

# Utfordringer i gjennomføring av kostnadseffektivitets-analyser i tiltaksplaner under EUs Rammedirektiv for Vann vannforekomster

Av Kristin Magnussen, Eirik Romstad og David Barton

Kristin Magnussen i KM Miljøutredning og Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Eirik Romstad er ansatt ved Institutt for økonomi og ressursforvaltning, Norges landbrukshøgskole og David Barton er ansatt på NIVA

Innlegg på fagtreff 20. oktober 2003.

## Bakgrunn

Denne artikkelen bygger på et prosjekt som er gjennomført for Direktorsgruppen for karakterisering av vannforekomster, og som er rapportert i Magnussen et al. (2003): "Eksempler på tiltaksanalyser og tiltakskostnader knyttet til vannforekomster – Forberedende arbeid i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann."

## Innledning

EUs rammedirektiv for vann ("Vann-direktivet") krever at den ansvarlige myndighet i hvert nedbørfeltdistrikt skal utarbeide tiltaksprogrammer og forvaltningsplaner for å oppnå god status i alle vannforekomster. Vann-direktivet krever at handlingsplanene som utarbeides for hvert nedbørfeltdistrikt skal være kostnadseffektive.

I forprosjektet ønsket en, som grunnlag for senere tiltaksanalyser, å samle erfaringstall for kostnader for

de mest vanlige typene tiltak i tidligere tiltaksanalyser. Ønsket var at kostnadsanslagene både skulle danne en del av grunnlaget for senere identifisering og utvelgelse av tiltak i nedbørfeltdistriktene og danne grunnlag for å vurdere om kostnadene er uforholdsmessig høye i forhold til nytten, slik at unntaksbestemmelsene i direktivet kan være relevante.

Tidlig i arbeidet ble vi imidlertid klar over to forhold: (i) Det er ikke enkelt å skaffe oversikt over alle gjennomførte kostnadseffektivitetsanalyser (eller tiltaksanalyser) knyttet til vannforekomster fordi (eventuell) gjennomføring er spredt på mange myndigheter og institusjoner. (ii) Det er en svært "skjev" fordeling mht. hvilke miljøproblemer og sektorer der kostnads-effektivitetsanalyser er gjennomført. En rekke tiltaksanalyser har blitt gjennomført og det har blitt beregnet kostnadseffektivitet for tiltak mot overgjødsling fra sektorene landbruk, og kommunalt avløp, inkludert

spredt bebyggelse, mens det stort sett for alle andre miljøproblemer i vannforekomster er spredte og sporadiske analyser. Disse er videre som oftest gjennomført uten beregning av kostnadseffektivitet; i beste fall er det gjort anslag for totale tiltakskostnader.

I denne artikkelen vil vi klargjøre hensikten med å beregne kostnadseffektivitet; hva som kan oppnås ved å vurdere tiltak ut fra kostnadseffektivitet, og hva som blir implikasjonene når kostnadseffektiviteten kun er beregnet for visse miljøforbedringer og sektorer. Dette er særlig viktig å være klar over når det er så ulik fokus på kostnadseffektivitet i tidligere arbeid knyttet til miljøforbedring i vannforekomster.

## Hva er kostnadseffektivitetsanalyser?

Kostnadseffektivitetsanalyser (KEA) er en vurderingsteknikk som benyttes for å beregne/ vurdere kostnader og effekter av ulike tiltak (se også SFT veileder 95:05). Metoden gir en rangering av alternative tiltak på bakgrunn av deres kostnader og effektivitet, der det mest kostnadseffektive tiltaket blir rangert øverst. Hensikten med å prioritere tiltak ut fra kostnadseffektivitet er, enkelt sagt, "å få mest mulig miljøforbedring ut av hver krone som settes inn" (eller i et miljøperspektiv – å få størst mulig miljøeffekt for en viss sum penger). Kostnadseffektiviteten kan presenteres enten som kostnad dividert med effekt, eller effekt dividert med kostnad. I Vanndirektivet benyttes den førstnevnte, kostnad per effekt:

$$KE_i = K_i/E_i, \text{ der}$$

$KE_i$  = Kostnadseffektivitet for tiltak  $t$   
(i kr/kg P eller kr/m<sup>3</sup> eller lignende)

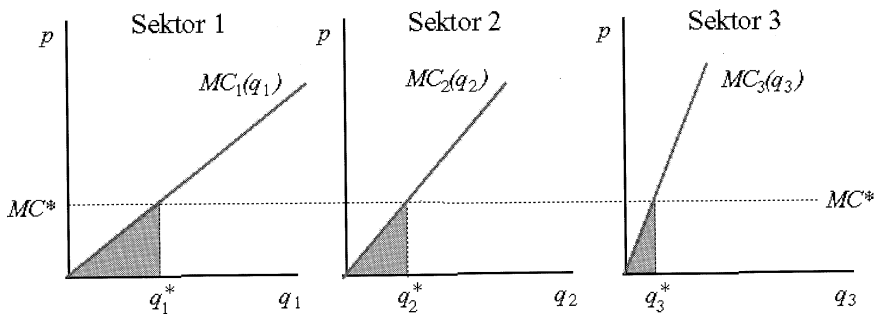
$K_i$  = Økonomisk kostnad ved tiltak  $t$   
(i kr)

$E_i$  = Vannkvalitetsforbedring  
(= effekt) av tiltaket (i kg P eller m<sup>3</sup> forbedret vann eller lignende)

## Prinsipper for en kostnadseffektiv politikk for vannkvalitet

Hovedprinsippet for en kostnadseffektiv politikk for bedring av vannkvaliteten er at den marginale kostnaden for den siste enheten av hvert valgte tiltak skal være lik på tvers av sektorer. Dette innebærer at selv om noen sektorer kun har små bidrag til forurensningen, skal det gjennomføres tiltak innen alle sektorene med mindre de faste kostnadene som følger ulike tiltak gjør at de totale renskostnadene blir mindre ved å utelate noen sektorer.

Figur 1 formaliserer dette prinsippet og illustrerer det for tre sektorer. Figuren viser et eksempel på en kostnadseffektiv fordeling av tiltak mellom sektorer. Hovedprinsippet er at de marginale kostnadene (MC), evaluert ved valgt omfang av tiltak ( $q^*_1, q^*_2, q^*_3$ ) skal være like, dvs at  $MC^* = MC_1(q^*_1) = MC_2(q^*_2) = MC_3(q^*_3)$ . Figuren viser klart at omfanget av tiltak i de tre sektorene skal være forskjellig. De skraverte områdene under de marginale kostnadskurvene viser de totale renskostnadene i de tre sektorene.



Figur 2.1. Kostnadseffektiv fordeling av produksjon av vannkvalitet mellom tre sektorer i samme vannforekomst ( $q^*_1, q^*_2$  og  $q^*_3$ )

## Hva sier direktivet med retningslinjer om kostnadseffektivitetsanalyse?

WATECO-veilederen (WATECO 2002) presenterer trinnene i en kostnadseffektivitets-analyse. Det er verdt å peke på noen viktige forhold ved gjennomføring av kostnadseffektivitetsanalyser i henhold til Vanndirektivet.

I henhold til WATECO (2002) bør alle kostnader beregnes sammenlignet med en "business-as-usual"-situasjon som ville inntreffe dersom tiltaket ikke ble gjennomført. Hvem som skal betale for tiltakene bør også identifiseres. Relevant tidshorison og geografiske avgrensning for analysen må fastsettes. Veilederen anerkjenner at det å analysere kostnader og økonomiske implikasjoner for til dels svært ulike sektorer og tiltak, er en stor utfordring. Det understrekes også at det å gjennomføre KEA kan være kostbart. For å begrense kostnadene, oppfordres det i direktivets veiledning til å fokusere på det begrensede antall vannforekomster som krever tiltak for å oppnå god status og konsentrere analysen til tiltak som det anses sannsynlig er verdt å vurdere for å nå målet.

*Minimumskravene* for gjennomføring av KEA i henhold til Vanndirektivet er først en bred kvalitativ vurdering for å identifisere de ulike tiltakenes relevante kostnader, økonomiske effekter og miljøeffekter som ikke er knyttet til vann. En kvantitativ analyse av estimater (intervaller) for effektene på vannkvalitet og de finansielle kostnadene for de viktigste alternativene bør gjennomføres i tillegg, for eksempel presentert i form av netto nåverdi for tiltakenes direkte kostnader.

Den kvalitative vurderingen bør inneholde:

- Type, skala og betydning av andre effekter av tiltakene, slik som videre økonomiske og sosiale effekter
- Eventuelle fordelingsmessige forhold mht. hvem som betaler kostnadene
- Sektorens evne til å betale kostnadene
- Tiltakenes miljøpåvirkninger som ikke er knyttet til vann
- De (administrative) kostnadene ved å utforme og gjennomføre tiltakene.

*Beste praksis* bør gå utover minimumskravene som er beskrevet over. Det vil inkludere de følgende tilleggskategorier:

- Det bør utarbeides landsomfattende retningslinjer for å beregne kostnadseffektivitet. Disse retningslinjene bør utvikles i samarbeid med regulanter og representanter for de viktigste interessenter
- Rådgivning som gir praktiske erfaringer mht. effekten av hovedtiltakene. Dette vil antagelig bli på nasjonalt nivå og være basert på mye brukte tiltak, og
- Utvikling av skreddersydde formater for estimering og presentasjon av kostnadsestimater for hovedtypene av tiltak for de viktigste sektorene.

Aktørene som er ansvarlige for de viktigste tiltakene bør gi foreløpige og revidert intervaller for kostnadsestimater for tiltakene. Disse kostnadene bør presenteres i form av endringer i kostnadselementene som oppstår ved gjennomføring av de foreslåtte tiltakene, sammenlignet med et "business-as-usual"-scenario.

Ekspertene og myndigheter bør revidere estimatene i forhold til (intervaller for) benchmark kostnadsestimater for standard kostnadselementer. Disse benchmark estimatene kan baseres på ekspertvurderinger av tilgjengelige estimater for hvert standard kostnadselement. Myndighetene bør sjekke for eventuell dobbeltregning, utelatte elementer og mulige årsaker til overestimering.

Innsynsmuligheter er viktig og gjør det mulig for kompetente myndig-

heter og viktige aktører/ interessenter å forstå begrunnelsen for de foreslåtte tiltakene og deres berettigelse.

Intervaller for kostnadsestimater bør presenteres klart og eksplisitt slik at disse kan danne grunnlag for diskusjoner med berørte interessenter. Dette kan klargjøre de segmenter av sektoren som estimatene er relevante for, og hovedforutsetninger og faktorer bak usikkerheten ved estimatene. Dette vil gjøre det mulig med senere forbedringer, fordi bedre informasjon innhentes gjennom økt erfaring i gjennomføring av tiltak.

Rundt midten av hver rapporteringsperiode på 6 år (første i 2009) bør det gjennomføres en evaluering for å sjekke kostnader og effektivitet av tiltakene i den første planen for nedbørfeltdistriktene. Dette vil gi et bedre grunnlag for å vurdere kostnadseffektiviteten av alternativer for de neste forvaltningsplanene for nedbørfeltdistriktene. Det vil også gi muligheter for økt tilbakemelding og systematisk læring.

### **Tidligere erfaringer med tiltakanalyser for vann i Norge**

Norge har relativt lang tradisjon i arbeid med kostnadseffektivitetsanalyser knyttet til miljøpåvirkninger i vannforekomster. I norsk praksis er de ofte kalt "tiltaksanalyser". Det startet for fullt med arbeid i regi av Statens forurensningstilsyn midt på 1980-tallet, der det bl.a. ble gjennomført to tiltaksanalyser for vannforekomster for Mjøsa og Indre Oslofjord (i tillegg til tiltaksanalyser for luftforurensning for henholdsvis Oslo og

Sarpsborg-Fredrikstad-regionen). På 90-tallet ble det gjennomført flere tiltaksanalyser, ofte knyttet til en bestemt lokal vannforekomst, i regi av en eller flere kommuner.

I forbindelse med prosjektet "Miljømål for vannforekomster", i regi av Statens forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for naturforvaltning (DN) midt på 1990-tallet, ble det bl.a. utarbeidet veiledere for hvordan lokale myndigheter kunne gjennomføre tiltaksanalyser i sine vannforekomster. I tillegg er det gjennomført adskillige vannbruksplaner for norske vassdrag, og NVE har utarbeidet veileder for nyttekostnadsvurdering av sine sikringstiltak.

Det mest systematiske opplegget med sikte på gjennomføring av tiltaksanalyser i norske vannforekomster ble utarbeidet i forbindelse med "Miljømål for vannforekomstene" (SFT/DN 1995), der DN og SFT utarbeidet veiledende retningslinjer med tilhørende kvalitetsnormer.

## **Tilgjengelige tiltaksanalyser med tiltakskostnader**

Kostnadseffektivitetsanalyser og tiltaksanalyser med kostnadsdata er samlet inn gjennom søk i følgende databaser: "Miljøreferanser", "SFT bibliotek og publikasjoner", "NIVAs bibliotek og publikasjoner", "SSB" og NVE (nettsted). I tillegg er det lagt ned betydelig innsats i å ta kontakt med antatt aktuelle forvaltnings- og forskningsmiljøer for å finne fram til rapporter og studier, herunder SFT, DN, FiD, Kystverket, NVE, NVE Region Nord, Sør og Vest, Statkraft SF, NINA (Trondheim og Lillehammer), Jord-

forsk, NILF, NIVA, Akvakultur-NIVA (Tromsø), Havforskningsinstituttet – Flødevigen, Fiskeriøkonomi ved Universitetet i Tromsø, Universitetet i Bergen (samfunnsøkonomi og kystsoneforvaltning).

Vi har ikke kunnet gi en fullstendig, komplett oversikt over alle norske tiltaksanalyser/ kostnadseffektivitetsanalyser. På noen områder er det utarbeidet så mange analyser at vi bare har kunnet gå gjennom og rapportere fra et (lite) utvalg. Dette gjelder spesielt for tiltak mot overgjødning fra landbruk og kommunalt avløp, inkludert spredt bebyggelse. Her er det også i stor grad beregnet kostnadseffektivitet, ikke bare totale tiltakskostnader. På andre områder var informasjonen og analysene så vanskelig tilgjengelig at det har vært et "detektivarbeid" å spore opp analysene.

Vi har forsøkt å dele analysene inn i forhold til de miljøproblemer de omhandler. For noen tiltak har det vært mer naturlig å knytte vurderingene til spesielle utslippskilder/ brukerinteresser. Følgende inndeling er gjort: Tiltaksanalyser knyttet til overgjødning, spesielle tiltak for beskyttelse av drikkevann, sikringstiltak og restaurerende/ rehabiliterende miljøtiltak, tiltak knyttet til tilrettelegging, tiltak mot ulike miljøproblemer knyttet til fiskeoppdrett, tiltak mot forsurening (kalking), spesielle tiltak i lakseelver (tiltak mot Gyrodactylus Salaris), tiltak mot miljøgifter i sedimenter og andre miljøtiltak i kystsonen. Tiltak knyttet til industri er ikke med dersom de ikke er med som en del av en større tiltakspakke. Tiltak

i forhold til industri er såpass spesielle ut fra teknologi og produksjonsforhold i den enkelte bedrift at det har liten hensikt å inkludere dem i denne oversikten.

Tabell 1 oppsummerer og vurderer tilgjengeligheten av data for kostnadseffektivitet, eventuelt totale tiltaks-kostnader eller nyttekostnadsbrøk.

Tabell 1 Tilgjengelighet av data for kostnadseffektivitet (KE), totale tiltakskostnader (TT) eller nyttekostnadsbrøk (N/K).

Miljøeffekt	Tilgjengelighet/ tilgjengelige data	KE, TT, N/K	Betydning for beregning av KE
Overgjødsling	Mange. Relativt lett tilgjengelig pga. relativt få institusjoner har gjennomført de fleste – og få myndigheter involvert.	KE	KE er stort sett for P, evt bio-P eller N og P. Sektorer landbruk, spredt avløp og kommunalt avløp. Må vurdere lokale forhold, men godt grunnlag i mange eksisterende studier og modeller. En viss overførbarhet
Spesielle tiltak – drikkevann	Få. Spredt. Lite tilgjengelig.	KE/TT	Spesielle tiltak og spesielle lokaliteter. Liten overførbarhet
Tilbakeføring naturtilstand	Mange eksempler, manglende totalvurdering. Relativt vanskelig tilgjengelig fordi flere kan ha gjennomført/ ha materiale. Ingen samlet oversikt – spredt på flere myndigheter og institusjoner.	TT	Mange eksempler – lite kvantitativ beskrivelse av tiltak og effekt, samt liten "samlet vurdering" gir liten overførbarhet. Mangler vurdering av effekt hva er fornuftig effektparameter?
Tilrettelegging	Mange eksempler, manglende totalvurdering. Relativt vanskelig tilgjengelig fordi flere kan ha gjennomført/ ha materiale. Ingen samlet oversikt – spredt på flere myndigheter og institusjoner.	TT	Mange eksempler – lite kvantitativ beskrivelse av tiltak og effekt, samt liten "samlet vurdering" gir liten overførbarhet. Mangler vurdering av effekt – hva er fornuftig effektparameter?
Tiltak i forhold til fiskeoppdrett	Få studier tilgjengelig. Relativt vanskelig tilgjengelig fordi sammensatt miljøeffekter og flere kan ha gjennomført/ ha materiale. Ingen samlet oversikt – spredt på flere myndigheter og institusjoner	TT, noen KE	Spesielle tiltak – lite kvantitativ beskrivelse av effekter. Gir liten overførbarhet. Unntatt kostnader til merking av fisk.
Forsuring – kalking	Et visst antall studier. Relativt lett tilgjengelig – en myndighet, få institusjoner.	TT og N/K	Godt grunnlag for beregning av kalkingskostnader. Lite informasjon om kvantitativ "miljøeffekt".
Tiltak mot G. Salaris	Få studier. Lett tilgjengelig.	TT og N/K	TT er beregnet for mest utsatte vassdrag. Lite behov for overføring.
Tiltak sedimenter	Et visst antall studier – vil vokse raskt. Lett tilgjengelig via SFT's nettside. Eksempel til etterfølgelse!	TT, KE,	Få realiserte prosjekter. Men relativt godt grunnlag for overføring av forventede kostnader/ KE fordi faktorer som antas å påvirke kostnader/KE oppgis.
Andre miljøtiltak – kystsonen	Lite tilgjengelig. Antagelig lite gjort. Relativt vanskelig tilgjengelig. Mange involverte myndigheter og institusjoner.		Lite å overføre

## **Kostnadseffektivitet – utfordringer i forhold til vann og vannkvalitet**

### **Ulik virkning av tiltak**

Effekten av ulike tiltak blir målt på ulike måter. Et typisk eksempel på dette er tiltak for redusert vannforurensning fra landbruket, der effekten av noen tiltak mot diffus arealavrenning (f.eks. avgifter på handelsgjødsel-Nitrogen) ofte oppgis ved jordekanten mens effektene av andre tiltak (f.eks. fangdammer og vegetasjonssoner) måles ved elvekanten. I den grad det skjer en videre rensing fra jordekanten til elven, vil effekten av tiltak på jordet bli undervurdert i forhold til andre tiltak.

Noen tiltak (bl.a. innenfor jordbruket) kan ha to effekter (redusert gjennomsnittlig avrenning og redusert variasjon i avrenning). Det siste kan være viktig hvis en puls av forurensninger ødelegger akvatisk liv eller skaper akutte giftighetsproblemer i vannforekomsten. Slike forhold er vesentlige for vurdering av tiltak, og vil som regel føre til en sterk økning i kompleksiteten i analysene.

### **Fordelingseffekter og prinsippet om at forurenseren skal betale**

Kostnadseffektivitet innebærer å nå et oppgitt mål til lavest mulig samfunnsøkonomisk kostnad. Det kan innebære at tiltak kan bli meget skjevt fordelt mellom sektorene. I den grad det er store faste kostnader ved å gjennomføre bestemte tiltak, kan det medføre at det er samfunnsøkonomisk optimalt

å ikke gjennomføre tiltak i enkelte av sektorene. I så fall kan noen sektorer slippe "billigere" fra det enn andre sektorer. Det kan medføre problemer i forhold til det som blir sett på som rettferdig fordeling mellom sektorene.

Spørsmål knyttet til rettferdighet kan bli spesielt problematiske hvis *forurenseren-skal-betale* (FSB) prinsippet skal ligge til grunn for valg av virkemidler. Årsaken til dette er at det kan godt være at det er mindre kostbart for samfunnet at det ikke er forurenseren som foretar eller betaler for rensing. FSB-prinsippet kan derfor være i konflikt med ønsket om at tiltakene skal være kostnadseffektive. Samtidig er det slik at brudd på FSB-prinsippet kan føre til at tiltakspakken blir mer kontroversiell, noe som kan føre til betydelige forsinkelser i gjennomføring og iverksetting. Det kan innebære samfunnsøkonomiske tap, eller større kostnader ved gjennomføring av tiltak.

### **Måleproblemer og –kostnader**

For de fleste punktutslipp (industri, kommunal kloakk osv.) er det relativt små kostnader forbundet med å måle utslippsmengden direkte. Det gjør det mulig å legge inn virkemidler som fokuserer på problemet, som f.eks. skatt eller omsettelige kvoter, på utslippene. Generelt foretrekker økonomer *virkemidler som fokuserer på utslipp* fordi at slike virkemidler gjør at insentivene blir mest mulig korrekte (Baumol og Oates, 1988).

Noen typer forurensninger er vanskelige eller meget kostbare å

måle. Dette gjelder bl.a. diffus arealavrenning fra landbruket. Følgelig kan det være mer formålstjenlig å bruke virkemidler som retter seg mot bakenforliggende forhold i stedet for utslippet direkte. Eksempler på dette er virkemidler for agronomisk praksis (for eksempel redusert jordarbeiding og fangvekster) og avgifter på innsatsfaktorer som er knyttet til avrenningen.

## **Overførbarhet – noen begrensninger**

Usikkerheten i kostnadseffektivitetsanalyse øker med økende avstand i tid og rom mellom tiltaksstedet og lokaliteten for overvåkning av miljømålet i vannforekomsten. Der denne forurensningsveien varierer mellom nedbørfelt vil kostnadseffektivitetstall ha begrenset overførbarhet, og sammenstillinger av erfaringstall vil ha begrenset verdi. En trenger derfor gode belastning-virkningsmodeller.

For tiltak som ikke er rettet mot forurensning, er tiltakseffektene oftest ikke kvantifisert, men i beste fall mer skjønnsmessig eller kvalitativt vurdert. I en del tilfeller er også den kvalitative vurderingen av hvilken effekt som (kan) oppnås mangelfull. Tilgangen til "oveførbare data" er dermed liten, overførbarheten er begrenset, og en har stort behov for mer data for disse områdene.

Dersom en skal vurdere tiltak mot forurensning opp mot tiltak for eksempel for tilrettelegging av et vassdrag, gir ikke kostnadseffektivitetsanalyser der effekt måles i ulike effektenheter noe svar. I slike

tilfeller må en gjennomføre en nyttekostnadsanalyse/ vurdering der effektene ("nytten") av tiltakene omsettes fra ulike enheter (for eksempel kg fosfor og antall badegjester) til en enhet – kroner. Ellers må mål og måloppnåelse settes opp og vurderes uavhengig av hverandre. For eksempel kan det settes opp et delmål for forurensningsreduksjon og et for tilrettelegging – tiltak rettet mot hvert delmål vurderes mer eller mindre uavhengig av hverandre, eventuelt med vurdering av "tilleggs effekter" for tiltak som er egnet til å oppfylle flere delmål.

Når det gjelder overføring av kostnadseffektivitetstall i tid og rom bør en generelt være forsiktig. Jordtyper og klimamessige forholdene varierer mellom regioner. Det innebærer at både kostnadene og effektene av samme tiltakspakke i to regioner kan bli meget forskjellig. Forholdene blir ytterligere komplisert om en snakker om effekter av multiple forurensninger. Teknologisk fremgang samt endrede priser på produkter og innsatsfaktorer over tid innebærer at det som er en kostnadseffektiv tiltakspakke kan forandres over tid. Hvis det skjer betydelige skift i den teknologien som brukes, kan bruk av eldre (historiske) studier gi et galt bilde av hva som er morgendagens sentrale miljøproblemer (jfr. eksemplet med overgang fra pløying til direktesåing i jordbruket), og følgelig hva som blir effekten av ulike tiltak og virkemidler.



## Diskusjon og konklusjon

### Om tilgjengelighet av kostnadseffektivitets- og tiltaksanalyser knyttet til vannforekomster

Det er gjennomført en god del tiltaksanalyser (kostnadseffektivitetsanalyser) i Norge per dato. Det er imidlertid til dels vanskelig å få en samlet oversikt over alle som er gjort (datasøk i sentrale databaser gir få treff). På 1990-tallet var oppfyllelse av Nordsjøplanen, dvs. målet om 50 % reduksjon av utslippene av nitrogen og fosfor til vannforekomster i Nordsjøplanområdet (dvs. området fra svenskegrensen til Lindesnes) i fokus. Det har betydd mye for innsatsen geografisk og mht. hvilke utslipp som ble fokusert i tiltaksanalyser/ kostnadseffektivitetsanalyser – gjennomførte tiltaksanalyser er i stor grad begrenset til Nordsjøplanområdet og forurensning med nitrogen og fosfor. Beveger vi oss utenfor denne regionen og er interessert i annet enn overgjødsling, er det adskillig tynnere med studier, selv om det for eksempel i forbindelse med "Miljømål for vannforekomstene" også ble gjort forsøk på å vurdere tiltak knyttet til biologisk mangfold, tilrettelegging for friluftsliv osv. Men slike forhold, i likhet med "inngrep i vassdrag" i vid betydning er vanskeligere å kvantifisere og sette opp i en kostnadseffektivitetsbrøk.

For tiltak knyttet til ferskvann for øvrig er det mye materiale i vannbruksplaner og materiale knyttet til "Aksjon Vannmiljø" som ble gjen-

nomført på 90-tallet. Når det gjelder avbøtende tiltak i forbindelse med vannkraftutbygginger, er det i hovedsak utbygger som er ansvarlig for gjennomføring av tiltakene, og som dermed har beregnet kostnadene. Det innebærer at kostnadsberegninger er spredt på flere tiltakshavere og at det er bedriftsøkonomiske snarere enn kostnader for samfunnet som er beregnet. Tiltakskostnader er i hovedsak knyttet til kostnader for utbygger. Det er mye informasjon om tiltak og tiltakskostnader rundt omkring, men lite er samlet, og det har tilsynelatende vært liten fokus på å måle effekten av tiltak og utarbeide egnede tiltaksparametre. Det virker som om det har vært større fokus på "hvor mange penger som settes inn på tiltak" enn på hva en kan få ut av de pengene som settes inn (hvilken effekt tiltakene har), og hvordan tiltak kan prioriteres for å få "mest mulig miljøforbedring" for hver krone som settes inn. Det er derfor stort behov for å gjennomføre kostnadseffektivitetsanalyser på dette området.

For kalking er det gjennomført flere studier som beregner nyttekostnadsbrøk for kalking i ulike vannforekomster.

For kystsonen/ saltvann er det gjennomført få tiltaksanalyser der tiltakskostnader/ kostnadseffektivitet er beregnet. Et unntak er problemstillinger knyttet til miljøgifter i sedimenter i havner, der det for tiden foregår et stort pilotprosjekt rundt hele kysten, og der tiltak og tiltakskostnader er beregnet for flere av lokalitetene. Det at vi ikke har funnet fram til særlig mange studier der kostnads-

effektivitet/ tiltakskostnader er beregnet for tiltak i kystsonen, betyr ikke at det ikke kan være gjennomført slike studier, men at vi ikke har greid å oppspore dem innenfor rammen av dette prosjektet. Utbredt kontakt med sentrale myndigheter og sentrale forsknings- og utredningsinstitusjoner tyder imidlertid på at det er gjort lite for å få fram kostnadene ved ulike miljøforbedrende tiltak i kystsonen. Det er imidlertid utarbeidet en del tiltaks- og forvaltningsplaner og forskrifter som for så vidt beskriver tiltak for å hindre uheldige miljøpåvirkninger, for eksempel forvaltningsplan for taretråling, forskrift om vern av korallrev, forskrifter om lokalisering og brakking knyttet til oppdrettsanlegg osv., men der kostnader ved tiltakene ikke er beregnet – og dermed heller ikke kostnadseffektiviteten.

### **Om beregning av kostnadseffektivitet – behov for ”standardisering”**

Ved gjennomgang av et utvalg rapporter for kostnadseffektivitetsanalyser knyttet til overgjødning (altså der det er flest ”å ta av”), finner en at de bygger på ulike forutsetninger og (i en del tilfeller) modeller. De rapporterer også kostnader, effekter og kostnadseffektivitet på ulike måter.

Gjennomgang av gjennomførte kostnadseffektivitetsanalyser for overgjødning viser at for å forenkle problemstillingene for de enkelte nedbørfeltdistrikter kan det være grunn til å utarbeide standarder for gjennomføring av kostnadseffektivitetsanalyser. Behovet for standardisering er trolig enda større for andre miljøpro-

blemer og sektorer der det er mye mindre erfaring med denne typen analyser.

### **Manglende kostnads-effektivitetsanalyser innen visse sektorer**

Enkelt sagt kan vi si at utvelgelse av tiltak ut fra tiltakenes kostnadseffektivitet sikrer at samfunnet får mest mulig ”miljøforbedring” igjen for kostnadene til tiltak. For en del sektorer og miljøproblemer virker det imidlertid som om det har vært større fokus på ”hvor mange penger som settes inn på tiltak” enn på hva en kan få ut av de pengene som settes inn (hvilken effekt tiltakene har), og hvordan tiltak kan prioriteres for å få ”mest mulig miljøforbedring” for hver krone som settes inn.

Noen miljøproblemer og sektorer er gjennomført relativt mange kostnadseffektivitetsanalyser mens det for øvrige sektorer er gjort adskillig færre undersøkelser. Det er viktig å minne om at mangel på kostnadseffektivitetsanalyse for en rekke miljøproblemer og sektorer gjør at en må være ekstra forsiktig med utvelgelse av tiltak, slik at en ikke ”glemmer” de tiltakene som det ikke er beregnet kostnadseffektivitet for.

### **Behov for videre arbeid**

For å gjennomføre Vanndirektivets målsetting om kostnadseffektivitetsanalyser har en et stort arbeid foran seg for en rekke miljøproblemer og en rekke sektorer. I retningslinjene til vanndirektivet sies det at berørte sektorer skal (være behjelpelige med å) fremskaffe kostnadseffektivitets-

data. Standardisering av begreper, effekter etc. vil da være viktig. Det finnes et godt utgangspunkt i veilederne som ble utarbeidet for tiltaksanalyser i forbindelse med "Miljømål for vannforekomstene", men kravene i Vanndirektivet tilsier at en må jobbe videre med disse problemstillingene.

Vanndirektivet slår fast at tiltak skal vurderes ut fra kostnadseffektivitet. Det innebærer at også sektorer der en ikke tidligere har benyttet kostnadseffektivitet som et utvalgsriterium må vurdere tiltak ut fra dette kriteriet.

Tidligere gjennomførte kostnadseffektivitetsanalyser er i liten grad evaluert. Før en gir seg i kast med en rekke nye kostnadseffektivitetsanalyser kan det derfor være nyttig med en gjennomgang og evaluering for å vurdere hvordan kostnader, effekter og gjennomføring i praksis har blitt i forhold til det utredningene i forkant tilsa.

Beregning av kostnadseffektivitet i forbindelse med Vanndirektivet skal knyttes til "god økologisk status". Dette er ikke gjort i tidligere norske tiltaksanalyser. Det ligger en utfordring i å "oversette" "god økologisk status" til enkle, egnede og håndterbare effektparametre. Ikke minst gjelder det for sektorer og miljø-områder der en tidligere ikke eller i liten grad har gjennomført kostnadseffektivitetsanalyser.

Kostnadseffektivitetsanalysene skal gjennomføres i det enkelte nedbørfelt-distrikt, samtidig skal Norge ha

"en felles vannforvaltning". Det vil kreve utarbeiding av relativt detaljerte "håndbøker" for gjennomføring av bl.a. kostnadseffektivitetsanalyser.

Vanndirektivet setter også krav til "medvirkning" både av sektormyndigheter og "den generelle befolkning". Dette vil også representere en utfordring i forhold til utarbeiding av kostnadseffektivitetsanalyser og ikke minst sikre gjennomføring av de prioriterte tiltak.

Det må gjøres en avveining mellom "teoretisk korrekt" tilnærming og det som er "praktisk gjennomførbart". Uansett hvor finstemte metoder en legger opp til, vil det være en usikkerhet knyttet til både fremtidige kostnader og effekter. Det er derfor viktig at det "teoretisk ønskelige" ikke står i veien for å få gjennomført nødvendige tiltak.

Det er nødvendig å vurdere fremtidens tiltak ut fra hva en antar at fremtiden vil bringe – og ikke ut fra dagens (eller gårtdagens) situasjon. Det er derfor viktig å fremskrive baseline-scenariet, slik som det anbefales i Vanndirektivet.

Det er med andre ord flere utfordringer når det skal gjennomføres kostnadseffektivitetsanalyser i tråd med Vanndirektivet. Det gjelder både i å lage "oppskrifter" for de kostnadseffektivitetsanalyser som skal utarbeides i nedbørfeltene og å gjennomføre referanse eller demonstrasjonsstudier for å gjøre data lettere tilgjengelig.

## Referanser

Baumol, W.J. og W.E. Oates (1988): *The theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, New York.

Direktoratet for naturforvaltning og Statens dyrehelsetilsyn (2002): Tiltaksplan for arbeidet med bekjempelse av Gyrodactylus Salaris i norske laksevassdrag.

Fiskeridepartementet (2000): Forvaltningsplan for tang og tare. Fremlagt for Fiskeridepartementet 1. november 2000.

Magnussen, K., E. Romstad og D.N. Barton (2003): Eksempler på tiltaks-

analyser og tiltakskostnader knyttet til vannforekomster. Forberedende arbeid i forbindelse med Eus rammedirektiv for vann. KM Miljøutredning, rapport 2003-01. ISBN: 82-996648-1-0. Også tilgjengelig på <http://www.sft.no>

SFT/DN (1995:05): Miljøsmål for vannforekomster.

Stortingsmelding nr. 12 (2001-2002): Rent og rikt hav.

WATECO (2002): Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.

JORDFORSK er en kunnskaps- og forskningsbedrift som satser på faglig bredde og kvalitet.

JORDFORSK har et eget analyselaboratorium, Jordforsk Lab, som er akkreditert for analyser til miljøformål.

JORDFORSK er en del av Miljøalliansen.



# Jordforsk

- driver anvendt miljøforskning, utredning og rådgivning knyttet til jord, blant annet innen avløp, avfall, deponier, forurenset grunn og grunnvann.

- Naturbasert renseteknologi for overvann, avløp og sigevann
- Kompostering og utnyttelse av våtorganisk avfall og avløps slam
- Grunnvannsforsyning og -forurensning
- Forurenset grunn og avfallsdeponier
- Vannbruksplaner
- Planlegging av tiltak i nedbørfelter
- Hydrologi / hydroteknikk
- Miljøvirkninger av landbruk
- Analyser av jord, vann, planter, kompost, jordforbedringsmidler, gjødsel og slam

Jordforsk, Frederik A. Dahls vei 20, 1432 Ås  
Tlf.: 64 94 81 00 - Fax: 64 94 81 10  
E-post: [jordforsk@jordforsk.no](mailto:jordforsk@jordforsk.no)  
Internett: <http://www.jordforsk.no>

Jordforsk Lab,  
Frederik A. Dahls vei 20, 1432 Ås  
Tlf.: 64 94 81 18 - Fax: 64 94 81 20