

Kostnadsrapportering, nyttevurdering og verktøy for prioritering av tiltak i vannforvaltningsplanarbeidet i vannregion Glomma



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: www.niva.no**NIVA Region Sør**

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Tittel Kostnadsrapportering, nyttevurdering og verktøy for prioritering av tiltak i vannforvaltningsplanarbeidet i vannregion Glomma	Løpenummer 7228-2018	Dato 26.01.2018
Forfatter(e) Isabel Seifert-Dähnn	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Glomma vannregion	Sider 32 s.

Oppdragsgiver(e) Prosjektet er finansiert av Regionale Forskningsfond Oslofjorden (RFFOFJOR) og utført i samarbeid med Østfold Fylkeskommune (ØFK) og andre offentlige aktører i vannregion Glomma.	Oppdragsreferanse Lill Irene Cressey (RFFOFJOR) Helene Gabestad (ØFK)
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 239102/14336

Sammendrag

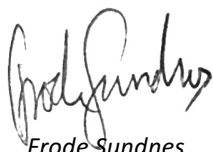
Denne rapporten er en del-leveranse på prosjektet *Glomma & Lågen United: Innovative grep for bære- og handlekraftig planlegging og håndtering av vannressursutfordringer i vannregion Glomma*; et prosjekt som søker å bidra til forbedret forvaltning og samarbeid knyttet til vannressursene og vannforvaltningen i vannregion Glomma. Prosjektet, som har særlig fokus på vannområdene Mjøsa, Øyeren og Glomma Sør, gjennomføres av NIVA og NIBR i samarbeid med et knippe offentlige aktører i vannregionen representert ved fylkeskommuner, fylkesmenn og kommuner.

Formålet med denne rapporten er å demonstrere hvilken kostnads- og nytteinformasjon for tiltak som er lagt inn for vannregion Glomma i miljøforvaltningens vanddatabase Vann-Nett i siste planperiode. Videre beskriver rapporten en metode for hvordan man ved bruk av en kombinert multi-kriterie- og økosystemtjenestetilnærming kan komme fram til estimater for kostnadseffektivitet for tiltak som tar hensyn til nytten av tiltak. Dette for å nå målene til vannforskriften, men også for å ta hensyn til andre samfunnsrelevante nytter.

Det viste seg at kostnadstall bare er rapportert for en brøkdeler av tiltakene som er lagt inn i Vann-Nett-databasen for Glomma. Det samme gjelder informasjon om nytten eller effekten av tiltakene, som stort sett er vurdert på ordinalskala-nivå (f.eks. høyt, middels, lav). Foruten å være mangelfull, er det til dels inkonsistent innrapportering av data, som gjør det utfordrende å bruke kostnadstallene for vurderinger av kostnadseffektivitet. Likevel viste det seg mulig å bruke en kombinerte multi-kriterie- og økosystemtjenestetilnærmingen med data fra Vann-Nett, og det resulterte i kostnadseffektivitets-vurderinger som kan brukes ved prioritering av tiltak.

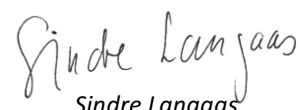
Fire emneord	Four keywords
1. Vannforvaltning	1. Water governance
2. Multi-kriterieanalyse	2. Multi-criteria analyses
3. Kost-nyttvurdering	3. Cost-benefit analyses
4. Vann-Nett	4. Vann-Nett

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:



Frode Sundnes

Prosjektleder



Sindre Langaas

Forskningsleder

Kostnadsrapportering, nyttevurdering og verktøy for prioritering av tiltak i vannforvaltningsplanarbeidet i vannregion Glomma

Isabel Seifert-Dähnn, NIVA

Prosjekt:

*Glomma og Lågen United: Innovative grep for bære- og handlekraftig
planlegging og håndtering av vannressursutfordringer i vannregion Glomma*

Forord

Denne rapporten bygger på FoU-prosjektet *Glomma & Lågen United: Innovative grep for bære- og handlekraftig planlegging og håndtering av vannressursutfordringer i vannregion Glomma*. Prosjektet er finansiert av Regionale Forskningsfond Oslofjorden, på vegne av de Regionale Forskningsfondenes Fellesutlysning. Prosjektet gjennomføres med deltagelse av ulike offentlige aktører, med utgangspunkt i vannregion Glomma og de tilhørende vannområdene Mjøsa, Øyeren og Glomma Sør. Vannregion Glomma ved Østfold fylkeskommune er prosjekteier, og forskningsdelene i prosjektet utføres av Norsk institutt for by- og regionforskning (NIBR) og prosjektleder Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Prosjektet startet i 2014 og var i utgangspunktet planlagt å gå over en 3-årsperiode, men vil på grunn av forsinkelser avsluttes ved utgangen av 2017.

Glomma og Lågen United er et prosjekt med hovedmålsetning å bidra til forbedret samhandling og bærekraftige vedtak i vannplanarbeidet i vannregion Glomma. Prosjektet retter seg inn mot offentlige aktørene på ulike nivåer i vannregionen med det felles oppdrag de har for vannplanprosessen og måloppfyllelse ifølge vannforskriften, gjennom forskningsaktiviteter rettet mot følgende delmål: 1) å kartlegge og klargjøre kryssende mål, 2) å forbedre samhandlings- og planprosesser, og 3) bidra til et bedre økonomisk kunnskapsgrunnlag for å kunne prioritere ulike tiltak.

Denne rapporten er en av prosjektets del-leveranser (delmål 3) og belyser hvordan kostnads- og nytteinformasjon for tiltak som er lagt inn for vannregion Glomma i miljøforvaltningens vanndatabase Vann-Nett i siste planperiode kan brukes til å beregne kostnadseffektivitetstall som kan brukes for prioritering av tiltak.

Isabel Seifert- Dähn har vært ansvarlig for mesteparten av arbeidet og selve rapporten. Takk også til Catherine Wilson for bidrag til rapportens underlag, og til Line Johanne Barkved og Sindre Langaas for konstruktive diskusjoner, korrekturer og forbedringsforslag.

Oslo, 26.01.2018

Frode Sundnes
Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Analyse av kostnadstall og nytteinformasjon.....	7
1.1	Formål	7
1.2	Rapportering av tiltak, kostnader og nytte i Vann-Nett	7
1.2.1	Tiltak	7
1.2.2	Kostnadstall	8
1.2.3	Nytte-/ effektinformasjon	8
1.3	Hvor stor er variasjonen i kostnadstall og vurdering av nytten for sammen type tiltak?	9
1.3.1	Spredning av kostnadstall.....	9
1.3.2	Variasjon i nyttevurdering	11
1.4	Hva kan innrapporterte kostnadstall og nyttevurderinger brukes til?.....	12
2	Bruk av en kombinert multi-kriterie- og økosystemtjeneste-tilnærming for prioritering av tiltak.....	14
2.1	Formål	14
2.2	Bakgrunn	14
2.2.1	Implementering av vannforskriften og valg av tiltak.....	14
2.2.2	Økosystemtjenester fra vassdrag	15
2.2.3	Bruk av en multi-kriterie-tilnærming.....	16
2.3	Forklaring av økonomiske begrep.....	16
2.4	Beskrivelse av den valgte tilnærmingen	17
2.5	Et fiktivt beregningseksempel.....	19
3	Prioritering av elvetiltak i tiltaksprogrammet til vannregion Glomma.....	22
3.1	Datagrunnlag.....	22
3.2	Anvendelse av multi-kriterie- og økosystemtjenestemetodikk.....	23
3.3	Resultater for vannregion Glomma	28
3.4	Om monetært kvantifiserbare og ikke-kvantifiserbare økosystemtjenester i prioriteringsprosessen	30
3.5	Operasjonell implementering, kompetanse- og ressursbehov for bruk av den foreslåtte metodikken	30
3.6	Konkluderende bemerkninger	30
4	Litteratur.....	32

Sammendrag

Rapporten har som primært mål å undersøke hva slags kostnads- og nytteinformasjon for tiltak som er lagt inn for vannregion Glomma i miljøforvaltningens vanddatabase Vann-Nett i siste planperiode. Videre testes det en kombinert multi-kriterie- og økosystemtjenestetilnærming for å komme fram til estimater for kostnadseffektivitet for tiltak som tar hensyn til nytten av tiltak for å nå målene til vannforskriften, men også andre samfunnsrelevante nytter.

Informasjonen som ligger i Vann-Nett gir en innsikt i hvor langt man har kommet med implementering av tiltak utløst av vannforskriften. Mange innrapporterte tiltak mangler informasjon om kostnader og nytte. Det er noe overaskende da man skulle forvente at tiltak er foreslått fordi man forventer en viss nytte av dem. Det viste seg at kostnadstall bare er rapportert for en brøkdel av tiltakene som er lagt inn i Vann-Nett-databasen for Glomma. Det samme gjelder informasjon om nytten eller effekten av tiltakene som stort sett er vurdert på ordinalskala-nivå (f.eks. høyt, middels, lav). Det betyr altså at man angir et nummer som indikerer hvor stor nytten av et tiltak er i relasjon til andre tiltak, men sier ingen ting om den absolutte styrken eller forskjellen mellom dem. Det som vi anser som den største utfordringen om en skulle bruke denne innrapporterte kost-nytte-informasjonen i framtidige tiltaksanalyser er at rapporteringen, foruten å være mangelfull, også er til dels inkonsistent. Det er for eksempel forskjeller i hva som er definert som «ett» tiltak, og kostnadstall er rapportert på forskjellige måter. Vi konkluderer likevel med at den innrapportert informasjonen i Vann-Nett kan brukes for til å gjøre vurderinger av kostnadseffektivitet.

Metodikken foreslått i denne rapporten er å kombinere de klassiske vurderingskriteriene, dvs. kostnader og effekten på kvalitetselementer, med en økosystemtjenestetilnærming og forene begge fremgangsmåtene i en multi-kriterie-analyse (MKA) for å få en mer helhetlig vurdering og prioritering av tiltak. Bruk av metodikken vil trolig ikke føre til en tidsbesparelse i den operative hverdagen i vannforvaltningen, men til en forbedring i hvordan man prioriterer tiltak i dag.

Det viste seg mulig å utprøve den kombinerte multi-kriterie- og økosystemtjenestetilnærmingen med data fra Vann-Nett, og det resulterte i kostnadseffektivitets-vurderinger som kan brukes til prioritering. Multi-kriterie-tilnærmingen gjorde det mulig å sammenligne forskjellige typer nytte og effekter av tiltak som blir målt i forskjellige enheter. En svakhet med eksempelet er at vi for enkelhets skyld vurderer nytten av tiltak for økosystemtjenester på en ordinalskala fra 1-3. Det fører til at mange tiltak får ganske lik prioritering, selv om det i realiteten vil være større forskjeller.

Denne rapporten er skrevet som del av prosjektet *Glomma og Lågen United: Innovative grep for bæreevne og handlekraftig planlegging og håndtering av vannressursutfordringer i vannregion Glomma*, et prosjekt som er finansiert av Regionale Forskningsfond Oslofjorden (prosjektnr. 239102).

1 Analyse av kostnadstall og nytteinformasjon

1.1 Formål

Med utgangspunkt i det som ligger av informasjon om vannregion Glomma i Vann-Nett og de sammenstillingene som finnes i tiltaksprogrammet sammenligner vi her det som er rapportert inn for kostnader og nytter for ulike tiltakstyper i vannområdene. Vi ønsker med dette å finne ut av følgende:

- finnes det kunnskapshull for innrapporterte kostnads- og nytteedata for visse typer tiltak?
- hvor stor er spredningen av kostnader for sammen type tiltak?
- egner disse dataene seg til å beregne «enhetskostnader» eller robuste «kost-effekt-relasjoner» for forskjellige tiltak, slik at de kan brukes for planlegging av framtidige tiltak?

Våre analyser tar utgangspunkt i to rapporter av data hentet ut fra Vann-Nett (<http://vann-nett.no/portal/report>) for vannregion Glomma den 5. april 2017¹. Registreringsfeil eller dobbeltregistreringer av tiltak kan ikke utelukkes, men er vanskelig å korrigere uten ytterligere detaljert kunnskap om tiltaksplanene.

1.2 Rapportering av tiltak, kostnader og nytte i Vann-Nett

1.2.1 Tiltak

Per 5. april 2017 var det for vannregion Glomma rapportert inn 5058 tiltak for elver og 324 tiltak for innsjøer i Vann-Nett. For elver er de fleste tiltak registrert i gruppen «vegetasjon og markdekke». «Kunnskapsinnhenting» og «Administrative tiltak» viser for elver og innsjøer et høyt tall. Fullstendige fordeling på de 35 forskjellige tiltakstypene (variabel «tiltaksgruppenavn») for elver og innsjøer er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Antall rapporterte tiltak

Tiltaksgruppenavn	elv	innsjø
Administrative tiltak	701	48
Avfallshåndtering	0	0
Avløpstiltak	372	14
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	492	27
Biotoptiltak	152	6
Erosjonsforebygging	1	0
Eutrofieringstiltak	0	3
Fiskepassasje	99	14
Fisketiltak	0	3
Gassovermetning	0	0
Generelle landbrukstiltak	87	3
Gjødslingstiltak	338	13
Grunnforurensningstiltak	9	0
Hydroteknikk	274	4
Kalkingstiltak	159	25
Kunnskapsinnhenting	481	56
Miljøgifttiltak	6	1
Miljøtilpasset jordarbeiding	281	12
Overvannstiltak	309	11

¹ Disse ble lastet ned som «Kommuner - vannforekomster med tiltak - alle kolonner – elv» og «Kommuner - vannforekomster med tiltak - alle kolonner – innsjø».

Punktkilder, forurensning	123	14
Redusere fremmede arter	10	12
Redusere påvirkning fra industrielt utslipp	13	0
Redusert avrenning fra skogbruk	0	0
Sigevannstiltak	16	0
Temperaturregulering	0	0
Tilsyn og konsesjonsbehandling	1	0
Tiltak mot genetisk interaksjon	0	0
Tiltak mot gruveforurensning	3	0
Tiltak mot krypsiv	0	0
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	117	8
Tiltak ved innløp eller utløp	8	0
Vannføring	43	0
Vannstandsbegrensninger	0	7
Vegetasjon og markdekke	657	28
Økologiske rensiltak	306	15

1.2.2 Kostnadstall

I Vann-Nett skilles det mellom tre forskjellige typer kostnader for tiltak: investeringskostnader, driftskostnader og årlige driftskostnader. For hver av disse kategorier finnes det en separat kolonne og et tilhørende kommentarfelt. For 1523 av elv-tiltakene er investeringskostnader rapportert - dvs. for kun 30% av alle de rapporterte tiltakene (Tabell 2). For de andre kostnadstypene (drift og årlige kostnader) er enda lavere tall rapportert.

Tabell 2. Andel rapporterte kostnadstall etter kostnadstype

Rapporterte kostnader	elv	innsjø
Investeringskostnader	30 %	13 %
Driftskostnader	8 %	1 %
Årlige driftskostnader	19 %	10 %

Nærmere undersøkelse viser også at viktig informasjon skjuler seg i kommentarfeltene. Kostnadstall ble oppgitt «per anlegg» eller «per tiltak», eller «per dekar», men også som «samlede kostnader» for flere like enkelttiltak; f.eks. hvis avløp fra flere boliger i et boligfelt skal forbedres er det ført opp som ett tiltak. I noen tilfeller er det også oppgitt en øvre og en nedre grense for et kostnadsestimat for tiltaket. For noen tiltak er det oppgitt investeringskostnader, driftskostnader og årlige driftskostnader samtidig. Da er det vanskelig å spore hvordan de enkelte kostnadstallene relaterer til de andre. Denne mangelen på samsvar i rapporterte tall gjenspeiles også i den statistiske analysen i avsnitt 1.3.

1.2.3 Nytte-/ effektinformasjon

Nytten eller effekten av tiltakene er ikke rapportert i form av tall i Vann-Nett, men som en kvalitativ vurdering eller ved hjelp av en ordinalskala², altså angitt på en skala for hvor stor effekt tiltaket er forventet å ha, som f.eks. «svært stor», «stor», «liten» osv. Denne informasjonen som kan brukes for å dokumentere nytten, befinner seg i kolonner som beskriver hovedmiljøeffekten, samt positive og negative tilleggseffekter. Når det gjelder f.eks. fosforreduksjon, så skjuler seg også noe kvantitativ informasjon (som f.eks. kg/år forventet fosforreduksjon) i kommentarfeltet. For elvetiltak er det bare for 1830 av totalt 5058 tiltak (36 %) gjort en vurdering av hovedmiljøeffekten av tiltakene (100 av 325 for tiltak for innsjøer).

² Ordinalskalerte variabler kan rangeres etter sin størrelse og bringes i en rangorden, men det kan ikke beregnes gjennomsnitt. Et klassisk eksempel for ordinalskalerte data er skolekarakterer.

1.3 Hvor stor er variasjonen i kostnadstall og vurdering av nytten for sammen type tiltak?

1.3.1 Spredning av kostnadstall

For en del av de innrapporterte kostnadstallene er det oppgitte tallet 0. Det kan bety enten at kostnadene virkelig er 0, eller at dette ble oppgitt pga. manglende tall. Siden ingen tiltak vil være helt uten kostnader (dvs. uten investeringskostnader, driftskostnader eller årlige driftskostnader), og vi i denne analysen er interessert i spredning av reelle kostnader, analyserer vi i det videre bare tiltak hvor kostnadstall større en 0 er oppgitt. Vi beregner gjennomsnitt, median, standardavvik og variasjonskoeffisient (relativ standardavvik)³ for å vurdere hvor stor spredningen av kostnader er. Vi ser bare på tiltak for elver da det i liten grad er registrert kostnadsdata for innsjøer.

Hvis man ser på investeringskostnader, driftskostnader og årlige driftskostnader så er det bare i 16 av totalt 35 tiltaksgrupper (variabel «tiltaksgruppenavn») hvor mer enn to kostnadstall per kostnadstype er rapportert, dvs. hvor det gir mening å beregne statistikk (tabell 3).

Tabell 3. Antall innrapporterte kostnadstall for de forskjellige kostnadstypene for alle tre kostnadstyper (tiltak for elv)

	Investeringskostnader	Driftskostnader	Årlige Driftskostnader
Administrative tiltak	163	11	66
Avløpstiltak	129	6	47
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	346	104	145
Biotoptiltak	4	0	1
Gjødslingstiltak	13	0	96
Grunnforurensningstiltak	2	0	3
Hydroteknikk	188	57	54
Kalkingstiltak	17	9	32
Kunnskapsinnhenting	62	6	8
Miljøtilpasset jordarbeiding	79	15	103
Overvannstiltak	46	1	14
Punktkilder, forurensning	38	0	0
Sigevannstiltak	5	0	0
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	8	0	0
Vegetasjon og markdekke	134	118	184
Økologiske rensetiltak	113	54	104

Ser vi nærmere på disse ulike kostnadstypene, henholdsvis investerings-, drifts- og årlige driftskostnader (nedenfor), så er det kalkingstiltak som i gjennomsnitt er rimeligst, mens bildet ikke er entydig når det gjelder kostbare tiltak. Overvannstiltak, sigevannstiltak og avløpstiltak krever høye investeringskostnader. Miljøtilpasset jordarbeiding krever derimot ikke noen store investeringer, men er forbundet med høye driftskostnader og årlige driftskostnader.

³ Variasjonskoeffisienten, eller det relative standardavviket, er uavhengig av størrelsen til variabelen man ser på og gir informasjon om hvor stor variasjonen eller spredning er. Den uttrykkes i % og den blir > 100% hvis standardavviket er større enn gjennomsnittet. Variasjonskoeffisienten beregnes slik: (Standardavvik / Gjennomsnitt) * 100.

Tabell 4. Deskriptive statistikk for **investeringskostnader** (tiltak for elv i vannregion Glomma)

	Gjennomsnitt [NOK]	Median [NOK]	Standard-avvik [NOK]	N	Variasjons- koeffisient [%]
Kalkingstiltak	25 529	17 000	23 033	17	90
Miljøtilpasset jordarbeiding	232 651	181	503 665	79	216
Biotoptiltak	387 500	275 000	242 813	4	63
Kunnskapsinnhenting	565 097	255 000	647 235	62	115
Administrative tiltak	613 515	350 000	652 605	163	106
Punktkilder, forurensning	854 980	900 000	411 682	38	48
Vegetasjon og markdekke	950 808	1 102 940	455 276	134	48
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	1 250 000	500 000	1 388 730	8	111
Gjødslingstiltak	4 261 538	5 000 000	1 802 562	13	42
Hydroteknikk	4 347 046	2 850 000	7 314 273	188	168
Økologiske rensetiltak	6 313 496	2 750 000	5 558 841	113	88
Overvannstiltak	9 160 000	1 200 000	14 847 989	46	162
Sigevannstiltak	9 700 000	10 500 000	2 079 663	5	21
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	43 911 591	6 850 000	80 701 580	346	184
Avløpstiltak	56 348 391	7 000 000	126 150 468	129	224

Tabell 5. Deskriptive statistikk for **driftskostnader** (tiltak for elv i vannregion Glomma)

	Gjennomsnitt [NOK]	Median [NOK]	Standard- avvik [NOK]	N	Variasjons- koeffisient [%]
Kalkingstiltak	80 000	80 000	0	9	0
Kunnskapsinnhenting	100 000	100 000	0	6	0
Økologiske rensetiltak	285 000	285 000	0	54	0
Hydroteknikk	812 632	855 000	181 352	57	22
Administrative tiltak	1 063 636	1 200 000	233 550	11	22
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	1 238 885	500 000	1 155 269	104	93
Vegetasjon og markdekke	7 054 136	38 000	7 536 872	118	107
Avløpstiltak	10 013 333	2 000 000	13 196 379	6	132
Miljøtilpasset jordarbeiding	15 306 667	13 600 000	2 929 521	15	19

Tabell 6. Deskriptive statistikk for **årlige driftskostnader** (tiltak for elv i vannregion Glomma)

	Gjennomsnitt [NOK]	Median [NOK]	Standard- avvik [NOK]	N	Variasjons- koeffisient [%]
Kalkingstiltak	60 420	55 602	42 350	32	70
Grunnforurensningstiltak	75 000	75 000	0	3	0
Kunnskapsinnhenting	100 000	100 000	0	8	0
Administrative tiltak	332 955	125 000	351 613	66	106
Økologiske rensetiltak	363 282	4 000	347 208	104	96
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	610 862	315 000	727 109	145	119
Hydroteknikk	3 048 845	3 048 845	1 241 951	54	41
Vegetasjon og markdekke	4 647 354	110 000	6 934 379	184	149
Avløpstiltak	5 345 554	300 000	18 958 341	47	355
Miljøtilpasset jordarbeiding	9 340 762	4 675 000	8 968 628	103	96
Gjødslingstiltak	12 917 341	2 000 000	11 124 699	96	86
Overvannstiltak	28 599 286	50 000 000	25 644 249	14	90

Størrelsen på variasjonskoeffisienten og forskjellen mellom gjennomsnitt og median viser at for flere tiltaksgrupper er variasjonen i kostnader ganske høyt. Det kan være en indikasjon på at det enten er svært forskjellige tiltak med forskjellige kostnader som er sammenfattet i én tiltaksgruppe eller at det dreier seg om lignende tiltak men med forskjellig størrelse/omfang, eller at det er forskjellige stedsspesifikke forhold. På grunn av størrelsen/omfanget av eller utforming på tiltakene er de imidlertid forbundet med svært forskjellige kostnader. En siste mulighet er at kostnader er registrert på forskjellige måter.

For tiltaksgruppe «*miljøtilpasset jordarbeid*» er medianen av investeringskostnader (tabell 4) mer enn 1000 ganger mindre enn gjennomsnittet. Hvis man ser på dataene i detalj, ser man at dette tiltaket er enten registrert med *investeringskostnader per dekar*, som er lavt og forklarer dermed den lave median-verdi, eller registrert som absolutte kostnader per tiltak i NOK, som forklarer den mye høyre gjennomsnittsverdien.

Hvis man ser nærmere på investeringskostnader i tiltaksgruppen «*avløp*» så omfatter den 8 forskjellige tiltak (variabel tiltaksgruppenavn). For 6 av dem er det registrert investeringskostnader (tabell 7). For noen tiltak som «*oppgradering av pumpestasjon*» er investeringskostnadene ganske like, mens «*oppgradering/optimalisering av renseanlegg*» viser stor variasjon med kostnader fra 120 000 NOK til 540 800 000 NOK.

Tabell 7. Deskriptiv statistikk for **investeringskostnader** i tiltaksgruppen «*avløp*» (tiltak for elv i vannregion Glomma)

	Gjennomsnitt [NOK]	Median [NOK]	Standard- avvik [NOK]	N	Variasjons- koeffisient [%]
Avløpstiltak	56 348 391	7 000 000	126 150 468	129	224
Oppgradering av avløpsnett	77 725 000	20 600 000	139 149 898	72	179
Oppgradering av pumpestasjon	1 645 625	2 000 000	931 849	16	57
Oppgradering/optimalisering av renseanlegg med nye prosesser eller økt kapasitet	55 547 000	1 600 000	165 958 208	20	299
Overføring til annet/nytt renseanlegg	23 700 000	12 000 000	23 127 905	10	98
Sanering/rehabilitering av eldre vannledningsnett	5 916 667	5 000 000	1 891 472	6	32
Separering av eldre avløpsnett	52 594 480	16 000 000	82 622 209	5	157

1.3.2 Variasjon i nyttevurdering

Som beskrevet tidligere er nytten av tiltakene, som her settes lik effekten av tiltakene og er representert ved variabel «*hovedmiljøeffekt*», vurdert på en ordinalskala. En «*svært stor*» effekt forventes bare av tiltak i gruppen «*gjødslingstiltak*» (tabell 8). Stor effekt for flere tiltak forventes også i gruppene «*avløpstiltak*», «*vegetasjon og markdekke*», «*økologisk rensetiltak*» og «*miljøtilpasset jordarbeiding*». I tiltaksgruppen «*kunnskapsinnhenting*» forventes for de fleste tiltak bare en liten effekt. Det er logisk siden disse tiltakene ikke vil ha en direkte miljøeffekt, men skaffer kunnskap for å forbedre beslutningsgrunnlaget ved neste utarbeidelse av tiltaksplaner.

Tabell 8. Nyttevurdering (variabel «hovedmiljøeffekt» i Vann-nett for vannregion Glomma)

	Liten	Liten/ middels	Middels	Middels/ stor	Stor	Svært stor
Administrative tiltak	54	16	108	11	12	0
Avløpstiltak	18	8	32	7	81	0
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	49	42	85	11	56	0
Biotoptiltak	2	0	2	0	30	0
Erosjonsforebygging	1	0	0	0	0	0
Fiskepassasje	3	1	0	0	14	0
Generelle landbrukstiltak	2	0	0	0	18	0
Gjødslingstiltak	27	16	3	31	3	48
Hydroteknikk	16	26	38	2	61	0
Kalkingstiltak	0	0	6	0	35	0
Kunnskapsinnhenting	69	0	2	0	1	0
Miljøtilpasset jordarbeiding	5	10	55	9	73	0
Overvannstiltak	2	1	29	0	25	0
Punktkilder, forurensning	34	5	6	0	43	0
Tiltak mot gruveforurensning	0	0	0	0	3	0
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	3	1	15	0	16	0
Vannføring	0	0	0	0	6	0
Vegetasjon og markdekke	10	24	151	22	114	0
Økologiske rensetiltak	13	0	34	0	74	0

1.4 Hva kan innrapporterte kostnadstall og nyttevurderinger brukes til?

Informasjonen som ligger i Vann-nett gir en innsikt hvor langt man har kommet med implementering av tiltak for å bedre vannmiljøet. I vanddirektivet skiller det mellom «basic measures» (grunnleggende tiltak) og «supplementary measures» (supplerende tiltak). Grunnleggende tiltak er tiltak som *må* implementeres for å forbedre vannmiljø og som er ofte utløst av andre regelverk og forskrifter (f.eks. nitratdirektivet) enn selve vanddirektivet, men likevel bidrar til å oppnå målene i vanddirektivet (Kallis and Butler 2001). For disse kreves strengt tatt ikke en kostnad-nytte-vurdering, fordi disse tiltakene uansett må implementeres. Supplerende tiltak er tiltak som i tillegg må implementeres for å nå målene til vanddirektivet, dvs. at disse er utløst av vanddirektivet og krever dermed en prioritering basert på kostnads-nytte-vurdering. I Vann-Nett er det ikke gjort forskjell på grunnleggende og supplerende tiltak. Mange innrapporterte tiltak i Vann-Nett mangler imidlertid informasjon om kostnader og nytte. Det siste er noe overaskende da man skulle forvente at tiltak er foreslått fordi man forventer en viss nytte av dem.

For noen tiltaksgrupper er kostnadstall tilstrekkelig innrapportert til å kunne avlede kostnader for de samme tiltak et annet sted, f. eks. for å budsjettere framtidige tiltak. Men i dette tilfelle burde man sjekke tallene nøye, gå gjennom kommentarfeltene og tilpasse informasjonen hvis det er inkonsistens i rapporteringen. Hvis man gjør det, må man også huske å oppdatere kostnadstallene til aktuelle kroneverdier ved hjelp av konsumprisindeksen. Det krever at man vet fra hvilket år kostnadstallene stammer fra. Frem til i dag har ikke denne informasjonen vært en del av de registreringer som kreves i Vann-Nett.

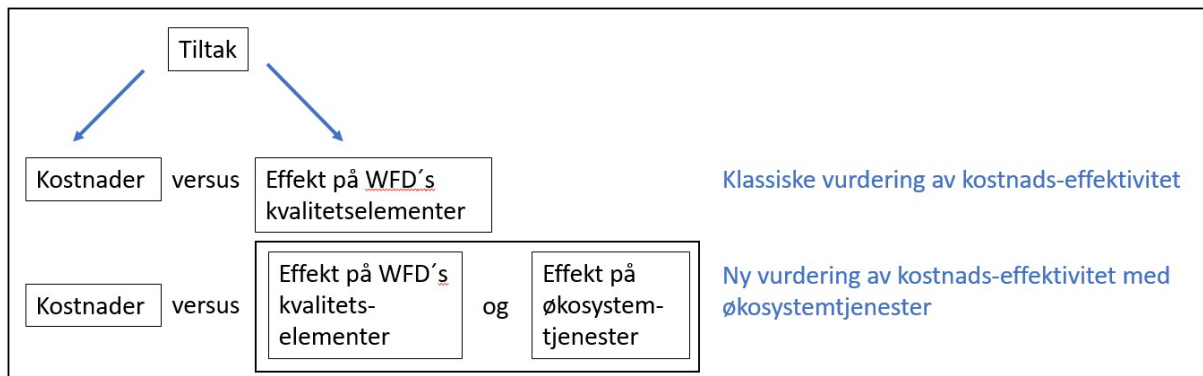
I et begrenset omfang kan de innrapporterte tallene også brukes for å si noen om kostnadseffektivitet av tiltak og dermed komme fram til en prioritering av tiltak, slik som vannforskriften krever. En tilnærming som kombinerer en multi-kriterie-analyse med en økosystemtjenestevurdering for å vurdere kostnadseffektivitet og komme fram til prioriteringer er vist i den påfølgende del av denne rapporten. Det blir gjort for å vise muligheten for en mer helhetlig prioritering av tiltak som tar hensyn til vannforskriftens krav, men også andre typer nytte.

2 Bruk av en kombinert multi-kriterie- og økosystemtjeneste-tilnærming for prioritering av tiltak

2.1 Formål

Vannforskriften, som er Norges implementering av EUs vanddirektiv (WFD), krever at alle vassdrag oppnår fastsatte miljømål. Derfor ble det for Glomma (og alle de andre vannregioner i Norge) utarbeidet tiltaksprogram på vassdragsnivå som lister opp relevante tiltak som anbefales å gjennomføres. Det finnes føringer i vannforskriften (og WFD) om at tiltak skal implementeres på den mest kostnadseffektive måte. Dagens praksis er at man ser på kostnader av tiltak og den forventede effekten (nyttene) som tiltak har for å oppnå miljømålene. Men tiltak kan samtidig ha andre samfunnsnytter som da ikke blir tatt med i betraktningen.

Formålet med denne studien er å vise hvordan den eksisterende tilnærmingen for prioritering av tiltak kan utvides ved å i tillegg betrakte økosystemtjenester som vurderingskriterier. Økosystemtjenester er definert som alle goder og tjenester mennesker får fra økosystemer. Ved å ta et samfunnsøkonomisk perspektiv kan denne metodikken sies å være nøytral mot sektorinteresser, og vil dermed gjøre det mulig å løfte blikket fra bare kostnader og effekter relatert til å oppfylle kravene i vannforskriften til også å ta hensyn til andre nytter.



Figur 1. Vurdering av kostnadseffektivitet med og uten økosystemtjeneste-tilnærming

Det vil i følgende gjennomgang bli vist hvordan vurderingskriterier kan forenes ved bruk av en multi-kriterie-tilnærming og som dermed åpner muligheten for en mer helhetlig prioritering av tiltak. Den generelle fremgangsmåten blir illustrert og anvendt med eksempler fra vannregion Glomma.

2.2 Bakgrunn

2.2.1 Implementering av vannforskriften og valg av tiltak

Det generelle miljømålet som vannforskriften (og WFD) krever er at alle vannforekomster skal ha minst «god økologisk tilstand» og «god kjemisk tilstand» (med hensyn til miljøgifter) i 2021. I sterkt modifiserte vannforekomster kan dette målet ikke oppnås uten at det går betydelig ut over samfunnsnyttene som er grunnen til at vannforekomsten er sterk påvirket av menneskelige bruk. Målet for disse vannforekomstene blir derfor «godt økologisk potensial» og «god kjemisk tilstand».

Om målet er nådd måles med såkalte «kvalitets-elementer». Det finnes hydromorfologiske kvalitets-elementer som beskriver hydrologien og morfologien av en vannforekomst, og biologiske kvalitets-elementer som er basert på forskjellige organismegrupper (for eksempel bunndyr eller fisk) og beskriver den biologiske tilstanden. I tillegg finnes det fysisk-kjemiske støtteparameter (f.eks. konsentrasjon av næringsstoffer og miljøgifter, temperatur, pH) som beskriver en vannforekomsts kjemiske tilstand. Som en forenkling snakker vi videre i rapporten om kvalitets-elementer, men det inkluderer også de fysiske-kjemiske støtteparameterne.

For å oppnå de definerte miljømålene må tiltak identifiseres som avbøter de negative påvirkningene i vassdraget. Tiltak skal velges slik at de er mest kostnadseffektive for samfunnet, dvs. at de gir mest nytte for pengene (Annex III to the Water Framework Directive (2000)). For å vurdere kostnadseffektiviteten sammenligner man i praksis ofte kostnader av tiltak med den forventede effekten på kvalitets-elementene. Men et tiltak kan også ha en nytte for samfunnet som går utover dette. En slik nytte kan beskrives for eksempel ved bruk av en økosystemtjenestetilnærming.

2.2.2 Økosystemtjenester fra vassdrag

Økosystemtjenester er definert som alle goder og tjenester fra økosystemer som mennesker får eller kan få nytte av (NOU 2013: 10 2013). Økosystemtjenester kan deles inn i *støttende*, *regulerende*, *forsynende* og *kulturelle tjenester*. Støttende økosystemtjenester omfatter grunnleggende livsprosesser som er nødvendig for alle andre økosystemtjenester som f.eks. primærproduksjon, habitatfunksjon. Regulerende økosystemtjenester bidrar til regulering av prosesser i økosystemer. Forsynende økosystemtjenester kalles også for produserende tjenester og omfatter alle produkter mennesker kan bruke. Til sist har vi kulturelle økosystemtjenester som omfatter den materielle og ikke-materielle nytten mennesker kan ha fra økosystemer som f.eks. rekreasjon og estetisk eller spirituell opplevelse. Økosystemtjenester som er relevante for vassdrag er vist i Figur 2.

Ecosystem services freshwater			
Freshwater	Provisioning	Regulating	Cultural
Lakes	Fish, drinking water, cooling water, water for agriculture, transport	Retention and recirculation of nutrients, carbon sequestration	Recreation; bathing water, sailing, walking along the shoreline and on beaches, tourism, angling/recreational fisheries
Waterways, rivers	Fish, drinking water, cooling water, water for agriculture, transport	Retention and recirculation of nutrients, carbon sequestration	Recreation; bathing water, sailing, walking along the riverside, tourism, angling/recreational fisheries
Wetlands	Can be used for cattle (grazing)	Retention and recirculation of nutrients, carbon sequestration	Wildlife/Bird watching, hunting, picking mushrooms and berries, walking
Groundwater	Drinking water	Retention	No

Figur 2. Økosystemtjenester fra ferskvann i nordiske land (fra Magnussen m. fl. (2014))

2.2.3 Bruk av en multi-kriterie-tilnærming

En multi-kriterie-analyse er et verktøy for å vurdere flere aspekter samlet og for beslutningsstøtte. Når beslutninger tas vektet man implisitt forskjellige kriterier mot hverandre. I komplekse situasjoner eller hvis flere beslutningstagere med forskjellige interesser er berørt, bør dette skje på en strukturert og transparent måte. En multi-kriterie-tilnærming gjør det mulig å avveie forskjellige kriterier mot hverandre, selv om disse kriteriene er målt i forskjellige enheter.

De viktigste trinnene i en multi-kriterie-analyse er:

- å liste opp alternativer (i vårt eksempel er dette de ulike tiltakene),
- å finne ut hvilke interesser som er berørt og med hvilke kriterier disse interessene kan beskrives (i vårt eksempel satt vi interessene og kriteriene lik de ulike økosystemtjenestene),
- å vekte de forskjellige interessene mot hverandre, og
- å beregne en samlet multi-kriterie-score (summen av alle kriterier multiplisert med vektet) for alternativene (tiltakene) som gjøre det mulig å komme til en rangering av de ulike alternativene.

2.3 Forklaring av økonomiske begrep

For å gjennomføre en økonomisk analyse er det viktig å avklare noen sentrale økonomiske begrep først. De økonomiske begrepsforklaringene (alfabetisk rekkefølge) i dette kapittel stammer fra Magnussen, Seifert-Dähnn, and Reinvang (2014).

Diskonteringsrente: Se kalkulasjonsrente.

Kalkulasjonspriser: Ved verdsetting av samfunnsøkonomiske virkninger skal det benyttes kalkulasjonspriser. I godt fungerende markeder er disse lik markedsprisene. I noen tilfeller må markedsprisene korrigeres noe, og andre ganger må man finne kalkulasjonspriser uten å ta utgangspunkt i markedspriser. Noen punkter å merke seg:

- Prisene på innsatsfaktorer (varer, arbeidskraft) som er belagt med skatt og avgifter må i noen tilfeller korrigeres. For eksempel skal som oftest prisene beregnes uten merverdiavgift.
- For tiltak som medfører økt finansiering over offentlige budsjetter beregnes en skattefinansieringskostnad som er fastsatt av Finansdepartementet til 20 %.
- Ved negative eksterne effekter, eksempelvis utslipp av miljøgifter, vil markedsprisen på varen bedriften selger typisk være for lav. Den samfunnsøkonomiske kostnaden fremkommer da som summen av markedsprisen og miljøkostnaden. I noen tilfeller er den eksterne effekten forsøkt ivaretatt ved en miljøavgift. I så fall kan markedsprisen inklusive avgiften benyttes som kalkulasjonspris.

Kalkulasjonsrente (diskonteringsrente): Fremtidige nytte- og kostnadsvirkninger skal neddiskonteres med en diskonteringsrente (kalkulasjonsrente) slik at alle virkninger måles i dagens verdi. For normale tiltak anbefaler Finansdepartementet å benytte en diskonteringsrente (kalkulasjonsrente) på 4 %.

Kostnadseffektivitetsanalyse (KEA): For enkelte sektorer eller tiltak vil det være mulig å kartlegge kostnadssiden, men vanskelig å verdsette nyttedelen i kroner. Dersom målet er gitt, kan det i slike tilfeller være hensiktsmessig å gjennomføre en kostnadseffektivitetsanalyse. En kostnadseffektivitetsanalyse kan gi svar på hvilke tiltak som minimerer kostnadene for å oppnå gitte mål.

Nåverdi: Kroneverdien *i dag* av en virkning som påløper på et annet tidspunkt, se også *nåverdimetoden*.

Nåverdimetoden: Ofte vil nytte- og kostnadsvirkningene av et tiltak oppstå på ulike tidspunkt – ved et investeringsprosjekt påløper gjerne en større investeringskostnad ved oppstart og deretter høstes overskudd i en rekke perioder fremover. Nåverdien er kroneverdien *i dag* av en virkning som påløper på et annet tidspunkt, f.eks. om tre år. Fremtidige effekter blir diskontert med en positiv diskonteringsrate, og følgelig verdsettes virkningene mindre jo lenger fram i tid de kommer. På denne måten kan en ved nåverdimetoden sammenstille og summere nyttevirkinger og kostnader som påløper på ulike tidspunkt.

Formelen for beregning av netto nåverdi (NNV) er $NNV_0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{U_t}{(1+k)^t}$ hvor I_0 er en investeringsutgift

som påløper i år 0, U_t er prosjektoverskudd (det vil si nytte minus kostnader i år t), k er diskonteringsrenten som her forutsettes å være konstant i analyseperioden og n er antall år prosjektet varer.

Alle prosjekter med positiv NNV er lønnsomme. Fordelene kan imidlertid ofte være i form av fellesgoder, og dette kan gjøre det vanskelig å hente inn betalingsviljen for å dekke kostnadene.

Nyttevirking: med nyttevirking menes "inntekter" eller fordeler i en samfunnsøkonomisk analyse. Disse inngår på inntektssiden som skal veies mot kostnadene. Siden ikke alle inntekter i samfunnsøkonomiske analyser verdsettes i kroner, eller er naturlig å kalle "inntekt", benyttes ofte "nyttevirking" eller "nyttepost" eller noen ganger "fordeler" for å karakterisere poster på "inntektssiden".

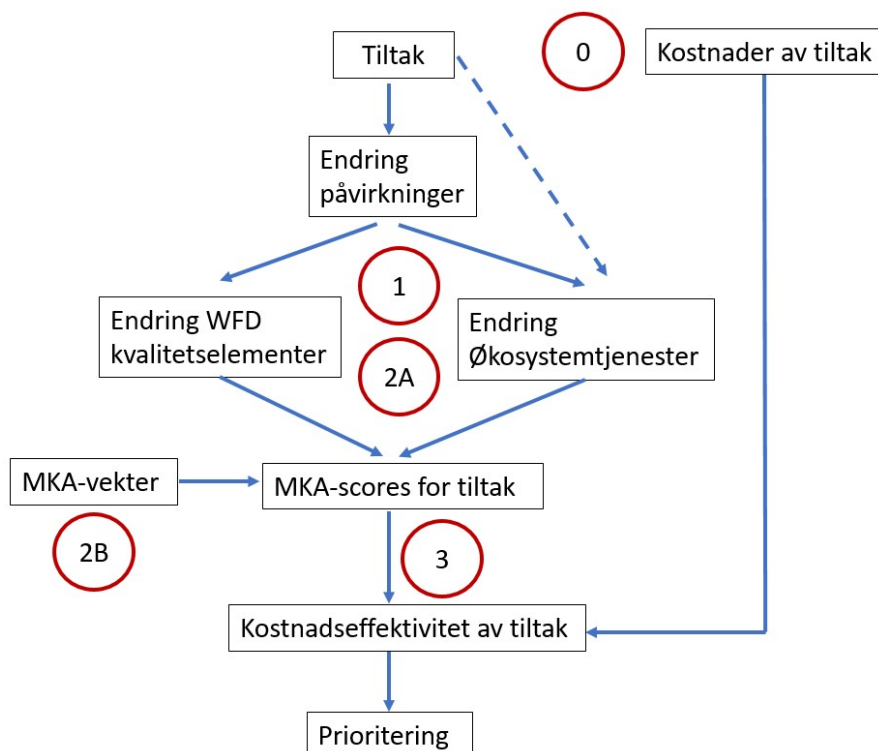
Nytteverdier: med nytteverdier menes verdien av nyttevirkinger (se over), oftest når denne uttrykkes i kroneverdier, men "nytteverdi" kan også brukes om nyttevirkinger som ikke er verdsatt (prissatt) i kroner, men ved hjelp av andre metoder for verdivurdering.

Samfunnsøkonomisk analyse: Formålet med samfunnsøkonomiske analyser er å vurdere i hvilken grad ulike tiltak (for eksempel investeringsprosjekter) bidrar til å øke velferden for samfunnet. En samfunnsøkonomisk analyse er en systematisk fremgangsmåte for å klarlegge og sammenstille virkninger av et tiltak.

En samfunnsøkonomisk analyse skal i prinsippet inkludere *alle verdier* som skapes og *alle kostnader* som påløper i prosjektets levetid for *hele samfunnet*. Det er altså virkninger for hele samfunnet som skal kartlegges og vurderes, ikke virkninger kun for en bedrift eller en gruppe personer eller ett budsjett.

2.4 Beskrivelse av den valgte tilnærmingen

Tilnærmingen foreslått i denne rapporten er å kombinere de klassiske vurderingskriteriene, dvs. kostnader og effekten på kvalitetselementer, med en økosystemtjenestetilnærming, og så forene begge fremgangsmåtene i en multi-kriterie-analyse (MKA). Metodikken kan deles i 3 trinn som er beskrevet nedenfor og illustrert i figur 3. Tilnærmingen er inspirert av arbeidene til Grizzetti et al. (2016) og Liquete et al. (2016). De ulike trinnene beskrives nedenfor.



Figur 3. Kombinasjon av multi-kriterietilnærming og økosystemtjenestetilnærming for prioritering av tiltak

Trinn 0: Vurdering av kostnader: beregning av nåverdi for hvert tiltak

Som forberedelse til multi-kriterie-analysen fastsettes først analyseperioden, dvs. for hvilket tidsrom kostnader og effekter skal vurderes. Her kan man vurdere om man bare skal se på neste planperiode slått fast etter vannforskriften eller om det er mer hensiktsmessig å se på et lengre tidsrom, fordi noen tiltak ikke oppnår full effekt før om noen år.

Kostnader som skal vurderes for hvert tiltak omfatter investeringskostnader og regelmessig påløpende utgaver til drift og vedlikehold av tiltak (driftskostnader, årlige driftskostnader). Fremtidige kostnader (og også nytten eller effekten av tiltak hvis den uttrykkes i monetære enheter) skal diskonteres, altså å omregne den fremtidige verdien til nåverdi, slik at alle kostnader og verdier blir målt i dagens verdi. Finansdepartementet gir føringer om hvilken diskonteringsrente som skal benyttes, og for tiden anbefaler Finansdepartementet en diskonteringsrente på 4% over et tidsrom fra 0-40 år (Det Kongelige Finansdepartement 2014).

Hvis et tiltak har en levetid utover analyseperioden, så skal restverdien ved slutten av analyseperioden trekkes fra nåverdien av de påløpte kostnadene. For å beregne restverdien foreslår vi at man tar utgangspunkt i at verdien av en investering faller lineært i hele prosjektets levetid. Dvs. med en levetid på 40 år vil restverdien etter 30 år være 10/40 av de opprinnelige investeringskostnader.

Trinn 1: Kvantifisere effekten av tiltak ved hjelp av indikatorer

I trinn 1 skal man kvantifisere effekten av tiltak på økosystemtjenester og kvalitetselementene etter vannforskriften, altså den forventede endring i økosystemtjenester eller kvalitetselementer etter implementering av tiltak. Det skjer ved hjelp av indikatorer. Til hver økosystemtjeneste og hvert kvalitetselement må det defineres en eller flere indikatorer som kan beskrive endringer i denne. Indikatorene kan være numeriske, men også ordinalskalert. Det finnes internasjonale rammeverk for valg av økosystemtjeneste-indikatorer som f.eks. MAES⁴ and CICES⁵. Disse kan brukes til orientering, men ofte vil valg av indikatorer være avhengig av hva slags data som er tilgjengelig.

Negative og positive effekter må listes opp separat, fordi de inngår på forskjellig måte i beregningen etterpå. Hvis prioritering skal gjøres mellom enkelte tiltak må man kvantifisere effekten for hvert enkelt tiltak. Men det er også mulig å sammenligne ulike tiltakspakker.

Trinn 2: Forberedelse av multi-kriterieanalysen**2A) Normalisering av effekter / effekt-indikatorer**

Indikatorene som blir valgt kan ha forskjellige enheter. For å kunne knytte de sammen i en multi-kriterie-analyse, må de derfor normaliseres. Alle indikatorer blir transformert til en relativ skala fra 0 til 1, hvor 1 er den «beste» effekten. Vær oppmerksom på at den beste effekten kan være en maksimumsverdi (f.eks. maksimal mengde reduksjon av nitrogen som den beste verdi), men også en minimumsverdi (f.eks. minimale kostnader ved implementering av tiltak). Hvis man har valgt flere indikatorer for å beskrive en økosystemtjeneste eller et kvalitetselement, bør begge tas inn i beregningen likt (f. eks. ved bruk av 4 indikatorer går alle inn med 25%) og det beregnes så en gjennomsnittlig normalisert indikator-verdi. Det er viktig å merke seg at den normaliserte indikatoren av negative påvirkninger får et negativt fortegn.

⁴ <https://biodiversity.europa.eu/maes/mapping-ecosystems/indicators-for-ecosystem-services-across-ecosystems>

⁵ <https://biodiversity.europa.eu/maes/common-international-classification-of-ecosystem-services-cices-classification-version-4.3>

2B) Fastsetting av analyse-vekter

I dette trinnet fastsettes vekter for multi-kriterie-analysen. Det vil si at for hver økosystemtjeneste må man avgjøre hvor viktig den er sammenlignet med de andre økosystemtjenestene. Det kan være vanskelig å avveie økosystemtjenester mot hverandre, og derfor er det også mulig at man setter vekter på forskjellige påvirkningstyper. I eksemplet nedenfor skal vi vise begge tilnærminger (se tabell 4 og tabell 9).

For å fastsette vekter til multi-kriterie-analysen foreslår vi en enkel fremgangsmåte, f. eks. å sette faste vekter på en skala fra 1-3 eller 1-5 hvor den høyeste verdi tilsvarer den høyeste viktighet.

De valgte vekter kan være avgjørende for resultatet av prioriteringen, derfor bør denne prosessen være transparent og ha politisk legitimitet. Man kan for eksempel spørre representanter av forskjellige bruker- eller interessegrupper om å fastlegge vekter og så beregne gjennomsnittet. Vekten kan også endre seg i tid og rom. For eksempel kan man når det gjelder flomvern ha en annen prioritet oppstrøms i et vassdrag enn nedstrøms.

Trinn 3: Beregning av MKA-score, kostnadseffektivitet og prioritering

I siste trinn beregner man i multi-kriterie-analysen score for hvert tiltak ved å multiplisere de normaliserte indikatorer med MKA-vekter, for så å oppsummere det hele. Man må være oppmerksom på at ikke alle indikatorer er relevant for alle tiltak. Derfor må man dividere summen med antall indikatorer som er relevant for hvert tiltak. Den beregnede MKA-score reflekterer de positive effektene av et tiltak.

Denne effektvurdering kan nå bringes sammen med kostnadsvurderinger fra Trinn 0. Ved å dividere nåverdien av et tiltak med sin MKA-score, som gjenspeiler effekten eller nytten av et tiltak, så får man en kostnadseffektivitetstall. Tiltaket med det laveste kostnadseffektivitetstallet (dvs. der man bruker minst penger for å oppnå en effekt) har den høyeste prioritet.

2.5 Et fiktivt beregningseksempel

For å tydeliggjøre og vise fremgangsmåten tar vi utgangspunkt i et fiktivt eksempel. Dette eksempel-vassdraget er oppstrøms og preget av kraftproduksjon, som resulterer i lav vannføring og en nedsatt laksepopulasjon. Nedstrøms i samme vassdrag har man utfordringer med eutrofiering på grunn av avrenning fra landbruk og fra avløpssektoren. Det er foreslått flere tiltak og man ønsker å prioritere disse etter kostnadseffektivitet. Man ønsker å se på en tidshorisont på 15 år og bruker en vanlig diskonteringsrente på 4% for alle påløpte kostnader. Ved beregning av nåverdien må man ta hensyn at alle tiltak som har en levetid lengre enn den valgte tidsperiode av 15 år har en restverdi. Den må fraregnes fra nåverdien.

Tabell 9. Resultater trinn 0 i MKA- analysen. Vurdering av kostnader: beregning av nåverdi for hvert tiltak

	Investeringskostnader	Driftskostnader	Levetid	Nåverdi (15 år)
Avløpstiltak	300 000	0	60	75 000
Vegetasjon og markdekke	40 000	2 000	10	84 122
Miljøtilpasset jordbearbeiding	0	6 000	1	81 078
Administrative tiltak	0	50 000	3	675 652
Fiskepassasje	150 000	5 000	40	123 815
Vannføring (større minstevannføring)	50 000	1 000	25	43 513

Virkning av et tiltak på de biologiske kvalitetselementene kan beskrives som endring i fiskepopulasjon, og på nedsatt vannkvalitet som reduksjon i tilførsel av næringsaltet fosfat. I tillegg virker noen tiltak positivt på økosystemtjenester som drikkevannsproduksjon og rekreasjon (f.eks. fritidsfiske), mens en større minstevannføring har en negativ effekt på kraftproduksjon.

I dette eksempelet har vi valgt å beskrive effekten på fiskepopulasjon, drikkevann og rekreasjon på en ordinalskala, som vil si at 1 er en liten positiv effekt og 3 er en stort positiv effekt. Som indikator for endring i vannkvalitet valgte vi reduksjon i tilførsel av fosfor målt i kg P per år. Som indikator for påvirkning på kraftproduksjon valgte vi krafttap. Vi antok at krafttapet er 50.000 NOK per år, som tilsvarer den oppgitte nåverdi i løpet av 15 år.

Tabell 10. Resultater trinn 1 i MKA- analysen: Kvantifisere effekten av tiltak ved hjelp av indikatorer

	VRD-KE Biologi	VRD-KE kjemisk tilstand	Positive tilleggseffekter		Negative tilleggseffekter
			Drikkevann	Rekreasjon	Krafttapt [NOK] (nåverdi, 15 år)
	Fiskepopulasjon	Reduksjon tilførsel P [kg/år]			
Avløpstiltak	2	15 000	3	2	0
Vegetasjon og markdekke	1	200	1	2	0
Miljøtilpasset jordbearbeiding	2	550	2	1	0
Administrative tiltak	1	0	0	0	0
Fiskepassasje	3	0	0	3	0
Vannføring (større minstevannføring)	2	0	0	3	675 652

For å kunne gjennomføre en multi-kriterie-analyse må alle effektene normaliseres. Det vil si at den maksimale effekt blir satt til 1, mens de andre effektene blir nedskalert lineært. Resultatet er vist nedenfor. Den negative effekten av krafttapt får et negativt fortegn.

Tabell 11. Resultater trinn 2A i MKA- analysen: Normalisering av effekter

	VRD-KE Biologi	VRD-KE kjemisk tilstand	Positive tilleggseffekter		Negative tilleggseffekter
			Drikkevann	Rekreasjon	Krafttapt
	Fiskepopulasjon	Reduksjon tilførsel P			
Avløpstiltak	0,67	1	1	0,67	0
Vegetasjon og markdekke	0,33	0,01	0,33	0,67	0
Miljøtilpasset jordbearbeiding	0,67	0,04	0,67	0,33	0
Administrative tiltak	0,33	0	0	0	0
Fiskepassasje	1	0	0	1	0
Vannføring (større minstevannføring)	0,67	0	0	1	-1

Dette eksemplet er fiktiv, men vi antok at det var svært viktig å oppfylle kravene til vannforskriften. Derfor fikk begge kvalitetselementene vekt 5. Videre antok vi at kraftproduksjon var av stor interesse, men også rekreasjon i form av fritidsfiske. Mindre viktig var drikkevannsforsyning og fikk derfor bare en vekt av 2.

Tabell 12. Resultater trinn 2B: Fastsetting av vektorer på kvalitetselementer og økosystemtjenester

	VRD-KE Biologi	VRD-KE kjemisk tilstand	Positive tilleggseffekter		Negative tilleggseffekter
	Fiskepopulasjon	Reduksjon tilførsel P	Drikkevann	Rekreasjon	Krafttapt
Vektorer	5	5	2	4	4

I siste trinn multipliserer vi vektene med de normaliserte indikatorverdiene. Videre oppsummerer vi alle verdier og deler på antall relevante indikatorer, dvs. de som er ulikt 0. I vårt eksempel har de administrative tiltakene bare en effekt på biologien, mens avløpstiltak, vegetasjon og markdekke og miljøtilpasset jordbearbeiding har en effekt på 4 indikatorer.

Kostnadseffektivitet beregnes ved å dividere nåverdien på MKA-score. Det laveste kostnadseffektivitetstallet og dermed den høyeste prioriteten har avløpstiltak, etterfulgt av fiskepassasje. Administrative tiltak har den laveste prioriteten i dette eksemplet.

Tabell 13. Resultater trinn 3: Beregning av MKA-scorer, kostnads-effektivitet og prioritering

	WFD-KE Biologi	WFD-KE kjemisk tilstand	Positive tilleggseffekter		Negative tilleggseffekter	Antall verdier ulik 0	MKA-score	Kostnads-effektivitet	Prioritet
	Fiskepop.	Reduksjon tilførsel P	Drikkevann	Rekreasjon	Krafttapt				
Avløpstiltak	3,33	5,00	2,00	2,67	0	4	3,25	23 077	1
Vegetasjon og markdekke	1,67	0,07	0,67	2,67	0	4	1,27	66 412	5
Miljøtilpasset jordbearbeiding	3,33	0,18	1,33	1,33	0	4	1,55	55 449	4
Administrative tiltak	1,67	0	0	0	0	1	1,67	405 391	6
Fiskepassasje	5,00	0	0	4	0	2	4,5	27 514	2
Vannføring (større minstevannføring)	3,33	0	0	4	-4	3	1,11	39 162	3

3 Prioritering av elvetiltak i tiltaksprogrammet til vannregion Glomma

I dette avsnittet brukes metodikken som er utviklet og presentert i del 2 til å prioritere elvetiltak i vannregion Glomma.

3.1 Datagrunnlag

Som datagrunnlag brukte vi tiltakstabellen for elver for vannregion Glomma, lastet ned fra Vann-nett 5. April 2017. Det er den samme tabellen som er brukt til vurdering av kostnads- og nytte data i kapittel 1. Ved en første gjennomgang kunne man se at tabellen trolig inneholder noen feil og er inkonsistent. F.eks. blir amortiseringstid og levetid brukt synonymt. Det innebærer at tallene registrert i denne kolonnen kan være begge deler. Det varierer også hva som er definert som «ett» tiltak. I noen tilfeller er det f.eks. én fangdam, mens det i andre tilfeller er summen av alle fangdammer som er tilrettelagt eller planlagt i samme område. Det finnes også flere tiltak hvor kostnadseffektivitet er registrert. Ofte er den basert på en beregning av en nåverdi, men her ser vi at beregningen refererer til forskjellige antall år og dermed ikke er brukbar for å sammenligne kostnadseffektivitetstallene.

For å kunne anvende den foreslåtte metodikken måtte vi først gå igjennom tabellen, korrigere og forenkle den og beregne noen nye variabler ut fra de som var allerede oppgitt. Vi gjorde følgende forandringer i tabellen:

1. Vi slettet datasett (dvs. rader som listet opp tiltak) som ikke inneholdt noen informasjon om kostnader, altså verken investeringskostnader, driftskostnader eller årlige driftskostnader. Dette reduserte datasettet betraktelig til bare 1853 tiltak av total 5058.
2. For kostnader som påløper årlig finnes det to kolonner i tabellen: «driftskostnader» og «årlige driftskostnader». Hvis det var oppgitt forskjellige verdier for ett tiltak så valgte vi det tallet som var mer plausibelt med hensyn til kommentarer oppgitt i kommentarfeltet og ellers kolonnen «driftskostnader».
3. Vi antok at «amortiseringstid», der hvor den var oppgitt, var lik levetid for tiltak. Hvis det ikke var oppgitt noen levetid for enkle tiltak så beregnet vi levetid som medianverdi for denne tiltaksgruppa (se tabell 14) og antok at tiltak hadde den samme levetid. Hvis det var ikke oppgitt noen levetid i hele tiltaksgruppen så gjorde vi noen antagelser for levetiden.

Tabell 14. Beregnet gjennomsnittlig levetid og antagelser om levetid for tiltaksgrupper

	Median amortiseringstid / levetid	Antagelser levetid
Administrative tiltak	30	
Avløpstiltak	40	
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	45	
Biotoptiltak		20
Erosjonsforebygging		40
Fiskepassasje	50	
Gjødslingstiltak	1	
Grunnforurensningstiltak		40
Hydroteknikk	30	
Kalkingstiltak		20
Kunnskapsinnhenting		20
Miljøgifttiltak		40
Miljøtilpasset jordarbeiding	1	

Overvannstiltak	40	
Punktkilder, forurensning	20	
Redusere påvirkning fra industrielt utslipp		40
Sigevannstiltak		40
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	25	
Vegetasjon og markdekke	6	
Økologiske rensetiltak	30	

4. For P-reduksjon var det av og til oppgitt noen kostnadseffektivitetstall (disse gjemte seg stort sett i kommentarfeltene). I noen kommentarfelt var det oppgitt at disse tallene baserte seg på nåverdiberegninger, men det er ikke mulig å si om det gjelder alle tiltakene. Vi antok at det var tilfelle og beregnet effekten tilbake til en årlig P-reduksjon ved å dividere nåverdien levetiden av tiltak på produktet av kosteffektivitet og levetid. Den beregnede verdien skal representere effekten av tiltak på kvalitetselementene i denne analysen.

Det viste seg ved en nærmere betraktning av de beregnede verdiene at noen verdier var i overkant høye (> 50.000 kg P-reduksjon per år). Her var det oppgitt et lavt kostnadseffektivitetstall og store investeringskostnader. Det kan være riktig, hvis det dreier seg om svære tiltak som f.eks. tilknytting av et helt boligfelt til avløpsnett, men det kan også henge sammen med at beregningen er feil pga. av inkonsistenser i innrapportering. Slike store tall vil i normaliseringstrinnet (2A) av metodikken føre til at disse tiltakene også får en stor verdi etter normaliseringen, mens de andre tiltakene får veldig lave verdier. Ved beregning av sluttresultatet i trinn 3 blir det da vanskelig å prioritere mellom disse tiltakene med lave verdier. Da vi i rammen av dette prosjektet ikke kunne finne ut om disse store verdiene var riktige eller feil antok vi at disse høye verdiene var utenforliggende observasjoner og tok derfor bort alle verdier som var større enn 90%-percentilet av alle verdier.

5. Hvis det ikke var oppgitt noen kostnadseffektivitetstall, beregnet vi en «forventet effekt» ved å summere tallene oppgitt i kolonnen «påvirkningsgrad» (1= liten, 2=middels, 3=stor påvirkningsgrad) og hovedmiljøeffekt (skala 1= liten til 3= stor, med mellomtrinn dvs. liten/middels effekt = 1,5 og middels/stor effekt =2,5). Antagelsen bak denne beregningen er at hvis påvirkningsgrad er stor vil et tiltak gi en større effekt enn hvis påvirkningen er liten. Samtidig finnes det noen tiltak som ved sammen påvirkningsgrad har en større effekt enn andre. Denne verdien skal også representere effekten av tiltak på kvalitetselementene.
6. Videre slettet vi dobbelt oppførte tiltak, altså tiltak som hadde den samme verdien i kolonnene «investeringskostnader», «driftskostnader», «årlige driftskostnader» og de samme verdier for den beregnede «forventet effekt» og «kostnads-effektivitets-tall» som ble ekstrahert. Det reduserte tabellen til 477 tiltak.

3.2 Anvendelse av multi-kriterie- og økosystemtjenestemetodikk

Trinn 0: Vurdering av kostnader: beregning av nåverdi for hvert tiltak

Nåverdien av kostnader ble beregnet for hvert tiltak. Som diskonteringsrente valgte vi 4 % og som analyseperiode 40 år, da vi vurderer «god økologisk status» som et langsiktig mål i alle vannforekomster, til tross for at vannforskriften setter kortere tidsfrister. I tilfeller hvor tiltak har en levetid mindre enn 40 år, så antok vi at samme tiltak ikke blir igangsatt igjen. I realiteten varer tiltak ofte lengre enn sin forventede levetid, og så vil man i realiteten vurdere på nytt om det trengs det

sammen tiltak igjen før man investerer igjen. For tiltak med en levetid lengre enn vår analyseperiode på 40 år trakk vi restverdien fra den beregnede nåverdien.

Det er en stor spredning mellom nåverdier også for samme type tiltak (variabel «tiltakstypenavn») pga. inkonsistenser av hva «ett» tiltak er.

Trinn 1: Kvantifisere effekten av tiltak ved hjelp av indikatorer

På grunn av mangel på tilgjengelige data ble det ikke brukt indikatorer for å måle effekten av tiltak på økosystemtjenester, men vi brukte en ordinalskala for å beskrive effekten. Vi tok utgangspunkt i en beskrivelse av effekten av påvirkninger på økosystemtjenester i vassdrag fra Grizzetti et al. (2016) og tilordnet hver tiltaksgruppe til en påvirkning.

Videre antok vi at den effekten påvirkningen har på økosystemtjenester er den samme - men med motsatt fortegn - som et tiltak som motvirker disse påvirkningene kommer til å ha på økosystemtjenestene (se tabell 15). For eksempel, hvis påvirkningen «*diffus forurensing*» har en effekt på økosystemtjenesten «*fiskeri og akvakultur*», så har tiltaksgruppen «*avløp*» som forminsker den diffuse forurensing også en effekt på økosystemtjenesten «*fiskeri og akvakultur*».

Noen av kategoriene som «*rå abiotiske materialer*» og «*abiotiske energi kilder*» (f.eks. vannkraft) er strengt tatt ikke økosystemtjenester, fordi de kommer fra den abiotiske, dvs. den ikke levende, delen av systemet. Vi valgte likevel å ta dem med, fordi de genererer tjenester til mennesker, men medfører også ulemper for økosystemer. Effektvurderinger for disse abiotiske tjenestene er basert på egne antagelser. Noen administrative tiltak og tiltak som faller i kategorien kunnskapsinnhenting og tilsyn og konsesjonsbehandling har ikke en direkte effekt på kvalitetselementer eller økosystemtjenester. De er likevel viktige for å skaffe den kunnskap som er nødvendig for å ta gode beslutninger i framtiden. Derfor satt vi effekten på 2.

En slik fremgangsmåte er en grov forenkling og som beskrevet før burde denne vurderingen baseres på indikatorverdier for økosystemtjenester, og ideelt sett burde man gjøre en vurdering for hver type tiltak og ikke bare tiltaksgrupper.

Tabell 15. Påvirkninger, tiltak og vurdering av effekter på økosystemtjenester i vannregion Glomma

Påvirkninger etter Grizzetti et al. (2016)	Tiltak / ØT	Forsynende tjenester						
		Fiskeri og akvakultur	Drikkevann	Rå (biotiske) materialer	Vannforsyning (ikke drikkevann)	Rå materialer for energi	Rå (abiotiske) materialer	Abiotiske energi kilder
	Administrative tiltak	2	2	2	2	2	2	2
	Kunnskapsinnhenting	2	2	2	2	2	2	2
	Tilsyn og konsesjonsbehandling	2	2	2	2	2	2	2
Diffuse forurensning	Avløpstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Avløpstiltak i spredt bebyggelse	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Eutrofieringstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Generelle landbrukstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Gjødslingstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Miljøtilpasset jordarbeiding	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Redusert avrenning fra skogbruk	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Vegetasjon og markdekke	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Økologiske rensetiltak	3	3	3	3	3	1	1
Fremmede arter	Biotoptiltak	3	1	3	1	2	1	1
Fremmede arter	Redusere fremmede arter	3	1	3	1	2	1	1
Fremmede arter	Tiltak mot genetisk interaksjon	3	1	3	1	2	1	1
Fremmede arter	Tiltak mot krypsiv	3	1	3	1	2	1	1
Diffuse forurensning	Kalkingstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Temperaturregulering	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Tiltak mot gassovermetning	3	3	3	3	3	1	1
Erosjon / vannet blir brunere	Erosjonsforebygging	3	3	2	3	1	2	2
Hydromorfologiske endringer	Fiskepassasje	2	2	3	2	3	1	1
Hydromorfologiske endringer	Fisketiltak	2	2	3	2	3	1	1
Hydromorfologiske endringer	Hydroteknikk	2	2	3	2	3	2	2
Hydromorfologiske endringer	Tiltak ved innløp eller utløp	2	2	3	2	3	1	1
Endring i avrenning	Vannføring	3	3	2	3	3	2	3
Endring i avrenning	Vannstandsbegrensninger	3	3	2	3	3	2	-3
Diffuse forurensning	Avfallshåndtering	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Grunnforurensningstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Miljøgifttiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Overvannstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Punktkilder, forurensning	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Redusere påvirkning fra industrielt utslipp	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Sigevannstiltak	3	3	3	3	3	1	1
Diffuse forurensning	Tiltak mot gruveforurensning	3	3	3	3	3	1	1

Diffuse forurensning	Tiltak mot utslipp fra veianlegg									3	3	3	3	3	1	1
Tiltak / ØT	Regulerende tjenester									Kulturelle tjenester						
	Vannrensing	Luftrensing	Erosjonsbeskyttelse	Dempe ekstreme hendelser	Habitat-funksjon	Biologisk kontroll	Vedlikeholde jordens fruktbarhet	Karbonlagring	Lokal klimaregulering	Rekreasjon	Estetisk verdsetting og inspirasjon	Åndelige opplevelser				
Administrative tiltak	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2				
Kunnskapsinnhenting	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2				
Tilsyn og konsesjonsbehandling	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2				
Avløpstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Eutrofieringstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Generelle landbrukstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Gjødslingstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Miljøtilpasset jordarbeiding	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Redusert avrenning fra skogbruk	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Vegetasjon og markdekke	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Økologiske rensetiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Biotoptiltak	2	1	2	2	3	3	1	2	1	2	3	3				
Redusere fremmede arter	2	1	2	2	3	3	1	2	1	2	3	3				
Tiltak mot genetisk interaksjon	2	1	2	2	3	3	1	2	1	2	3	3				
Tiltak mot krypsiv	2	1	2	2	3	3	1	2	1	2	3	3				
Kalkingstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Temperaturregulering	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Tiltak mot gassovermetning	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Erosjonsforebygging	3	1	1	1	2	2	3	2	1	3	3	3				
Fiskepassasje	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3				
Fisketiltak	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3				
Hydroteknikk	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3				
Tiltak ved innløp eller utløp	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3				
Vannføring	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3				
Vannstandsbegrensninger	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3				
Avfallshåndtering	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Grunnforurensningstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Miljøgifttiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Overvannstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Punktkilder, forurensning	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Redusere påvirkning fra industrielt utslipp	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Sigevannstiltak	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Tiltak mot gruveforurensning	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	3	3	1	1	3	3	2	1	1	3	3	3				

Trinn 2A: Normalisering av effekter

Normalisering av effekten på økosystemtjenester er relativt enkelt da vi valgte en ordinalskala fra 1 til 3. Her må man videre multiplisere alle effekt-verdier med 1/3.

For kvalitetselementene etter vannforskriften normaliserte vi den årlige P-reduksjon for tiltak som var oppgitt og eller den «forventet effekt» som vi har beregnet (se punkt 4 i 3.1).

Trinn 2B: Fastsetting av vekter

Som beskrevet før kan man enten vekte økosystemtjenester (som vist i det fiktive eksempelet i 2.5) eller påvirkninger etter hvor viktige disse er. Vi vil her gjøre det siste og tar utgangspunkt i de påvirkningene som ble beskrevet for vannregion Glomma (tabell 6) og oppsummerer i hvor mange vannområder denne påvirkningen er relevant. Disse summene transformerer vi videre til en 1-5 skala (tabell 9). Hvis det var flere påvirkningskategorier i vannregion Glomma som tilsvarer de påvirkningskategorier som Grizzetti et al. (2016) brukte, så har disse blitt slått sammen.

Vekter for kvalitetselementene (se punkt 5 og 6 i 3.1) skal få en høyere verdi enn økosystemtjenestene, fordi de representerer de primære målene av vannforskriften (og WFD). Derfor fikk de vekt 5.

Administrative tiltak kan avbøte flere påvirkninger, men gitt den informasjon som foreligger i Vann-Nett fikk vi ikke sortert ut hvilke administrative tiltak som svarer på hvilken påvirkning. Derfor valgte vi å vekte administrative tiltak med en median vekt av de andre vekter dvs. 3.

Tabell 16. Vekter avledet fra påvirkninger i VR Glomma

	Diffuse forurensning	Erosjon	Fremmede arter	Hydromorfologiske endringer	Administrative tiltak	VRD-KE
Enningdalsvassdraget	X					
Haldenvassdraget	X	X				
Glomma Sør	X					
Morsa	X		X			
PURA	X		X			
Øyeren	X			X		
Hurdalsvassdraget / Vorma	X		X	X		
Leira-Nitelva	X		X	X		
Indre Oslofjord Vest	X		X	X		
Oslo	X			X		
Mjøsa	X		X	X		
Glomma	X		X	X		
Resultat uttelling	12	1	7	7		
Vekter	4	1	3	3	3	5

Trinn 3: Beregning av MKA-scorer, kostnadseffektivitet og prioritering

Den endelige MKA-scoren for hvert tiltak ble beregnet ved å multiplisere vektene med de normaliserte effektene, for så å beregne gjennomsnittet av dette. Videre blir nåverdien dividert på MKA-score for å beregne kostnadseffektiviteten.

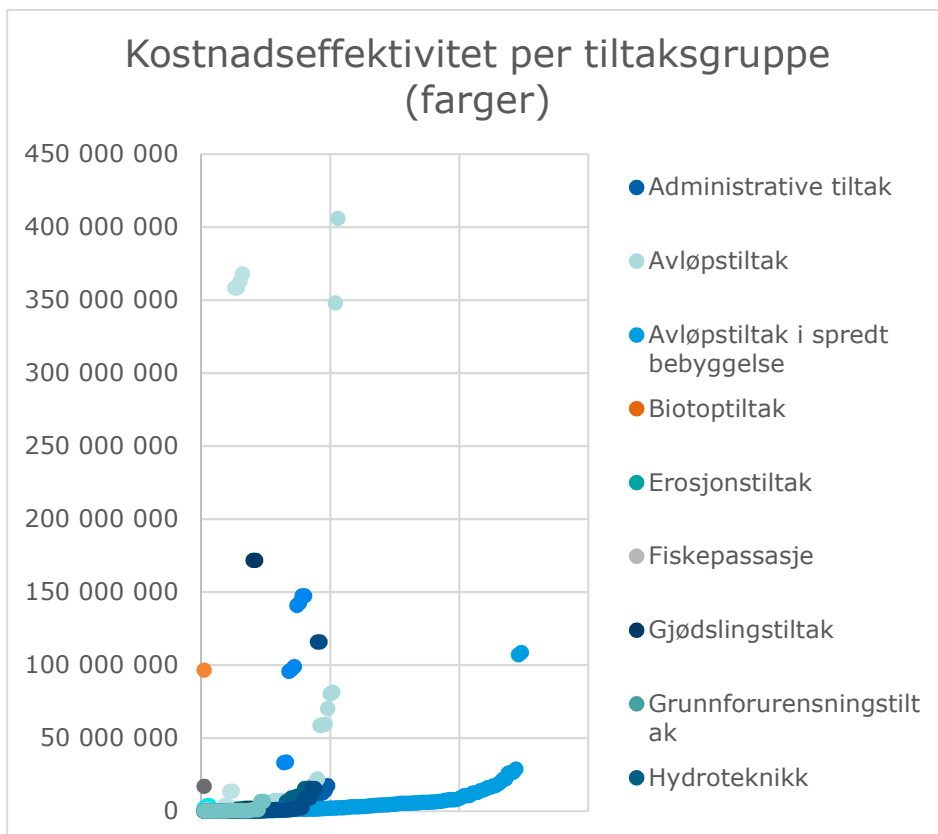
3.3 Resultater for vannregion Glomma

Fordeling av kostnadseffektiviteten viser en stor spredning mellom og innenfor de forskjellige tiltaksgruppene (tabell 17). Hvis man tar utgangspunkt i medianen, så er gjødslingstiltak, fiskepassasje og kalkingstiltak de mest kostnadseffektive tiltak, dvs. man får mest effekt per investerte krone. Det vil si at disse får en høy prioritet og skal implementeres først. For overvannstiltak, avløpstiltak i spredt bebyggelse, sigevannstiltak og avløpstiltak er kostnader per oppnådd effektivitet ganske høy. Det vil si at tiltakene er mindre kostnadseffektive og får dermed en lavere implementeringsprioritet.

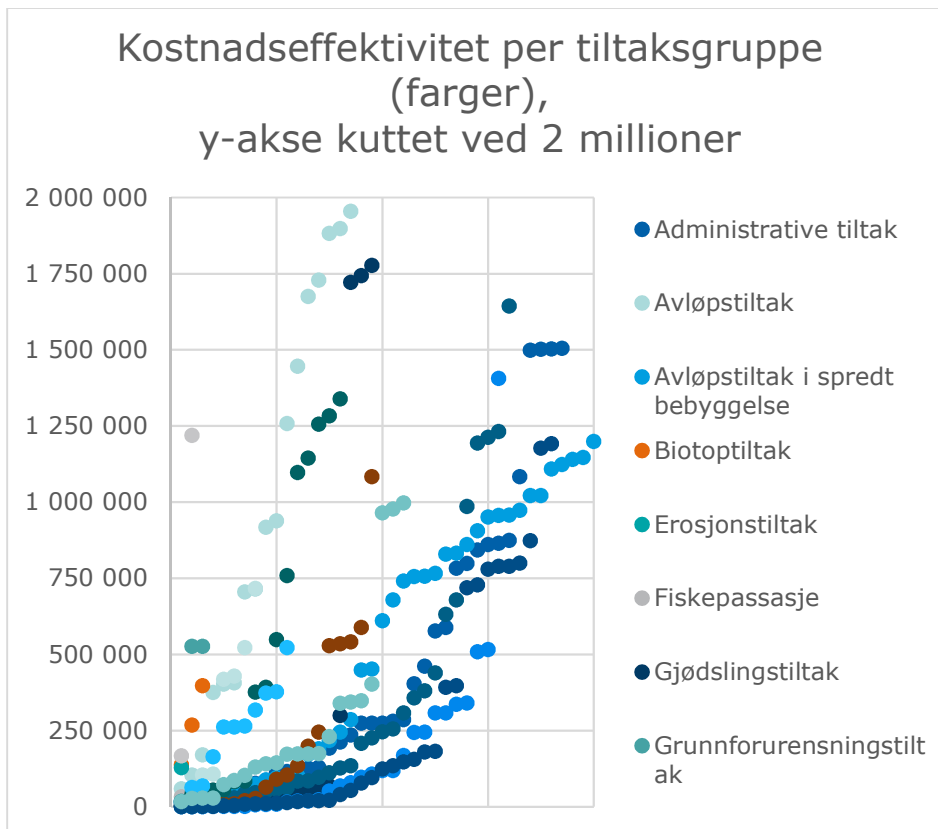
Tabell 17. Deskriptiv statistikk for kostnadseffektivitetsverdier av tiltak i de forskjellige tiltaksgruppene

	Gjennomsnitt [NOK]	Median [NOK]	Standardavvik [NOK]	N	Variasjons- koeffisient [%]
Gjødslingstiltak	16 635 025	28 298	51 561 870	21	310
Fiskepassasje	32 736	32 736	0	2	0
Kalkingstiltak	220 820	90 697	297 495	19	135
Miljøtilpasset jordarbeiding	23 540 463	118 942	48 578 500	40	206
Erosjonsforebygging	127 976	127 976	NA	1	NA
Vegetasjon og markdekke	6 626 970	167 298	23 821 426	46	359
Økologiske rensertiltak	805 675	173 086	1 818 156	24	226
Punktkilder, forurensning	244 225	261 101	155 166	11	64
Biotoptiltak	267 408	267 648	129 545	3	48
Hydroteknikk	2 867 522	282 016	4 877 447	42	170
Kunnskapsinnhenting	536 435	384 099	524 151	16	98
Grunnforurensningstiltak	356 618	526 178	293 687	3	82
Administrative tiltak	2 405 551	576 520	4 239 777	49	176
Tiltak mot utslipp fra veianlegg	692 990	692 990	743 145	2	107
Overvannstiltak	92 781 533	2 200 888	160 540 647	16	173
Avløpstiltak i spredt bebyggelse	7 036 948	3 197 518	14 456 515	124	205
Sigevannstiltak	3 208 123	3 655 418	975 843	3	30
Avløpstiltak	26 540 978	5 807 822	73 342 920	53	276
Miljøgifttiltak	17 041 253	17 041 253	NA	1	NA
Redusere påvirkning fra industrielt utslipp	96 623 906	96 623 906	NA	1	NA

Hvis man ser i detalj på hvert enkelt tiltak, så ser man at det finnes i hver tiltaksgruppe tiltak som er mer eller mindre kostnadseffektive (figur 4 og 5). Kostbare avløpstiltak er, hvis man går etter denne figuren, svært lite kostnadseffektiv.



Figur 4. Kostnadseffektivitet per tiltaksgruppe



Figur 5. Kostnadseffektivitet per tiltaksgruppe, y-akse kuttet ved 2 millioner

3.4 Om monetært kvantifiserbare og ikke-kvantifiserbare økosystemtjenester i prioriteringsprosessen

I samfunnsøkonomiske analyser bør man kvantifisere nytten av tiltak i monetære enheter så langt det lar seg gjøre, fordi det gjør det enklere å sammenligne forskjellige typer nytte. Likevel skal man ikke glemme nytten som ikke lar seg uttrykke i monetære enheter eller som er vanskelig å kvantifisere. Dette gjelder ofte kulturelle økosystemtjenester og tjenester som ikke har en direkte bruksverdi for mennesker. I vannområder med kraftproduksjon er den monetære nytten av kraftproduksjon ofte mye større enn den monetære nytten av kulturelle økosystemtjenester som f. eks. fritidsfiske (Bustos et al. 2017). I tillegg er det vanskelig å sammenligne monetær nytte mot andre nytter som f.eks. stedsidentitet som er vanskelig eller umulig å kvantifisere i monetære enheter.

Fordelen med en multi-kriterie-tilnærming er i dette tilfelle at ved normalisering (trinn 2A i den foreslåtte metodikken) blir alle verdier uavhengige av måleenheten omregnet til enhetsløse tall. Dvs. en høy kroneverdi på kraftproduksjon havner i sammen størrelsesordenen som en antatt høy verdi for stedsidentitet. Dermed får monetære og ikke-monetære verdiestimer sammen tyngde i argumentasjonen.

3.5 Operasjonell implementering, kompetanse- og ressursbehov for bruk av den foreslåtte metodikken

Den foreliggende studie har dessverre ikke behandlet hvordan den foreslåtte metodikken kan operasjonaliseres i en vannforvaltningshverdag. Den gir imidlertid noen indikasjoner med tanke på nivå den skal brukes på, tidsbruk og kompetanse som trengs. I prinsippet kan den foreslåtte studien brukes på nasjonalt nivå, på vannregionsnivå og vannområdenivå. Men spesielt på vannområdenivå vil metodikken kreve ganske detaljerte data for nytte for å komme til en prioritering. Med tanke på at det skal brukes data som ligger i Vann-Nett for slike framtidige analyser er nok et vannregionsnivå best egnet for å gjennomføre slike analyser. Metodikken krever grunnleggende økonomisk kompetanse, lik den som vannforskriften krever, og samtidig en forståelse av økosystemtjenestekonseptet. Det er mange gode og tilgjengelige veiledningsdokumenter for gjennomføring av multi-kriterie-analyser, som for eksempel denne veiledningen fra Storbritannias Department for Communities and Local Government: http://eprints.lse.ac.uk/12761/1/Multi-criteria_Analysis.pdf.

Den foreslåtte metodikken vil ikke minske arbeidstiden som trengs for å komme opp med en prioritetsliste av hvilke tiltak som skal implementeres først. Men den kan føre til en mer helhetlig og systematisk prioritering av tiltak som tar hensyn til vannforskriftens krav, men også andre typer av nytte. Beslutningstakere etterspør kostnads- og nytteinformasjon i dag i mye større grad (Sundnes et al. 2017), slik at en økt ressursbruk sannsynligvis vil være formålstjenlig.

3.6 Konkluderende bemerkninger

Metodikken som er presentert i denne studien, og som er utprøvd med data fra Vann-Nett for vannregion Glomma gjøre det mulig å komme til en prioritering av tiltak som tar hensyn til flere nytter enn bare forbedring av vannforskriftens kvalitetslementer. Multi-kriterie-tilnærmingen gjør det mulig å sammenligne nytten målt i forskjellige enheter som monetære enheter (f.eks. krafttapt), fysiske enheter (f.eks. kg-reduksjon i fosfor) eller som er vurdert på en ordinalskala.

I vårt eksempel kom vi fram til kostnadseffektivitetsvurderinger på tiltaksgruppenivå. I hver tiltaksgruppe er det sammenfattet svært forskjellige tiltak, og man burde derfor heller gjøre slike vurderinger på et mer detaljert nivå. Det vil si at man i stedet bør bruke variabelen «*tiltaksnavn*» fra Vann-Nett eller komme fram til en gruppering som slår sammen tiltak som har lignende effekter/nytter. For tiltaksdata fra vannregion Glomma foretok vi en forenklet nyttevurdering på en ordinalskala fra 1-3. Det førte til at mange tiltak så ut til å ha den samme nytten, selv om det er muligens ikke slik i realiteten. Derfor burde man velge en større ordinalskala, selv om det kan gjøre det vanskeligere å komme fram til vurderinger for de enkle tiltak. Svakheten ved å bruke en ordinalskala vil hele tiden være at vurderingene er subjektive. Alternativet er at man bruker et forbedret datagrunnlag som kvantifiserer effekten i fysiske enheter, som f.eks. kg fosfor reduksjon per år.

Tiltak som er sammenfattet i tiltaksgruppen «*kunnskapsinnhenting*», noen administrative tiltak og noen tiltak som faller i gruppen «*tilsyn og konsesjonsbehandling*» har ikke en direkte effekt hverken på vannforskriftens kvalitetselementer eller økosystemtjenester. Likevel er de nødvendige for å skape den kunnskapen som trengs for å kunne foreslå tiltak med direkte effekt i neste runde av tiltaksplaner. Man burde i slike beregninger derfor bare inkludere tiltak som har en direkte forventet effekt på kvalitetselementer eller økosystemtjenester, og prioritere tiltak uten en direkte effekt separat.

Fastsetting av vekter, som sier hvor viktig de enkelte påvirkninger eller kvalitetselementer og økosystemtjenester er, er svært avgjørende for prioriteringsresultatene. Dermed burde man vurdere grundig hvilken metodikk man velger og om man skal vekte økosystemtjenester eller påvirkninger. Den foreslåtte metodikken med en skala fra 1 til 5 er veldig enkel å bruke sammen med eksperter, brukere eller interessegrupper, men kan være tidskrevende. Med tanken på økosystemtjenester kunne man også bruke en vektning som tar hensyn til antall brukere av disse økosystemtjenestene. Alternativt kan man gi en større vekt til påvirkninger som er tilstede i befolkningsrike strøk, fordi avbøtende tiltak da vil komme flere til gode.

Data som ligger i Vann-Nett viser seg som «brukbare» til denne typen analyser, men har per i dag noen svakheter spesielt når det gjelder inkonsistens i det innrapporterte datagrunnlaget. Nyttens av sammen type tiltak burde rapporteres i sammen enhet. For tiltak mot eutrofiering har f.eks. avrenning i kg P per år etablert seg som en indikator, mens for miljøtilpasset jordarbeiding er verdien ofte oppgitt per dekar. Lignende burde man også prøve å bli enig om samme rapporteringsenhet for andre tiltakstyper.

En stor svakhet er også at kostnadene ikke er innrapportert på samme måte. Fra en gjennomgang av kommentarfeltene i Vann-Nett viste det seg at noen hadde beregnet og rapportert nåverdier, men de brukte forskjellige kalkulasjonsrenter til diskontering. Videre lar det seg ikke spore hvilke tidsrom som ble betraktet og for hvilket år tallene gjelder. Det vil være en fordel om det rapporteres på investerings- og driftskostnader sammen med året disse tallene gjelder for. Og hvis nåverdien skal rapporteres så burde man også rapportere tidsrommet og kalkulasjonsrente for beregningen.

Vår analyse viser også at tiltak som er forbundet med høye investerings- eller driftskostnader har også ofte en høyere kostnadseffektivitetsverdi og vil dermed oppnå en lav prioritet. Det er ofte tilfelle for hydrotekniske tiltak eller tiltak mot avløp eller avløp i spredt bebyggelse. Her må man også spørre seg hvorvidt det er vannforskriften som utløser disse tiltakene. Ofte er de utløst av andre forskrifter (f.eks. forurensningsforskriften), men tiltak vil også komme målene som vannforskriften setter til gode. Fra et økonomisk ståsted bør man derfor bare registrere den delen av kostnader som er utløst av vannforskriften.

4 Litteratur

- Bustos, Ana Adeva, Richard David Hedger, Hans-Petter Fjeldstad, Knut Alfredsen, Håkon Sundt, and David Nicholas Barton. 2017. "Modeling the Effects of Alternative Mitigation Measures on Atlantic Salmon Production in a Regulated River." *Water Resources and Economics*. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212428417300129>.
- Det Kongelige Finansdepartement. 2014. "Rundskriv R, Prinsipper Og Krav Ved Utarbeidelse Av Samfunnsøkonomiske Analyser Mv.," 2014. R-109/14.
- Grizzetti, B., D. Lanzanova, C. Liqueste, A. Reynaud, and A.C. Cardoso. 2016. "Assessing Water Ecosystem Services for Water Resource Management." *Environmental Science & Policy* 61 (July):194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>.
- Kallis, Giorgos, and David Butler. 2001. "The EU Water Framework Directive: Measures and Implications." *Water Policy* 3 (2):125–42. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(01\)00007-1](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(01)00007-1).
- Liqueste, Camino, Angel Udias, Giulio Conte, Bruna Grizzetti, and Fabio Masi. 2016. "Integrated Valuation of a Nature-Based Solution for Water Pollution Control. Highlighting Hidden Benefits." *Integrated Valuation of Ecosystem Services: Challenges and Solutions* 22 (December):392–401. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.011>.
- Magnussen, Kristin, Berit Hasler, and Marianne Zandersen. 2014. "Ecosystem Services In Nordic Freshwater Management." TemaNord. Nordic Council of Ministers.
- Magnussen, Kristin, Isabel Seifert-Dähnn, and Rasmus Reinvang. 2014. "Nytte Og Kostnader Ved Å Oppnå Miljømål for Byvassdrag." 2014/15.
- NOU 2013: 10. 2013. *Natural Benefits – on the Values of Ecosystem Services*.
- Sundnes, Frode, Gro Sandkjær Hanssen, Line Barkved, and Sindre Langaas. 2017. "Helhetlig Planlegging I Vannregion Glomma. Erfaringer Fra Planprosessen 2010-2016 Og Innspill Til Neste Planperiode." NIVA-rapport 7197–2017. http://www.niva.no/www/niva/resource.nsf/files/1355696214-7197-2017_/FILE/7197-2017_.pdf.
- Water Framework Directive. 2000. "Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy." <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20011216:EN:PDF>.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no