innvirkning på substratet i elvene og dette har direkte effekt både på bunndyrfaunaen og begroingsalgene.

En annen faktor er kunnskap om hvor prøvene bør tas; dette krever erfaring og innsikt fra de som tar prøvene. Denne menneskelige faktoren kan spille en stor rolle i vassdrag der marginalene er små for å få med arter som påvirker indeksen. I flere vassdrag har enkelte prøvestasjoner blitt vurdert som mindre pålitelige, men dette er ikke oppgitt i databasene og må derfor sjekkes ut manuelt i rapporter. Selv om vi har gjennomgått en lang rekke rapporter kan vi ikke være sikre på at vi har fått med oss alle stasjoner som kan ha usikkerhet.

I 2018 ble det tatt mange biologiske prøver i de bekkene/elvene som er benyttet i prosjektet. Dette året var det ekstrem tørke om sommeren, og noen vannforekomster tørket helt ut, mens andre hadde lav vannføring, men også lave næringsstoff-konsentrasjoner. Det gjorde at biologien enten hadde dårlige kår pga. tørke, eller gode kår pga. lave næringsstoffkonsentrasjoner. Enkelte vannforekomster gikk fra svært dårlig til god tilstand f.eks. Sulta (nEQR på 0,26 til 0,56 se Vann-miljø). Vi hadde dessverre ikke tilstrekkelig med data fra andre år, og kunne derfor ikke utelate dette tørkeåret.

## 5 Konklusjon

Det er foretatt få undersøkelser av biologiske kvalitetselementer i vannforekomster der det i hovedsak er jordbruk som er påvirket. Dette gir et relativt lite datagrunnlag for å kunne vurdere effekter av miljøtiltak i jordbruket over hele landet.

Vi har undersøkt muligheten for å benytte over 1000 stasjoner for biologisk overvåking, og fant at 21 stasjoner for bunndyr og 18 stasjoner for begroingsalger kunne benyttes til formålet.

I disse stasjonene har vi demonstrert at høyere andel stubb i nedbørfeltet ga en bedre økologisk tilstand hos både bunndyr og begroingsalger.

Metoden som er benyttet i prosjektet bør kunne gjentas i nye studier etter hvert som det kommer flere biologiske data fra bekker og elver. Siden det er få steder det finnes gode data der jordbruket er dominerende påvirkning, vil vi anbefale å opprette flere stasjoner for biologiske kvalitetselement på egnede steder. For å overvåke effekten av miljøtiltak bør det også innsamles mer detaljerte data om jordbruksdrift i disse nedbørfeltene. På den måten kan en oppnå et bedre datagrunnlag for å spisse tiltakene der de har størst effekt. Både begroingsalger og bunndyr bør analyseres i disse stasjonene. JOVA-feltene er godt egnet til dette formålet.

# Litteraturreferanser

- Batzer, D. & D. Boix, 2016. *Invertebrates in Freshwater Wetlands: An International Perspective on their Ecology*. Bok. Springer International Publishing.
- Bechmann, M., Bøe, F., Stenrød, M., Tveiti, G. 2021. Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2019–2020 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO-rapport 7(9) 2021.
- Bechmann, M., M. Stenrød, I. Greipstrand, M. Hauken, J. Deelstra, H. O. Eggestad & G. Tveiti, 2017. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2016. NIBIO -rapport 3(79) 2017.
- de Wit, H. A., A. Lepistö, H. Marttila, H. Wennig, M. Bechmann, G. Blicher-Mathiesen, K. Eklöf, M. N. Futter, P. Kortelainen, B. Kronvang, K. Kyllmar & J. Rakovic, 2021. Land-use dominates climate controls on nitrogen and phosphorus export from managed and natural Nordic headwater catchments. *Hydrological Processes* doi:10.1002/hyp.13939.
- Direktoratsgruppa 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem for vann i henhold til vannforskriften. Veileder 02:2018. Utgitt av Direktoratets gruppa for gjennomføring av Vanddirektivet.
- Eriksen, T. E., M. Lindholm, M. R. Kile, A. L. Solheim, N. Friberg & T. E. P. M. Eriksen, 2015. Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver. Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport L.NR. 6792-2015
- Rohrlack, T., Haaland S. 2019. Transport of nutrients and humic matter to Lundebyvannet, MINA fagrapport Affiliation: Norwegian University of Life Sciences (NMBU) 55.
- Halliday, S. J., R. A. Skeffington, A. J. Wade, M. J. Bowes, E. Gozzard, J. R. Newman, M. Loewenthal, E. J. Palmer-Felgate & H. P. Jarvie, 2015. High-frequency water quality monitoring in an urban catchment: hydrochemical dynamics, primary production and implications for the Water Framework Directive. *Hydrological Processes* 29(15):3388-3407. doi: 10.1002/hyp.10453.
- Hobæk, A., J. E. Lovik, T. Rohrlack, S. J. Moe, M. Grung, H. Bennion, G. Clarke & G. T. Piliposyan, 2012. Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjosa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshw Biol* 57(10):1998-2014. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02832.x.
- Knutsen, H., 2021. Utsyn over norsk landbruk. Tilstand og utviklingstrekk 2020. NIBIO-rapport 7 (3) 2021.
- Kårstad, S. & H. Knutsen, 2017. Regionalt miljøprogram i Hordaland. Ei evaluering av regionale miljøtilskot i programperioden 2013-2016. NIBIO-rapport 3(27) 2017.
- Lyche Solheim, A., L. Globevnik, K. Austnes, P. Kristensen, S. J. Moe, J. Persson, G. Phillips, S. Poikane, W. van de Bund & S. Birk, 2019. A new broad typology for rivers and lakes in Europe: Development and application for large-scale environmental assessments. *Sci Total Environ* 697:134043-134043 doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134043.
- Munné, A., A. Ginebreda & N. Prat, 2016a. *Experiences from Ground, Coastal and Transitional Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part II)*. Bok. Springer International Publishing.
- Munné, A., A. Ginebreda & N. Prat, 2016b. *Experiences from Surface Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part I)*. Bok. Springer International Publishing.

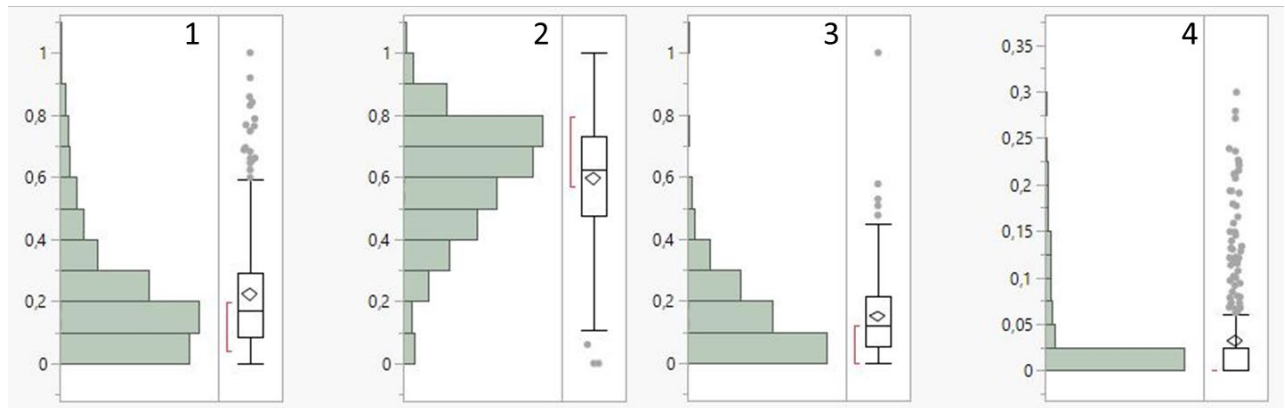
- Paruch, L., A. M. Paruch, H. G. Eiken & R. Sørheim, 2019. Faecal pollution affects abundance and diversity of aquatic microbial community in anthropo-zoogenically influenced lotic ecosystems. *Scientific Reports* 9(1):19469 doi:10.1038/s41598-019-56058-x.
- Porst, G., O. Miler, L. Donohue, T. Jurca, F. Pilotto, M. Brauns, A. Solimini & M. Pusch, 2016. Efficient sampling methodologies for lake littoral invertebrates in compliance with the European Water Framework Directive. *The International Journal of Aquatic Sciences* 767(1):207-220 doi:10.1007/s10750-015-2500-1.
- Rohrback, T., 2020. The diel vertical migration of the nuisance alga *Gonyostomum semen* is controlled by temperature and by a circadian clock. *Limnologica* 80:125746 doi:10.1016/j.limno.2019.125746.
- Rohrback, T., P. Frostad, G. Riise & C. H. C. Hagman, 2020. Motile phytoplankton species such as *Gonyostomum semen* can significantly reduce CO<sub>2</sub> emissions from boreal lakes. *Limnologica* 84:125810 doi:10.1016/j.limno.2020.125810.
- Sall, J., L. Creighton & A. Lehman, 2007. *JMP start statistics: a guide to statistics and data analysis using JMP*. SAS Pub., Cary, N.C.
- Schneider, S. & E.-A. Lindstrøm, 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *The International Journal of Aquatic Sciences* 665(1):143-155 doi:10.1007/s10750-011-0614-7.
- Schneider, S. & E. A. Lindstrøm, 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological Indicators* 9(6):1206-1211 doi:10.1016/j.ecolind.2009.02.008.
- Skarbøvik, E., J. Aroviita, J. Fölster, A. L. Solheim, K. Kyllmar, K. Rankinen & B. Kronvang, 2020a. Comparing nutrient reference concentrations in Nordic countries with focus on lowland rivers. *Ambio* 49(11):1771-1783 doi:10.1007/s13280-020-01370-4.
- Skarbøvik, E., P. Jordan, A. Lepistö, B. Kronvang, M. I. Stutter & J. E. Vermaat, 2020b. Catchment effects of a future Nordic bioeconomy: From land use to water resources. *Ambio* 49(11):1697-1709 doi:10.1007/s13280-020-01391-z.
- Turtumøygard, S., M. Bechmann, L. J. Barkved & I. Seifert, 2016. Mal for enhetlig innhenting av data om tiltaksgjennomføring i vannregion Glomma. NIBIO-rapport 2(81) 2016.
- Weng, H., M. Bechmann, T. Krogstad & E. Skarbøvik, 2020. Climate effects on land management and stream nitrogen concentrations in small agricultural catchments in Norway. *Ambio* 49(11):1747-1758 doi:10.1007/s13280-020-01359-z.
- Øygarden, L. & M. Bechmann, 2017. Synergier av miljøtiltak i jordbruket - Klimagassutslipp, klimatilpassing, vannforvaltning og luftforurensninger i norsk jordbruk. NIBIO-rapport 3(51) 2017.
- Øygarden, L., M. Bechmann, T. Starkloff & S. Svendgård-Stokke, 2019. Synergier mellom tiltak for vannmiljø, klimatilpassing og klimagassutslipp. NIBIO-rapport 5(55) 2019.
- Øygarden, L., A. Grønlund, S. Skøien, K. Krokann, M. Bechmann & K. Nordskog, 2012. Evaluering av regionale miljøprogram (RMP). Vurdering av ordningen: "Avrenning til vassdrag". Bioforsk rapport 7 (21) 2012.
- Øygarden, L., A. Veidal & M. Bechmann, 2018. Kostnader og effekter av vannmiljøtiltak i jordbruket - En statusrapport og metode for samfunnsøkonomisk analyse. NIBIO-rapport 4(36) 2018.



# Vedlegg

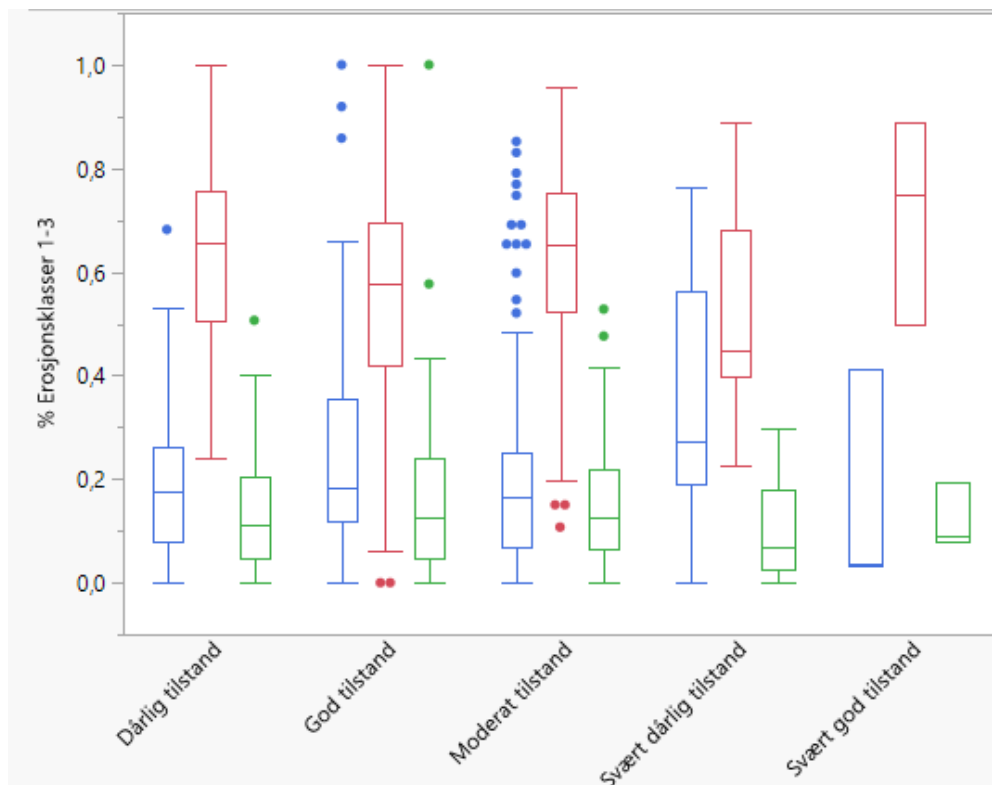
## Vedlegg 1.

Erosjonsklasser i Glommas nedbørfelt.



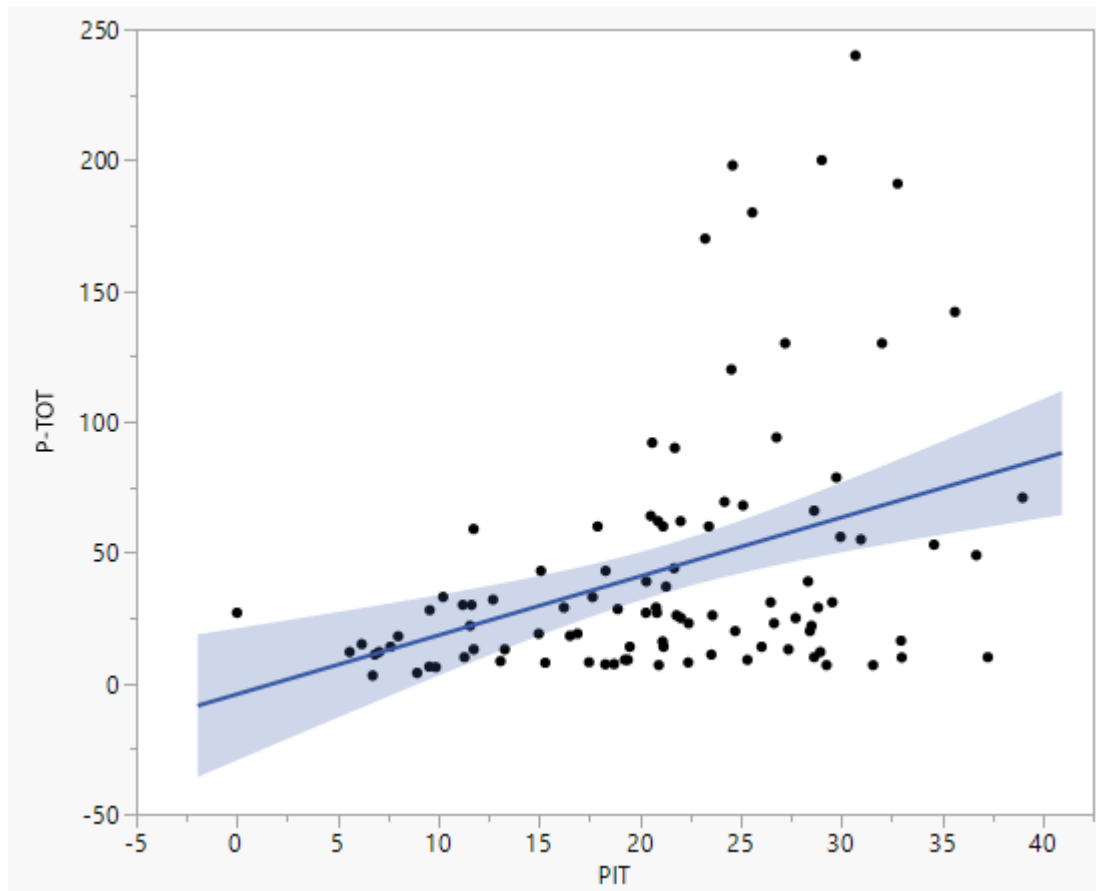
Boksplott av andel i erosjonsklasse 1 til 4 av vannforekomstenes areal av dyrket mark, for alle vannforekomster i jordbruksområder i Glomma (basert på i alt 355 jordbrukspåvirkede vannforekomster). Tverrlinjen i boksen er median, øverste og nederste del av boksen er kvartil, ytre strek er 75% av observasjonene mindre enn øvre kvartil. Prikkene representerer uteliggere utenom 95% komfortens intervall.

## Vedlegg 2



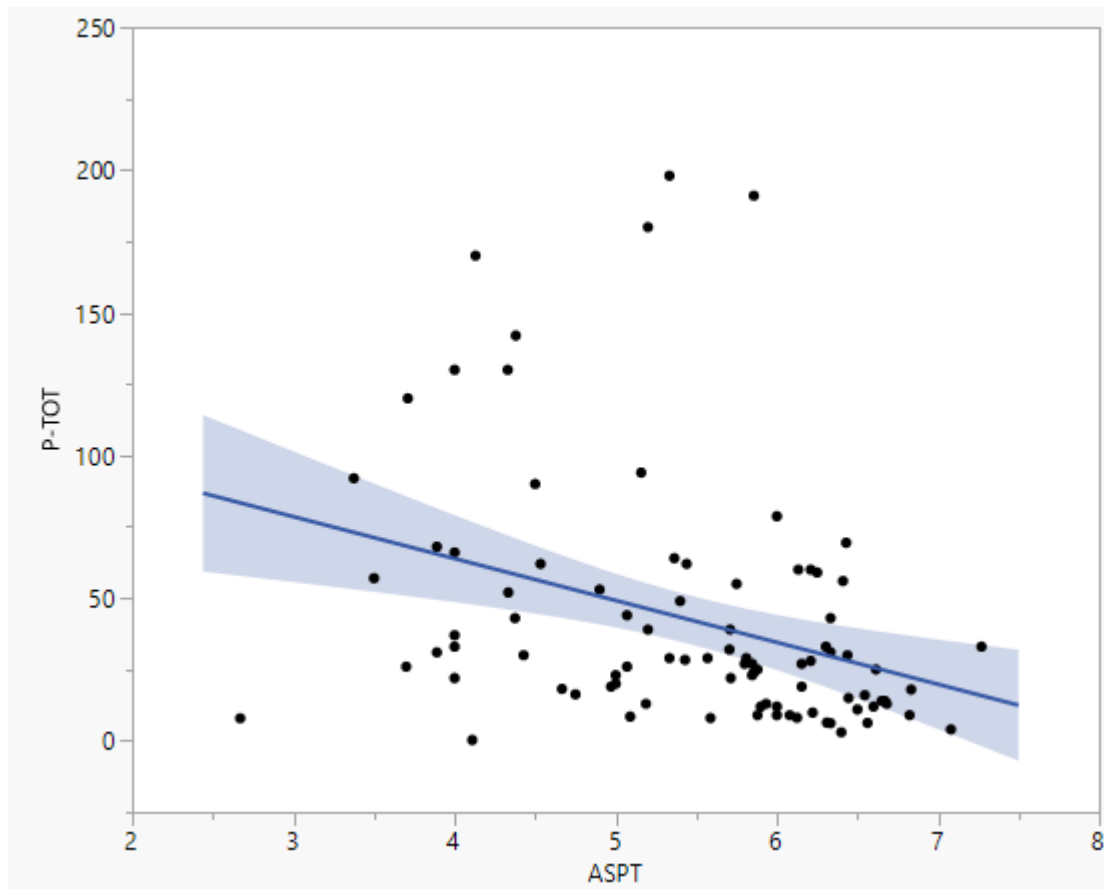
Viser boksplott av andel erosjonsklasser i prosent av vannforekomstenes areal av dyrket mark, for alle vannforekomster i Glomma. Tverrlinjen i boksen er median, øverste og nederste del av boksen er kvartil, ytre strek er 75% av observasjonene mindre enn øvre kvartil. Prikkene representerer uteliggere utenom 95% komfortens intervall. Blå er erosjonsklasse en, rød er to og grønn er tre, inndelt i økologisk tilstand for hele nedbørfeltet til Glomma (basert på i alt 355 vannforekomster).

### Vedlegg 3



Sammenhengen mellom total fosfor målt på stasjonen og begroingsalgeindeksen PIT hentet fra Glomma-analysen.

## Vedlegg 4



Sammenhengen mellom total fosfor målt på stasjonen og bunndyrindeksen ASPT hentet fra Glomma-analysen.



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.