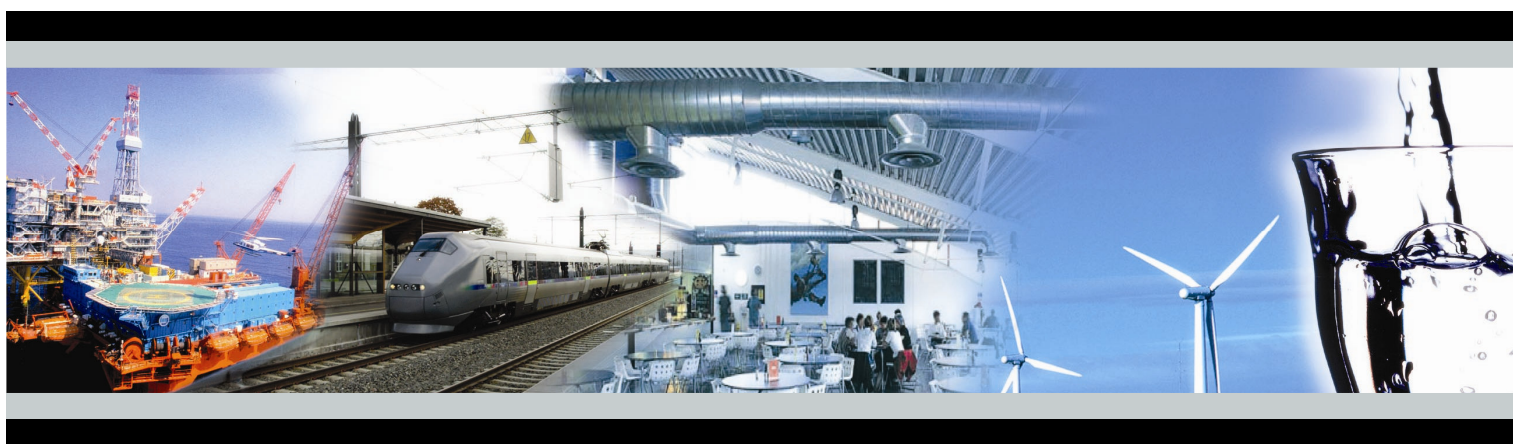


# Klima- og forurensningsdirektoratet



## **Vannprising og miljømålene etter EUs vanndirektiv: Anbefalinger om bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning**

**NIVA**

**SWECO** 

# RAPPORT

<b>Rapport nr.:</b> 144971-01	<b>Oppdrag nr.:</b> 144971	<b>Dato:</b> 14.03.2011
<b>Kunde:</b> Klima- og forurensningsdirektoratet		
<b>Vannprising og miljømålene etter EUs vanddirektiv: Anbefalinger om bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning</b>		
<b>Sammendrag</b>		
<p>Formålet med denne rapporten er: 1) å gi eksempler på bruk av økonomiske virkemidler, særlig former for vannprising i andre EU-land som kan være aktuelle for Norge, og 2) med utgangspunkt i EUs vanddirektiv å vurdere muligheter for økt bruk av økonomiske virkemidler, særlig former for vannprising, for å fremme bedre vannforvaltning i Norge.</p> <p>Rapporten gir eksempler på bruk eller utredning av økonomiske virkemidler i blant annet Skottland, Sverige, Tyskland og Danmark. Rapporten gir også eksempler på økonomiske virkemidler i dagens norske vannforvaltning. Avslutningsvis gis anbefalinger for økt bruk av vannprising eller økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning for å nå miljømålene i tråd med EUs vanddirektiv.</p> <p>Generelt er vannprising av størst betydning der det er knapphet på vannmengde eller -kvalitet. Utforming og gjennomføring av vannprising eller andre økonomiske virkemidler vil kunne innebære praktiske utfordringer. Rapporten konkluderer likevel med at det er behov for økt bruk av økonomiske virkemidler i Norge da det har potensial til å gjøre norsk vannforvaltning bedre og mer kostnadseffektiv.</p> <p>Vi ser to hovedtilnæringer som begge kan ha noe for seg. Den ene bygger på et omfattende administrativt system som i Skottland (jf. kapittel 4), der man i stor grad går inn og kartlegger påvirkene i hvert område og fastsetter avgifter ut fra det. Dette vil kreve betydelig administrasjon og ressurser til oppbygging, men kan gi et svært godt grunnlag for "riktig prising" av mer eller mindre alle aktører når systemet er på plass. Erfaringer fra Skottland viser at det også er avgjørende at man underveis har utstrakt samarbeid med alle aktører. Hvis man får til det, kan man oppnå god oppslutning om systemet og stor tillit til at det er rettferdig. Man unngår også "svarte-per" eller "free-rider"-spill mellom ulike aktører og sektorer. I og med at systemet har inkludert kostnader til administrasjon og kontroll (transaksjonskostnader) i avgiftsbeløpet, sikrer man at påvirkene betaler fullt ut, og man sikrer drift av systemet. Systemet innebærer øremerking av avgiften til vannmiljøtiltak.</p> <p>Vi ser for oss at innføring av "SEPA-systemet" i Norge, vil være en ganske tung prosess, ikke minst juridisk og forvaltnings/administrasjonsmessig. Det kan likevel være elementer fra SEPA-systemet som med hell kan overføres med tanke på å styrke den nedbørsfeltvise tankegangen fra vanddirektivet i Norge også økonomisk og organisatorisk.</p> <p><b>Hovedanbefalinger</b></p> <p>For å oppnå en vannforvaltning som er mer kostnadseffektiv og i større grad benytter vannprising og andre økonomiske virkemidler enn det som er tilfelle i dagens norske vannforvaltning, vil det være en enklere vei fram å nærme seg dette ved å tilpasse, justere og eventuelt supplere de virkemidlene som allerede finnes. Med den fragmenterte vannforvaltningen vi har i Norge, og som sannsynligvis ikke vil la seg endre over natten, har vi mest rett på en slik tilnærming. Vi anbefaler derfor følgende viktige skritt i denne retning:</p> <ol style="list-style-type: none"><li>1) Justere konsesjonsavgifter og andre avsetninger til miljøfond, kulturminnearbeid etc. ved vannkraftregulering slik at de i større grad reflekterer de faktiske miljøskadene reguleringen representerer.</li><li>2) Øremerke en større del av landbrukstilskuddene til miljøtiltak, og styre tilskuddene i mye sterkere grad til områder som har mest behov for avrenningsreduksjon. Dette gjelder både RMP- og SMIL-midler.</li></ol>		

- 3) Fjerne landbrukstilskudd på nasjonalt nivå som gir forurensning (unngå subsidiering av forurensning) og legg om tilskuddene slik at forurensningsreducerende praksis belønnes på bekostning av dem som forurenser.
- 4) Vurdere nærmere om landbrukets miljøtilskudd i større grad kan betraktes og behandles som betaling for økosystemtjenester når tiltak i landbruket bidrar til å sikre økosystemtjenester.
- 5) På sikt bør man vurdere å innføre mer generelle avgifter/kvotesystem. Dette bør man imidlertid avvente til man eventuelt kan inkludere diffuse utslipp; ellers vil et resipientbasert handelsområde inkludere for få aktører til at det er nok å vinne. Man bør jobbe videre med å forsøke å inkludere diffuse utslipp i et system med modellberegninger, samtidig som man følger nøye med på hva andre land gjør (særlig Skottland, som synes å ha kommet lengst og er fast bestemt på å få inkludert disse utslippene, men også land som Sverige og etter hvert også kanskje Danmark).
- 6) Mens man jobber med muligheter for å inkludere diffuse utslipp, bør det jobbes med lokale/regionale løsninger og kombinasjon av virkemidler. Særlig er det viktig med tilpasning og styrking av eksisterende virkemidler som i større grad kan skreddersys til å redusere uttaks- og forurensningsproblemer. Det vil også kreve at en større del av tilskuddene i landbruket kanaliseres til denne typen virkemidler (eventuelt som betaling for økosystemtjenester). Samtidig må man nasjonalt sørge for at subsidier som bidrar til miljøskade fjernes generelt. Det skal ikke lønne seg å forurense!
- 7) Man bør i større grad vurdere å kombinere virkemidler og skreddersy virkemiddelpakker til de enkelte vannregioner eller -områder. For å få til et skreddersydd system, er det verdt å se nærmere på muligheten for at avgiftsmidler øremerkes til regionale vannmiljøtiltak, og innbetales til et fond eller lignende som disponeres regionalt. Tiltakene må så gjennomføres på tvers av sektorer ut fra deres beregnede kostnadseffektivitet. Det vil også være naturlig at midler fra landbrukets regionale og lokale miljøprogram kanaliseres til samme fond. Det vil kreve at man i større grad gjennomfører vannmiljøarbeidet på tvers av sektorene, også når det kommer til gjennomføringsfasen. Et slikt fond som skal benyttes internt i regionen for å få mest mulig vannkvalitetsforbedring per krone, kan gi håp om at gjennomføring av tiltak i større grad kan gjennomføres ut fra kostnadseffektivitet og i mindre grad ut fra hvilke sektorer som har adekvate finansieringsordninger og virkemidler. Et slikt type regionalt fond der midlene disponeres på tvers av sektorer, ligger i det svenske utredningsforslaget. Det er også slik det fungerer i Skottland (som i så henseende bare består av en region) og for eksempel i Nederland der man har sterke "water boards".
- 8) Det bør gjøres en vurdering med tanke på justering av vann- og avløpsgebyr og tilsvarende ordninger i andre sektorer. Slik vil nødvendige kostnader til tiltaksplaner, overvåking, opprensning av forurensning uten "eier" og lignende være en del av avgiftsgrunnlaget og dekkes inn. Her kan man tenke seg en pragmatisk løsning der det innføres et avgifts-/kvotesystem som er likt for hele landet, dvs. at den noen steder er avgiften "for høy" og noen steder "for lav", men "riktig" i gjennomsnitt for landet. Man kan også se for seg å dele landet inn i noen få soner, der man har ulike nivåer av ubrukt resipientkapasitet, og hvor utslipp i soner med mange forurensede vassdrag og liten resipientkapasitet vil ilegges en forholdsmessig høyere avgift enn i soner der de fleste av vassdragene har stor ubrukt resipientkapasitet.

<b>Utarbeidet av:</b> Kristin Magnussen (Sweco) og Silje Holen (NIVA)	<b>Sign.:</b>
<b>Kontrollert av:</b> Ståle Navrud	<b>Sign.:</b>
<b>Oppdragsansvarlig / avd.:</b>  Jannike Gry B. Jensen/ Avdeling for miljørådgivning	<b>Oppdragsleder / avd.:</b>  Kristin Magnussen/ Avdeling for miljørådgivning

## FORORD

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). Formålet er å vurdere muligheter for økt bruk av vannprising og økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning.

Oppdraget har vært begrenset til noen måneders arbeid vinteren 2010-2011, og et budsjett som tilsvarer mellom 3 og 4 ukeverk. Det er derfor begrenset hvor dypt det har vært mulig å gå i de ulike problemstillinger innen dette feltet, men med de gitte ressursrammer har vi forsøkt å få fram interessante eksempler fra andre land det er naturlig å sammenligne seg med, samt å peke på muligheter og begrensninger for denne typen virkemidler i norsk virkelighet.

Rapporten er utarbeidet i et samarbeid mellom Silje Nygaard Holen i Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Kristin Magnussen i Sweco. Magnussen har vært oppdragsleder for arbeidet. Ståle Navrud ved Universitetet for miljø- og biovitenskap har vært kvalitetssikrer.

I arbeidet har vi hatt et godt samarbeid med representanter for vår oppdragsgiver, Klif, og Direktoratet for naturforvaltning, og vi har mottatt mange nyttige innspill og kommentarer fra dem. Norges vassdrags- og energidirektorat har bidratt med faktaopplysninger på sitt område. Vi har også fått kommentarer fra representanter for svenske vannforvaltningsmyndigheter og fra skotske SEPA. Vurderinger og konklusjoner står imidlertid for vår regning.

Vi takker alle som har bidratt!

Fredrikstad 14.mars 2011

Kristin Magnussen  
Oppdragsleder

## Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning.....</b>	<b>1</b>
1.1	Innledning og formål.....	1
1.2	Problemstillinger .....	1
1.3	Rapportens oppbygging .....	2
<b>2</b>	<b>Hva sier vanddirektivet og vannforskriften om vannprising og kostnadsdekning for vanntjenester?.....</b>	<b>3</b>
2.1	Hva sier artikkel 9 i vanddirektivet om kostnadsdekning og vannprising? .....	3
2.2	Pågående diskusjon om hva som skal omfattes av vanntjenester .....	4
2.3	Hva menes med vannprisingspolitikk og hvilke økonomiske virkemidler har vi? .....	5
2.4	Hvorfor bør bruken av prispolitikk og økonomiske virkemidler vurderes spesielt? .....	6
<b>3</b>	<b>Tidligere norske vurderinger av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken generelt og vannforvaltningen spesielt .....</b>	<b>8</b>
3.1	Vurderinger av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken i tidligere norske offentlige utredninger .....	8
3.1.1	Generelt .....	8
3.1.2	Kostnadseffektivitet .....	9
3.1.3	Optimal utforming av miljøavgifter, flere målsettinger, øremerking og fordelingseffekter .....	9
3.1.4	Sammenligning av avgifter med andre virkemidler i miljøpolitikken.....	11
3.2	Forprosjektrapport om vannprising i Norge.....	13
3.3	Norsk praksis .....	15
3.3.1	Lovgrunnlaget for miljørelaterte skatter og avgifter .....	16
3.3.2	Vannforvaltning i Norge – kort om lover og regler .....	16
3.4	Eksempler på bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning .....	17
3.4.1	Avgift på plantevernmidler .....	17
3.4.2	Tilskudd til miljøvennlig drift i landbruket.....	17
3.4.3	Kommunale vann- og avløpsgebyrer .....	21
3.4.4	Eksempler på økonomiske virkemidler innenfor kraftbransjen .....	22
3.4.5	FoU-avgift på fiskeoppdrett.....	24
3.4.6	Frivillige avtaler .....	25
<b>4</b>	<b>Relevante utenlandske erfaringer og planer/utredninger .....</b>	<b>26</b>
4.1	Skottland.....	26
4.2	Danmark .....	31
4.3	Tyskland .....	33
4.4	Sverige.....	34
4.5	EU: Betaling for økosystemtjenester .....	35

4.6	Omsettelige kvoter for vannforurensning i USA.....	36
<b>5</b>	<b>Hvor kan veien gå videre for økt bruk av vannprising – eller økonomiske virkemidler mer generelt - i Norge? .....</b>	<b>38</b>
5.1	Utgangspunkt for vurderingene .....	38
5.2	Uttak av vann – muligheter for økt bruk av vannprising eller økonomiske virkemidler mer generelt? .....	40
5.3	Utslipp til vann – muligheter for økt bruk av vannprising i form av avgifter eller kvoter? .....	42
5.4	Øremerking av miljøavgifter? .....	47
5.5	Utslipp til vann – muligheter for bruk av andre økonomiske virkemidler?.....	48
5.6	Konkluderende kommentarer .....	52
5.7	Hovedanbefalinger .....	53
	<b>Referanser .....</b>	<b>56</b>

# 1 Innledning

## 1.1 Innledning og formål

Hovedmålet med EUs vanddirektiv, som er gjort gjeldende i Norge gjennom EØS-avtalen og nedfelt i den norske vannforskriften, er å "sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet, både av vassdrag, grunnvann og kystvann. Det skal settes miljømål som skal være konkrete og målbare. Forvaltningen av vann skal være helhetlig fra fjord til fjell, samordnet på tvers av sektorer, systematisk, kunnskapsbasert og tilrettelagt for bred medvirkning" ([www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)).

I vanddirektivet er det lagt vekt på å vurdere bruk av økonomiske virkemidler som verktøy for å oppnå ønsket vannkvalitet. Økonomiske virkemidler er i relativt beskjeden grad brukt i norsk vannforvaltning i dag, og det er derfor grunn til å vurdere om slike virkemidler i større grad kan og bør benyttes. I og med at alle land i EU og EØS enten har eller er i ferd med å implementere vanddirektivet, er det grunn til å se om andre land har tatt i bruk økonomiske virkemidler som vi i Norge kan lære av eller la oss inspirere av. Det er på denne bakgrunn dette prosjektet ble igangsatt.

Formålet med denne rapporten er:

- 1) Å gi eksempler på bruk av økonomiske virkemidler, særlig former for vannprising, i andre EU-land, som kan være aktuelle for Norge.
- 2) Å vurdere muligheter for økt bruk av økonomiske virkemidler, særlig former for vannprising, for å fremme bedre vannforvaltning i Norge med utgangspunkt i EUs vanddirektiv.

Dette prosjektet er av begrenset omfang, og tar ikke mål av seg til verken å gi en fullstendig oversikt over status for økonomiske virkemidler i vannforvaltningen i hele EU, eller endelige svar på om, og eventuelt hvordan, Norge skal øke bruken av økonomiske virkemidler. Vi har imidlertid plukket fram noen eksempler på bruk og/eller utredning av økonomiske virkemidler i en del EU-land der erfaringene antas å kunne ha overføringsverdi til Norge, og vi har forsøkt å vurdere ulike typer økonomiske virkemidler i en norsk virkelighet med hensyn til naturgitte og forvaltningsmessige forhold.

## 1.2 Problemstillinger

For å oppfylle rapportens formål, har vi spesifisert følgende problemstillinger vi vil forsøke å belyse:

- 1) Hva har utvalgte "sammenlignbare" land fått til på vannprisingsområdet og hvilke planer/vurderinger gjør de/har de gjort?

Herunder ønsker vi å se på:

- Hvilke virkemidler er brukt og hvordan er de utformet?
- I hvilke bransjer har de innført vannprising? Kun for industri og avløp fra husholdninger, eller også andre, for eksempel landbruk?
- Finnes det erfaringer med/planer for differensiering av avgiften ut fra resipienttilstand (eller andre forhold)?
- Hvilke erfaringer finnes/vurderes for hvordan avgiften utformes og innkreves (er det til statskassen eller til vannregionmyndighetene)?

- Når det gjelder vannforsyning (i motsetning til utslipp) skilles det mellom hva som er en pris for vanntjenesten (dvs. det å rense og distribuere vann) og hva som er pris pga. miljøforringelse?
  - Hvilken tradisjon har de aktuelle landene med hensyn til vannavgifter?
- 2) Hvordan vurderes mulighetene for økt bruk av vannprising (økonomiske virkemidler) i norsk vannforvaltning?

Herunder ønsker vi å se på:

- Hvilke virkemidler er aktuelle?
- Hvordan kan disse utformes og hva anses som de største fordelene og ulempene med disse?
- Er det realistisk å innføre disse – og hva må eventuelt til?

### **1.3 Rapportens oppbygging**

Kapittel 2 starter med en kort beskrivelse av hva vanddirektivet sier om vannprising og kostnadsdekning for vanntjenester, og litt om den diskusjon som foregår i EU med hensyn til hvor omfattende begrepet vanntjenester skal være. Videre beskrives det kort hva som menes med "vannprising" og en systematisk oversikt over økonomiske virkemidler presenteres. I kapittel 3 gis en oversikt over vurdering av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken basert på norske offentlige utredninger de siste 10-15 år, etterfulgt av en kort beskrivelse av det arbeidet som ble gjort tidligere i Norge i form av et forprosjekt med vurdering av vannprising (Magnussen et al. 2003) og introduksjon til bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning i dag. Kapittel 4 gir eksempler på bruk av økonomiske virkemidler i vannforvaltningen i andre land. I avslutningskapittelet vurderes ulike økonomiske virkemidler, og vi kommer med forslag til hva som kan være mulige veier videre for i større grad å ta i bruk økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning.



## 2 Hva sier vanndirektivet og vannforskriften om vannprising og kostnadsdekning for vanntjenester?

### 2.1 Hva sier artikkel 9 i vanndirektivet om kostnadsdekning og vannprising?

Artikkel 9 i vanndirektivet (VRD) (Water Framework Directive – WFD) fastslår at man bør etterstrebe prising av vann:

#### **Article 9: Recovery of costs for water services**

1. *Member States shall take account of the principle of recovery of the costs of water services, including environmental and resource costs, having regard to the economic analysis conducted according to Annex III, and in accordance in particular with the polluter pays principle. L 327/12 EN Official Journal of the European Communities 22.12.2000*

*Member States shall ensure by 2010*

- *that water-pricing policies provide adequate incentives for users to use water resources efficiently, and thereby contribute to the environmental objectives of this Directive*
- *an adequate contribution of the different water uses, disaggregated into at least industry, households and agriculture, to the recovery of the costs of water services, based on the economic analysis conducted according to Annex III and taking account of the polluter pays principle.*

*Member States may in so doing have regard to the social, environmental and economic effects of the recovery as well as the geographic and climatic conditions of the region or regions affected.*

2. *Member States shall report in the river basin management plans on the planned steps towards implementing paragraph 1 which will contribute to achieving the environmental objectives of this Directive and on the contribution made by the various water uses to the recovery of the costs of water services.*
3. *Nothing in this Article shall prevent the funding of particular preventive or remedial measures in order to achieve the objectives of this Directive.*
4. *Member States shall not be in breach of this Directive if they decide in accordance with established practices not to apply the provisions of paragraph 1, second sentence, and for that purpose the relevant provisions of paragraph 2, for a given water-use activity, where this does not compromise the purposes and the achievement of the objectives of this Directive. Member States shall report the reasons for not fully applying paragraph 1, second sentence, in the river basin management plans.*

I den uoffisielle norske oversettelsen fra Utenriksdepartementet (det foreligger fortsatt ingen offisiell norsk oversettelse) har § 9 fått denne ordlyden:

## **Artikkel 9: Kostnadsdekning for vanntjenester**

1. *Medlemsstatene skal ta hensyn til prinsippet om at kostnader i forbindelse med vanntjenester, herunder miljø- og ressurskostnader, skal dekkes, idet det tas hensyn til den økonomiske analysen utført i henhold til vedlegg III, særlig prinsippet om at forurensere betaler.*

*Medlemsstatene skal innen år 2010 sørge for at*

- *vannprisindepolitikken gir brukerne tilstrekkelige incentiver til å bruke vann effektivt, og dermed bidrar til at miljømålene i dette direktiv nås,*
- *de forskjellige sektorene for vannbruk, minst oppdelt i industri, husholdninger og landbruk, bidrar tilstrekkelig til dekning av kostnadene ved vanntjenester, basert på den økonomiske analysen i henhold til vedlegg III og ut fra hensynet til prinsippet om at forurensere betaler.*

*Medlemsstatene kan i den forbindelse ta hensyn til dekningens sosiale, miljømessige og økonomiske virkninger samt geografiske og klimamessige forhold i den eller de berørte regioner.*

2. *Medlemsstatene skal i sine forvaltningsplaner for nedbørfelt angi hvilke tiltak som planlegges med sikte på gjennomføring av nr. 1, og som vil bidra til at miljømålene i dette direktiv nås, og hvilke bidrag de forskjellige sektorene for vannbruk yter til dekning av kostnadene ved vanntjenester.*
3. *Intet i denne artikkel er til hinder for finansiering av særskilte forebyggende eller korrigerende tiltak for å nå målene i dette direktiv.*
4. *Medlemsstatene bryter ikke bestemmelsene i dette direktiv dersom de i samsvar med etablert praksis beslutter ikke å anvende bestemmelsene i nr. 1 annet punktum, og i den forbindelse relevante bestemmelser i nr. 2, for en gitt sektor for vannbruk, dersom dette ikke strider mot dette direktivs formål og hindrer at direktivets mål nås. Medlemsstatene skal begrunne hvorfor de ikke anvender hele nr. 1 annet punktum, i forvaltningsplanene for nedbørfelt.*

I henhold til artikkel 9.1. skal medlemsstatene ta hensyn til prinsippet om kostnadsdekning for *vanntjenester inkludert miljø- og ressurskostnader*. Prinsippene om kostnadsdekning for vanntjenester defineres ikke i direktivet, men uttrykket "vanntjenester" defineres i artikkel 2 punkt 38:

"Vanntjenester": alle tjenester som for husholdninger, offentlige institusjoner eller andre økonomiske virksomheter stiller til rådighet

- a) uttak, oppsamling, lagring, behandling og distribusjon av overflatevann eller grunnvann,
- b) oppsamlings- og behandlingsanlegg for spillvann med etterfølgende utslipp i overflatevann."

## **2.2 Pågående diskusjon om hva som skal omfattes av vanntjenester**

Det pågår nå en diskusjon i EU om hva som skal omfattes av begrepet "vanntjenester". Flere land, blant andre Sverige, Finland, Storbritannia og Danmark har fått formell henvendelse fra EU-kommisjonen om at de ikke har gjennomført tiltak som er tilstrekkelige for på adekvat vis å

forberede gjennomføring av de forpliktelser som følger av artikkel 9 når det gjelder vanntjenester.

Dette spørsmålet og Sveriges vurdering av saken er behandlet i SOU 2010:17 "Prissatt vatten". Diskusjonen som pågår er interessant også for Norge. Saken er ikke avsluttet og konkludert, slik at det fortsatt er uavklart hva som skal legges i begrepet, og hvor omfattende kravet om kostnadsdekning er.

Definisjonen av vanntjenester omfatter i følge kommisjonen alle former for tjenester som regnes opp i punktene a) og b) i artikkel 2.38, noe som betyr en vid tolkning.

I følge kommisjonen ville det være uforenlig med direktivets mål å gi en snever definisjon av vanntjenester. Det ville begrense det bidraget prispolitikken kan gi for å nå direktivets miljømål. Kommisjonen ser det også slik at konkurransen påvirkes mellom de vannbrukere som avkreves kostnadsdekning og de øvrige vannbrukerne.

Sverige avga den 13. februar 2008 svar på denne henvendelsen. Der fremholdes blant annet at definisjonen av "vanntjenester" i artikkel 2.38 tilsvarer det som i svensk rett om allmenne vanntjenester defineres som "vannforsyning og avløp".

Sverige fremholder i sitt svar videre at vanntjenesteloven innebærer at forbrukernes avgifter skal tilsvare full kostnadsdekning, også for rensing. Når det gjelder miljøkostnader påpekes det i svaret at det i utslippstillatelser til miljøskadelige virksomheter gis pålegg om å gjennomføre de beskyttelsestiltak og forsiktighetsregler som er nødvendige av helse- og miljømessige årsaker og at forurensere derved må bære kostnadene. Videre fremholdes det at skatter og avgifter anvendes som virkemiddel i en viss utstrekning, blant annet på handelsgjødsel (denne avgiften er opphevet nå) og plantevernmidler.

I svaret uttrykkes dessuten at dagens prispolitikk gir incentiv til effektiv anvendelse av vannressursene. Prispolitikken innebærer også at industri, husholdninger og jordbruk bidrar adekvat til kostnadsdekningen og at prisen spiller ressurskostnadene. Dette gjelder så vel når forbrukeren anvender egne vannressurser som når vann kjøpes inn (SOU 2010).

### **2.3 Hva menes med vannprisingspolitikk og hvilke økonomiske virkemidler har vi?**

SOU 2010:17 diskuterer hva som menes med en "vannprisingspolitikk" og definerer det slik: *"En vannprisingspolitikk kan defineres som en politikk som direkte påvirker prisen for en eller annen form for bruk av vann"*. Et stikkord her er "direkte" – dvs. at man direkte griper inn i prisdannelsen, ikke at priser endrer seg som følge av at andre forhold endrer seg.

En slik definisjon gjør til en viss grad klart hva som er og hva som ikke er prispolitikk og "prising av vann", men det vil fortsatt være noen "gråsoner". SOU-en har en pragmatisk tilnærming til dette, som vi også vil legge til grunn; nemlig at det er viktigere å vurdere ulike virkemidlers effektivitet for å nå de ønskede målene enn om de bør klassifiseres som "vannprising" eller ei.

Basert på definisjonen av hva som menes med vannprispolitikk, kan vi kategorisere følgende virkemidler som prising av vann – og som del av en vannprisingspolitikk.

- Incentivirkemidler som skatter, avgifter og subsidier som er rettet mot noen form for bruk av vann eller indikator for bruk av vann.
- Prisregulering der for eksempel høyeste eller laveste pris for en viss bruk av vann reguleres.
- Omsettelige utslippsrettigheter (kvoter) og andre "ordninger" som går ut på å etablere institusjoner som påvirker mulighetene for prisdannelse via et marked for bruk (eller indikator for bruk) av vann.
- Statlig salg eller statlig kjøp eller prisfastsettelse når myndighetene selv er eier eller kjøper.

Tabell 1 gir en oversikt over typer av økonomiske virkemidler, deres funksjon og hovedformål, samt eksempler.

## 2.4 Hvorfor bør bruken av prispolitikk og økonomiske virkemidler vurderes spesielt?

Vanndirektivet må kunne tolkes slik at det overordnede målet er å nå god vannstatus, og at målet bør nås til lavest mulig kostnader samtidig som prinsippene om kostnadsdekning og at "påvirkeren skal betale" ivaretas. Prissetting av vann er derfor ikke noe *mål* for vannpolitikken, men et *middel* for å oppnå målene i tråd med intensjonene i vanndirektivet.

I SOU 2010: 17 "Prissatt vatten?" stiller man spørsmålet om hvorfor akkurat *vannprisingpolitikk* pekes ut som en ønsket form for politikk. De peker på at det finnes både teoretiske analyser og faktiske erfaringer som viser at styring via priser kan føre til de ønskede effekter. En annen grunn kan være at det finnes en motstand i mange land mot å utrede muligheter for å bruke prispolitikk og at det derfor er særlig viktig i det minste å *vurdere mulighetene* for å øke bruken av økonomiske virkemidler. Uansett hva som ligger bak, tolker SOU-en det slik at direktivet sier at mulighetene for økt grad av økonomiske virkemidler bør vurderes. Dersom man finner at målene kan nås på en bedre måte med andre virkemidler, er det imidlertid ikke noe i veien for det.

Prising av vann, som innebærer at ulike brukere av vann betaler for uttak av og utslipp til vann, innebærer at det betales inn penger fra påvirkerne. Hvis disse midlene ble benyttet til et fond eller lignende kunne de bekoste fellesfinansierte tiltak – for eksempel der problemeier er ukjent eller ikke finnes lenger. Det vil dessuten være en korrekt oppfølging av prinsippet om at påvirker skal betale, i og med at de som påvirker betaler for den miljøkostnad de påfører andre (samfunnet).

Det kan derfor være mange gode grunner til å vurdere nærmere om vi i større grad kan benytte vannprising i norsk vannforvaltning og som en oppfølging av vanndirektivet, men det er også noen forhold som gjør at vannprising ikke er så enkelt å gjennomføre i praksis. Dette kommer vi tilbake til i de følgende kapitlene.

Tabell 1. Økonomiske virkemidler for vannsektoren (Kilde: Modifisert og oversatt fra Mattheiss et al. 2009).

Type virkemiddel			Funksjon/hovedformål	Eksempler
Markedsbaserte virkemidler som bruker eksisterende markeder	Skatter og avgifter <sup>1)</sup>	Vanntariffer(gebyr)	Samle inn finansielle ressurser for funksjon av en gitt vanntjeneste. Effektivitet i vannbruk	Gebyr for drikkevann og avløp. Gebyr for vanningsvann
		Miljøavgift/(miljøskatt)	Internalisere negative miljøeffekter og påvirke adferd, å samle finansielle ressurser til statsbudsjettet	Avgift på forurensningsutslipp, eller avgift på forurensende input (for eksempel avgift på pesticider).
		Øremerket avgift	Internalisere negative miljøeffekter og påvirke adferd, å samle finansielle ressurser som allokteres til å støtte miljøvennlig praksis og prosjekter	Øremerket avgift på forurensningsutslipp eller på forurensende innsatsfaktorer), eller uttak av vann
	Subsidier	Subsidier på produkter	Øke attraktiviteten til "grønne" produkter og produksjonsfaktorer som har begrenset negativ miljøeffekt	Subsidier til økologiske produkter
		Subsidier på praksis	Fremme bruk av praksis og produksjonsprosesser som har begrensede negative miljøeffekter på vannressurser eller skape positive eksterne miljøeffekter	Subsidier til miljømessige tiltak i landbruket
Markedsbaserte virkemidler basert på etablering av nye markeder	Marked for miljøgoder/ miljøkvalitet	Omsettelige utslippskvoter	Sikre optimal allokering av forurensning mellom sektorer og aktører	Marked for utslippskvoter mellom forurenere i et gitt vannområde (river basin)
		Omsettelige kvoter for uttak av vann	Sikre optimal allokering av vann mellom sektorer og aktører (inkludert naturmiljøet)	Uformelle vannmarkeder i vanningsregimer. Overføring av vann fra landbruksområder til urbane områder
		Kompensasjonsmekanismer	Etablere mekanismer der miljødegradering fører til betaling allokert til alternative tiltak for å kompensere degraderingen	Kompensasjon til økologisk degradering i akvatiske økosystem
Markeds – og ikke markedsbaserte virkemidler	Frivillige avtaler		Etablere en kontrakt/avtale mellom to parter (offentlig/privat eller privat/privat) for å fremme god praksis som redusere press på vannressursene. Slike er nå oftere kalt "Betaling for miljø- eller økosystemtjenester" .	Avtaler mellom vannselskap og bønder for å fremme og landbrukspraksis i drikkevannsbeskyttede områder. Avtaler mellom lokalsamfunn/ kommuner og bønder om å endre praksis i områder nær vassdrag.

- 1) Begrepene skatter og avgifter blir ofte brukt om hverandre. Med skatt mener man vanligvis politisk heller enn administrativt bestemte avgifter som vanligvis går til statskassen fremfor å være øremerket for lokal eller sektorvis bruk. Avgifter kan bli pålagt og mottatt av sektorvise etater. I prinsippet er dette skillet viktig, men noen hybrider av avgifter eksisterer også, for eksempel politisk bestemte avgifter som er øremerket for miljøfond og lokalt oppdelte avgifter som betales til statskassen. (Sterner 2003)

## **3 Tidligere norske vurderinger av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken generelt og vannforvaltningen spesielt**

### **3.1 Vurderinger av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken i tidligere norske offentlige utredninger**

#### **3.1.1 Generelt**

Avgifter utgjør sammen med omsettelige kvoter de vanligste økonomiske virkemidlene overfor miljøproblemer. Hensikten med miljøavgifter er å bidra til en riktig prising av miljøskadelige aktiviteter og dermed en samfunnsøkonomisk riktigere ressursbruk. En miljøavgift vil derfor kunne bidra til en mer effektiv utnyttelse av samfunnets ressurser, samtidig som den bringer penger til statskassen. Dette tilsier at slike avgifter vil være de mest effektive for å finansiere offentlige utgifter.

En optimal miljøpolitikk bør sikre at det samfunnsøkonomisk riktige utslippsnivået nås til lavest mulig kostnad. Dette utslippsnivået er karakterisert ved at den marginale renseskostnaden tilsvarer den marginale skaden. En kostnadseffektiv miljøpolitikk tilsier da at avgiften på utslipp skal tilsvare den marginale skaden i det optimale utslippsnivået, som også vil tilsvare den marginale renseskostnaden i det optimale utslippsnivået. Marginal renseskostnad vil i de fleste tilfeller være større jo større utslippsreduksjon man gjennomfører. Marginal skade av utslipp er vanligvis stigende med utslippsnivået. Det betyr at marginal skade av et uregulert utslipp kan være vesentlig høyere enn den marginale skade ved det optimale (regulerte) utslippsnivået. Det er imidlertid den marginale skaden ved det optimale utslippsnivået som er bestemmende for avgiften. For å finne det riktige avgiftsnivået kreves det derfor kjennskap til både den marginale skadekostnadsfunksjonen og den marginale renseskostnadsfunksjonen. Den marginale renseskostnaden for en type utslipp kan også avhenge av hvordan andre kilder for utslipp er regulert.

Dersom myndighetene har et bestemt utslippmål som følge av internasjonale avtaler eller har et eget nasjonalt mål for utslipp, oppfylles dette målet kostnadseffektivt dersom alle kilder står overfor samme avgift og denne avgiften tilsvarer den marginale renseskostnaden ved det fastsatte målet for utslippsreduksjonen. Et slikt utslippsmål samsvarer ikke nødvendigvis med det samfunnsøkonomisk optimale nivået på utslippet.

Ved utforming av virkemidler i miljøpolitikken er hensynet til kostnadseffektivitet sentralt. Dette betyr at virkemidlene bør utformes slik at en gitt miljøtilstand oppnås til lavest mulig kostnad – noe som er helt i tråd med intensjonene i vanddirektivet.

Ved fastsettelse av ønsket miljøtilstand og dermed nivå for ønsket mengde forurensende utslipp, sier samfunnsøkonomisk teori at verdien av bedret miljø må veies mot kostnadene ved å oppnå det. En optimal løsning finnes der nytten av å redusere utslippene med en enhet ekstra er like stor som kostnaden ved å gjennomføre denne utslippsreduksjonen.

Fastsettelse av optimal miljøtilstand forutsetter at myndighetene både kjenner verdien av å endre miljøkvalitet og kostnadene ved utslippsreduksjon, noe som er svært vanskelig i praksis.

Miljøpolitikken er kostnadseffektivt utformet når en viss miljøtilstand nås til lavest mulig kostnad for samfunnet. Dersom ulike forurensningskilder gir samme miljøforringelse per

utslippsenhet, betyr det at virkemidlene bør utformes slik at utslippsreduksjonen fordeles mellom forurensere slik at de marginale kostnadene ved å redusere utslippene er de samme for alle utslippskilder.

Vi vil i de følgende avsnittene viderebringe vurderinger fra NOU 2007:8 ("En vurdering av særavgiftene") og NOU 2009:16 ("Globale miljøutfordringer – norsk politikk") (som også bygger på blant annet NOU 1996:9 og NOU 1995:4) når det gjelder kostnadseffektivitet, optimal utforming av miljøavgifter og avgifter vurdert i forhold til andre (økonomiske) virkemidler i miljøpolitikken.

### **3.1.2 Kostnadseffektivitet**

NOU 2007:8 slår fast at kostnadseffektivitet er et grunnleggende prinsipp for miljøpolitikken. Kostnadseffektivitet innebærer at et gitt miljømål – for eksempel tilfredsstillende miljøtilstand i vannforekomster skal nås til lavest mulig samfunnsøkonomisk kostnad. For bedrifter eller husholdninger kan kostnadene være knyttet til blant annet rensing av utslipp, omlegging av produksjonsprosesser, endret bruk av innsatsfaktorer og reduksjoner av forurensende produksjon/forbruk. For myndighetene kommer i tillegg administrative kostnader ved iverksettelse og oppfølging av en bestemt virkemiddelbruk. Kostnadene ved å redusere utslipp varierer mellom ulike aktører i økonomien. En kostnadseffektiv virkemiddelbruk har som mål å sikre at utslippsreduksjonene skjer i de delene av økonomien hvor kostnadene for samfunnet samlet sett er lavest. Overfor miljøproblemer der det i praksis er mulig og økonomisk rasjonelt å utforme generelle avgifter, vil avgifter i prinsippet generere kostnadseffektive løsninger på lang sikt. Dette skyldes at aktørene i prinsippet vil gjennomføre alle utslippsreducerende tiltak med marginalkostnader lavere enn avgiftssatsen, men ingen tiltak med marginalkostnad over avgiftssatsen. Markedet kan med andre ord benyttes for å redusere utslippene i de delene av økonomien hvor kostnadene er lavest.

### **3.1.3 Optimal utforming av miljøavgifter, flere målsettinger, øremerking og fordelings effekter**

En miljøavgift bør rettes mest mulig direkte mot det problemet man ønsker å løse. Det vil kunne bidra til å oppfylle de miljøpolitiske målene til lavest mulig kostnad. En mest mulig målrettet miljøavgift tilsier at avgiften bør legges direkte på den miljøskadelige aktiviteten, altså for eksempel direkte på utslippet. Dette gjør det mulig å la markedet sørge for at utslippsreduksjonen skjer i de deler av økonomien hvor kostnadene ved disse er lavest, uten at myndighetene i utgangspunktet behøver å kjenne kostnadene (for eksempel ved redusert produksjon, substitusjon mellom varer, rensing, prosessutvikling osv.) slik at kostnadene for samfunnet blir lavest mulig.

Når det optimale nivået for miljøkvalitet er bestemt, vil en utslippsavgift kunne realisere dette nivået på en kostnadseffektiv måte. En optimal miljøkvalitet realiseres når verdien av å redusere utslippet med en enhet er like høy som kostnaden ved å gjennomføre denne utslippsreduksjonen. Dersom det ilegges en utslippsavgift på alle utslippskilder lik den marginale skaden utslippene medfører, vil aktørenes tilpasninger sørge for at dette skjer. Forurensere vil da tilpasse seg slik at marginal tiltakskostnad blir lik miljøavgiften. Siden denne igjen er lik den marginale verdien av å redusere utslippet med en enhet, oppnås en effektiv ressursbruk. Dette illustrerer et av hovedargumentene for bruk av avgifter: Avgiftene vil i seg selv generere kostnadseffektive løsninger uten at myndighetene trenger å ha kunnskap om kostnadsstrukturen hos de enkelte produsenter og forbrukere. Prisingen vil bidra til å løse deler av myndighetenes informasjonsproblem.

En utslippsavgift forutsetter imidlertid at det er mulig å måle utslippene fra den enkelte utslippskilde. I praksis kan dette være både komplisert og kostbart, slik at utslippsavgifter ofte ikke lar seg bruke. Et praktisk alternativ til en utslippsavgift kan være å avgiftsbelegge innsatsfaktorer som gir opphav til forurensning eller produktene som kommer ut av den forurensende prosessen. Slike avgifter bidrar ikke uten videre til kostnadseffektivitet. De gir incentiver til å redusere bruken av produkter som gir opphav til forurensning, men de gir ikke incentiver til å rense utslipp. Dette kan i noen tilfeller løses ved å innføre refusjonsordninger for dokumenterte utslippsreduksjoner. I noen tilfeller vil imidlertid produktavgifter ha tilnærmet samme incentiveegenskaper som utslippsavgifter. Utslipp av CO<sub>2</sub> fra forbrenning av fossilt brensel er for eksempel proporsjonalt med karboninnholdet i drivstoffet. En avgift på fossilt brensel differensiert etter karboninnholdet vil derfor ha tilnærmet samme effektivitetsegenskaper som en utslippsavgift.

For en del utslipp er sammenhengen mellom forbruket av innsatsfaktorer og utslippene svært uklare. I slike tilfeller vil produktavgifter ikke være et spesielt egnet virkemiddel, og de må eventuelt brukes i kombinasjon med andre virkemidler.

Denne problemstillingen er relevant for mange av utslippene til vann, særlig for diffuse utslipp fra landbruk. Der er innsatsfaktorer som nitrogen og fosfor i kunstgjødsel de mest "naturlige" innsatsfaktorene å tenke på, men innholdet av disse er ikke direkte proporsjonalt med utslippene til vannforekomster, men avhengig av mengde tilført, naturgitte forhold, jordarbeidingspraksis, tiltak som vegetasjonssoner etc.

Hvis et land har en nasjonal målsetting om å redusere utslipp av et forurensende stoff, tilsier prinsippet om kostnadseffektivitet at alle sektorer i landet bør stå overfor den samme marginale tiltakskostnaden i form av lik avgift eller kvotepris. Dersom myndighetene i tillegg har sektorvise målsettinger om opprettholdelse av sysselsetting eller produksjon i en næring eller bedrift, selv om dette ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomt, bør det brukes egne virkemidler for å oppnå dette. Dette er i tråd med økonomisk teori om at det må være samsvar mellom antall mål og antall virkemidler. Eksempler på virkemidler som kan benyttes for å opprettholde sysselsetting eller produksjon i bestemte sektorer kan være subsidier på arbeidskraft eller lavere arbeidsgiveravgift. Slike virkemidler kan imidlertid være vanskelige å innføre som følge av ulike juridiske restriksjoner innenfor EØS-området. Under disse forutsetningene kan man forsvare en differensiert miljøavgift som en "nest-beste" løsning. Differensierte miljøavgifter bør veies opp mot den ekstra kostnaden dette vil medføre for andre sektorer i økonomien.

Både Miljøavgiftsutvalget og Virkemiddelutvalget avviste på prinsipielt grunnlag å øremerke provenyet fra miljøavgifter til miljøtiltak. Med øremerking menes at inntekter fra miljøavgifter skal brukes til spesielle miljøtiltak, altså en direkte kobling mellom bestemte poster på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside. Også NOU 1996:9 (Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting) advarer mot en øremerking av avgifter. De skriver blant annet: "Hensikten med miljøavgifter er å bidra til en riktigere prising av miljøskadelig virksomhet. Generelt bør inntektene fra disse avgiftene benyttes til de formål som har høyest prioritet. Det er videre ikke noe som tilsier at inntektene fra miljøavgiftene tilsvarer det som bør benyttes til miljøtiltak. Det er også flere andre grunner som tilsier at øremerking av avgiftsinntekter bør unngås. Blant annet kan øremerking medføre:

- Større effektivitetstap, ved at en utgiftspost på et område finansieres med avgift fra samme område, og ikke ved den finansieringsløsningen som medfører minst effektivitetstap per skattekrone
- Et mindre oversiktlig budsjettssystem
- At man ikke står fritt når sammensetningen av budsjettets utgiftsside skal bestemmes."



Grønn skattekommisjon advarer videre mot å la fordelingspolitiske hensyn spille en viktig rolle ved utforming av de miljøpolitiske virkemidlene for en kostnadseffektiv miljøpolitikk på lang sikt. Fordelingspolitiske mål bør så langt som mulig søkes nådd gjennom direkte overføringer eller generelle virkemidler til de grupper som skal tilgodeses. Alle skattereformer vil ha fordelingsvirkninger, og det kan derfor være behov for å iverksette spesielle tiltak for å redusere uønskede fordelingspolitiske virkninger, for eksempel ved å se på ulike innfasingsstrategier.

### **3.1.4 Sammenligning av avgifter med andre virkemidler i miljøpolitikken**

Hvilke virkemidler som er mest hensiktsmessige å benytte avhenger blant annet av myndighetenes informasjon og hvordan miljøskadene varierer med utslippskilde. I tillegg til å vurdere kostnadene knyttet til å oppfylle et miljøpolitisk mål, bør det også studeres hvordan et virkemiddel påvirker den totale ressursbruken i økonomien. En slik generell tilnærming vil vise en fordelaktig egenskap ved miljøavgifter og omsettelige kvoter (forutsatt at kvotene auksjoneres bort) sammenlignet med andre virkemidler. De innbringer proveny som kan benyttes til å redusere andre skatter og avgifter som gir uheldige vridninger i økonomien. Dersom myndighetene har samme informasjon om bedriftene og forbrukernes kostnader forbundet med å redusere forurensende utslipp (tiltakskostnader) som aktørene selv og myndighetene kan observere i hvilken grad utslipp reduseres, vil virkemidlene miljøavgift, omsettelige utslippskvoter og direkte regulering ha de samme effektivitetsegenskapene. De ulike virkemidlene vil imidlertid ha ulike fordelingseffekter og gi ulike inntekter til statskassen.

Dersom det, mer realistisk, forutsettes at myndighetene ikke har full informasjon om tiltakskostnadene for de enkelte utslippskildene, vil økonomiske virkemidler som avgifter og omsettelige kvoter som oftest sikre en gitt utslippsreduksjon til lavere kostnad enn individuelt fastsatte kvoter og reguleringer. I tillegg gir miljøavgifter et kontinuerlig incentiv til å redusere utslippene, for eksempel gjennom investeringer i ny og bedre renseteknologi.

Når det legges en avgift på samtlige utslipp vil forurenserne redusere utslippet inntil renssekostnaden er lik avgiften per enhet utslipp. Når avgiften er lik for alle, vil også kostnaden ved å redusere utslippet med en enhet bli den samme for alle forurenserne. Det vil da ikke være mulig å fordele utslippet mellom forurenserne på en måte som gir lavere samlet kostnad. En avgiftsløsning vil i dette tilfellet sikre kostnadseffektivitet. Tilsvarende vil det i et system med omsettelige kvoter være lønnsomt for forurenserne å handle kvoter inntil den marginale utslippskostnad er den samme for alle kilder. Ved individuelt fastsatte direkte reguleringer (for eksempel ikke-omsettelige utslippskvoter) er det derimot ingen garanti for at utslippsreduksjonen vil skje fra de kildene hvor renssekostnaden er lavest. Disse virkemidlene vil derfor normalt medføre høyere samfunnsøkonomiske kostnader.

I de tilfeller der utslippets lokalisering har betydning for størrelsen på miljøproblemet, er det ikke lenger noen garanti for at avgifter og omsettelige kvoter vil være kostnadseffektive. Dette er en av grunnene til at denne typen virkemidler er mer utbredt for utslipp til luft enn for utslipp til vann og er svært viktig å vurdere med utgangspunkt i vanddirektivets tilnærming med mål som settes for hvert vannområde/vannforekomst. Skal en avgift fungere kostnadseffektivt i dette tilfellet, bør den i prinsippet differensieres etter de lokale skadekostnadene. Tilsvarende vil prisene på omsettelige kvoter være forskjellige for ulike områder når det tas hensyn til forurensningens lokalisering. Kontrollkostnadene ved å gjennomføre en slik differensiert virkemiddelbruk kan bli høye, og systemet kan bli administrativt komplisert.

Dette trekker i retning av at økonomiske virkemidler er særlig fordelaktige ved mer generelle miljøproblemer med mange utslippskilder. Overfor miljøproblemer som varierer geografisk, kan økonomiske virkemidler være hensiktsmessige i den grad de innrettes mot forurensninger med tilnærmet samme skadevirkning innenfor det aktuelle området. Videre vil avgifter, også i dette tilfellet, til en viss grad avhjelpe myndighetenes informasjonsproblem. Dersom bedriftene må betale for eksempel for utslippstillatelser, vil de ha et incentiv til å søke om en utslippstillatelse som tilsvarer behovet. I tilfeller uten avgift, vil bedriftene ha incentiver til å søke om størst mulig utslippstillatelse.

Direkte reguleringer vil i tilfeller hvor det er usikkert hvordan avgiften vil påvirke utslippene, lettere kunne realisere et kvantitativt mål enn økonomiske virkemidler. Det forutsetter at reguleringen, for eksempel forbudet, kan følges opp i praksis med tilstrekkelige kontroller. Det er ikke alltid tilfelle. Dette kan ha særlig betydning dersom det er vesentlig at et mål nås eksakt. Et eksempel kan være at et utslipp, for eksempel av farlige stoffer, skal fjernes helt. Forbud vil da kunne være et hensiktsmessig virkemiddel.

Fordelingsvirkninger av ulike virkemidler kan variere betydelig. I forhold til en situasjon uten virkemiddelbruk, kan avgifter ha både større og mindre fordelingseffekter enn direkte reguleringer. Så lenge ikke alle betaler for restutslippet, vil det imidlertid være et samfunnsmessig effektivitetstap knyttet til bruk av direkte reguleringer.

Fordelingsvirkningene ved bruk av omsettelige kvoter avhenger av hvordan kvotene tildeles. Dersom kvotene auksjoneres ut, vil verdien av dem tilfalle myndighetene (på samme måte som ved avgifter), samtidig som nye og gamle virksomheter likebehandles. Dersom kvotene deles ut til eksisterende virksomheter for eksempel på grunnlag av historiske utslipp, vil dette innebære en inntektsoverføring til disse virksomhetene, på bekostning av myndighetene og nye virksomheter.

Forurensere skal ikke bare dekke kostnadene ved tiltak mot egne utslipp, men også betale for de skadene som restutslippet forårsaker. Hvis utslippstillatelser stilles til disposisjon for forurensere vederlagsfritt, vil dette være en form for subsidiering av forurensernes bruk av miljøet som innsatsfaktor.

Frivillige avtaler er avtaler mellom for eksempel industribedrifter eller bransjeorganisasjoner og myndighetene om utslippsreducerende tiltak. Gjennom avtaler vil det kunne være mulig å finne fram utslippsreducerende tiltak i virksomhetene som i mindre grad vil svekke deres konkurranseevne. Det er flere potensielle svakheter ved frivillige avtaler. En slik avtale vil ikke stille virksomheten overfor den fulle samfunnsøkonomiske kostnaden forbundet med produksjonen fordi de ikke betaler for restutslippene sine. Når produsenten ikke presenteres for riktig pris på innsatsfaktorene, vil han ikke foreta optimale/riktige investeringer eller omstruktureringer. En avtale vil heller ikke sikre at utslippsreduksjonen for en gitt produksjonskapasitet blir riktig fordelt. Siden ikke alle virksomheter står overfor lik pris på utslipp, vil ikke utslippsreduksjonene foretas der det koster minst. Det vil også ofte være tilfelle at myndighetene ikke har samme informasjon som virksomhetene, og det vil derfor kunne være vanskelig å utforme avtalen riktig og for myndighetene å sjekke at den faktisk blir overholdt. Frivillige gebyrer finansierer i noen tilfeller en bransjes gjennomføring av slike avtaler. Gebyrene er i disse tilfellene å regne som øremerket finansiering av bestemte tiltak.

I de tilfeller hvor bransjen ikke står for hele utslippet, reduseres mulighetene for å få sektorovergripende løsninger ytterligere. Det vil i dette tilfellet være nødvendig for myndighetene å inngå avtaler med en rekke parter, noe som vil kunne være vanskelig å få til administrativt. Selv i tilfeller hvor det er mulig å inngå avtaler med forskjellige

bransjer/enkeltbedrifter, er det liten grunn til å tro at fordelingen av utslippene mellom disse vil skje på en kostnadseffektiv måte. Faren for at betydelige ressurser nyttes til påvirkning av myndighetene i stedet for til produktiv virksomhet, vil være stor. I den grad utslippene forårsakes av noen få virksomheter, vil disse problemene kunne være betydelig mindre.

Frivillige avtaler innebærer at myndighetene ikke får avgiftsinntekter siden det ikke betales for restutslippene.

Ikke alle er like skeptiske til frivillige avtaler, som flertallet i "særavgiftsutvalget", og for eksempel i samme NOU, avga mindretallet en dissens med mer positiv vurdering av frivillige avtaler som et hensiktsmessig og ønsket virkemiddel.

Støtte til forskning og utvikling og innføring av ny og mer miljøvennlig teknologi, er mulige virkemidler som kan komme i tillegg til annen virkemiddelbruk, som avgifter, for å nå bestemte miljøpolitiske målsettinger. Litteraturen er imidlertid ikke entydig på dette området. Om subsidier til forskning og utvikling av spesielle typer miljøteknologi fremfor støtte til mer generell teknologiutvikling, eller avgiftslegging av utslipp er det mest effektive tiltaket for å nå en miljøpolitisk målsetting, er blant annet et empirisk spørsmål.

### **3.2 Forprosjektrapport om vannprising i Norge**

I 2002-2003 ble det gjennomført et forprosjekt for direktoratsgruppa der hensikten var å vurdere kostnadsdekning og prising av vanntjenester som virkemiddel i norsk vannressursforvaltning (Magnussen et al. 2003).

Prosjektet var av begrenset omfang og hadde en noe "overordnet og prinsipiell" tilnærming. Rapporten bærer dessuten noe preg av at den ble skrevet i en tidlig fase der arbeidet med vanddirektiv både i Norge og i EU hadde kommet nokså kort. Allikevel gir rapporten en del bakgrunnsinformasjon som er nyttig når vi nå skal vurdere mer bruk av vannprising som virkemiddel i norsk vannforvaltning. Vi vil gjengi en del sentrale punkter fra forprosjektrapporten i det følgende mens punkter for diskusjon og konklusjon trekkes inn i rapporten når vi kommer til det kapittelet.

Forprosjektrapporten trekker opp en del grunnbegreper og økonomisk teori som ligger til grunn for at det kan være påkrevd med inngripen i markedet for å få samfunnsoptimale forhold – og hvilke forhold som må være til stede for at økonomiske virkemidler skal kunne utnyttes og være effektive i forvaltningen av vannressursene. Dette er fortsatt grunnleggende for diskusjon av bruk av økonomiske virkemidler i vannforvaltningen og trekkes inn her.

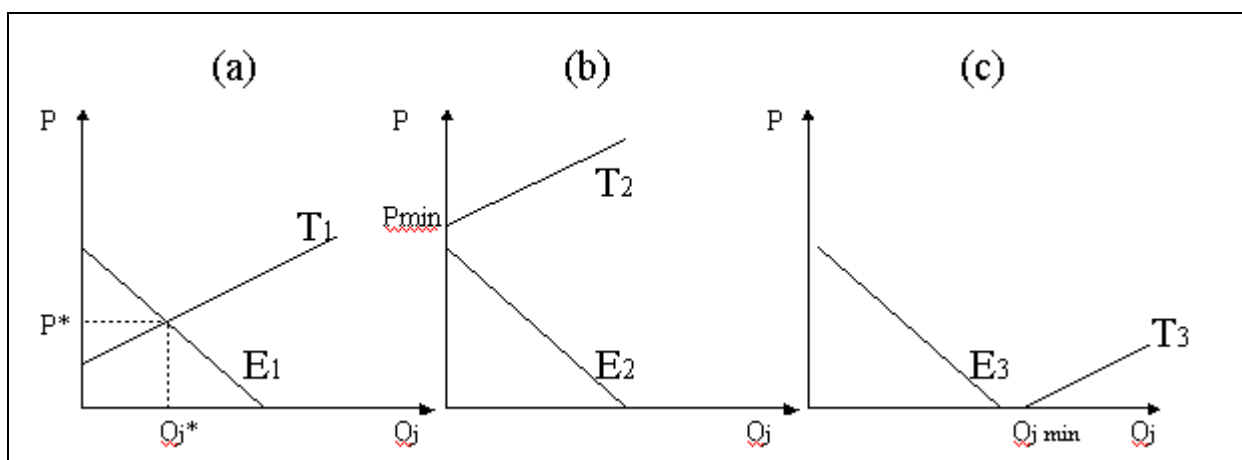
#### **Vann som økonomisk gode – grunnbegreper**

Knapphet (på vannmengde eller vann med tilfredsstillende kvalitet) og dertil hørende muligheter for markedsprising av vanntjenester må spesifiseres for vann av en bestemt kvalitet og for en bestemt bruker. Ulike brukere av vannressurser etterspør vann med ulike egenskaper.

Klif (tidligere SFT) og DN's veiledere "Miljømål for Vannforekomster" (SFT/DN 1995) oppsummerer fysiske og kjemiske vannkvalitetskrav for de viktigste brukere av vannressurser i Norge. I tillegg til disse fysiske og kjemiske egenskapene vil for eksempel biologiske/økologiske egenskaper i forbindelse med naturvern, og fallhøyde i forbindelse med vannkraft, være egenskaper ved vann som er av betydning for ulike brukere. Tilstrekkelig

fysisk tilgang til vann på et gitt sted i et nedbørfelt betyr derfor ikke nødvendigvis liten knapphet på en bestemt vanntjeneste som er viktig for en bestemt bruker. Med dette som utgangspunkt kan vi forklare noen grunnbegreper generelt før vi ser spesielt på økonomisk knapphet på vanntjenester og "kvalitetsdifferensiert vann".

"Normal" knapphet er forutsetningen for at vanntjenester kan prises. I figuren nedenfor illustreres tre tenkte situasjoner for vannressurser med hensyn til knapphet. I tilstand (a) er tilbud ( $T_1$ ) og etterspørsel ( $E_1$ ) slik at det er "normal" knapphet på vanntjenesten ( $Q_j$ ). Dersom forholdene ligger til rette for det vil prising ved  $P^*$  og produksjon ved  $Q_j^*$  føre til størst mulig samfunnsøkonomisk overskudd. I figur (b) ligger grensekostnadene for produksjon av vanntjenesten over betalingsvilligheten slik at vanntjenesten er så dyr at den ikke produseres. Prising er uaktuelt før alternativ teknologi og vannressurser er billigere enn  $P_{min}$ . I figur (c) er vanntjenesten gratis å produsere inntil  $Q_{j, min}$ . Alle som har etterspørsel / betalingsvillighet får tilgang til vanntjenesten. Prising er uaktuelt før etterspørselen vokser over  $Q_{j, min}$ .



Figur 1. Knapphet og prising av vannressurser (Kilde: Magnussen et al. 2003)

Figuren reiser spørsmålet om Norge er i en spesiell situasjon med hensyn til knapphet på vanntjenester – det er en populær oppfatning at Norge har både mye og rent vann i forhold til befolkningstall og -mønster. Eksempelvis gjelder situasjon (c) med "gratis" tilgang muligens for resipienttjenester for spredt bosetting i lite befolkede nedbørfelt, eller bading i et av landets mange tusen fjellvann. Situasjon (b) kan for eksempel gjelde drikkevannsforsyning fra desaliniseringsverk langs kysten, eller fra grunnvann i Oslo-området. I situasjonene (b) og (c) er etablering av et marked og (Pareto-optimal) prising av vanntjenester ikke mulig.

Situasjon (a) og (b) gjelder langt de fleste av de kjente vanntjenestene og vannressursene i befolkede eller utbygde områder i Norge. For vanntjenester/-ressurser i situasjon (a) er det grunnlag for å vurdere prising som virkemiddel. I vanntjenester/-ressurser i situasjon (b) er det grunnlag for å søke om dispensasjon fra vanddirektivets krav gjennom å dokumentere at det ikke finnes tiltaksalternativer som er billige nok ( $P_{min}$ ) i forhold til betalingsvilligheten for vanntjenesten. Prøver vi å generalisere for en bestemt vanntjeneste/sector forstår vi umiddelbart at knapphet og dermed grunnlaget for vanntjeneste-prising varierer mellom nedbørfelt.

## Samfunnsøkonomiske kostnader ved vannressursbruk

Artikkel 9 i vanndirektivet viser til implementering av total samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innen 2010. Samfunnsøkonomisk optimal bruk av vannressurser er målsettingen ved innføring av kostnadsdekning under vanndirektivet. Under total samfunnsøkonomisk kostnad, gjøres det et klart skille i direktivet mellom finansielle kostnader, og ressurs- og miljøkostnader, se figuren under.

<b>TOTAL SAMFUNNSØKONOMISK KOSTNAD ("ECONOMIC COST")</b>	<b>TOTAL FINANSIELL KOSTNAD</b> (inkludert internaliserte miljø- og ressurskostnader)	Drifts- og vedlikeholdskostnader
		Kapitalkostnader
		Administrative kostnader
		Andre direkte kostnader
	<b>(EKSTERNE) RESSURSKOSTNADER</b>	Knapphetskostnader (kvantitet)
	<b>(EKSTERNE) MILJØKOSTNADER</b>	Vann-relaterte miljøkostnader Ikke vann-relaterte miljøkostnader

Figur 2. Samfunnsøkonomiske kostnader ved bruk av vannressurser. (Kilde Bearbeidet etter Magnussen et al. 2003, etter Rogers et al. (1996) med modifikasjoner).

### Ressurs- og miljøkostnader

Vanndirektivet identifiserer ressurskostnader (resource cost) og miljøkostnader (environmental cost) i "full cost recovery" - begrepet. Ressurskostnader tilsvarer verditapet en bestemt bruker lider når vannet brukes av andre til et alternativt formål. I figuren over er det også kalt "knapphetskostnad". Miljøkostnader brukes ofte i forbindelse med verditap en bestemt bruker lider ved at vannforekomster som elver, innsjøer og hav forurenses. Begrepet er knyttet til vannkvalitet.

Miljø- og ressurskostnader vurderes ut fra endringer i nytte som påføres ulike interesser knyttet til vannressursene. Økonomiske verdsettingsmetoder er nødvendige for å kunne kvantifisere miljø- og ressurskostnader som kan deles i direkte og indirekte bruksverdi, opsjonsverdi, og ikke-bruksverdi.

Forprosjektrapporten drøfter videre ulike typer økonomiske virkemidler og anbefaler at man går videre med å vurdere mer bruk av økonomiske virkemidler. Diskusjon av de enkelte virkemidlene gjengis ikke her, men relevante poeng inkluderes i diskusjonskapittelet senere i vår rapport.

### 3.3 Norsk praksis

I dette avsnittet vil vi si litt om norsk praksis med hensyn til bruk av økonomiske virkemidler i vannforvaltningen. Beskrivelsen er ikke uttømmende. Hovedhensikten har vært å trekke fram noen eksempler på bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning for å illustrere hvordan økonomiske virkemidler benyttes i dag.

### 3.3.1 Lovgrunnlaget for miljørelaterte skatter og avgifter

Ansvar for skatter og avgifter til statskassen ligger i Finansdepartementet. Norge har relativt lang erfaring med avgifter i miljøpolitikken. Den første avgiften som hadde et uttalt miljøformål, var avgiften på svovel i mineralolje, som ble innført i 1971. De fleste miljørelaterte avgiftene er hjemlet i *lov om særavgifter* fra 1933, med senere endringer.

Det er imidlertid få avgifter (eller omsettelige kvoter) knyttet direkte til vannbruk og vannforurensning, selv om noen av avgiftene indirekte også har betydning for vannkvalitet. Dette gjelder for eksempel avgift på utslipp av NO<sub>x</sub> og svovel, kvotesystem for klimagasser, avgift på drikkevareemballasje, avgift på sluttbehandling av avfall samt avgift på de helse- og miljøskadelige kjemikaliene, trikloreten (TRI) og tetrakloreten (PER). Også forbruksavgift på elektrisk kraft kan sies å ha betydning for vannbruk.

Fra 2000 har det vært et avgiftssystem for plantevernmidler der satsene blir fastsatt etter potensiell helse- og miljørisiko. En periode var det også avgift på nitrogen og fosfor i handelsgjødsel, men denne er fjernet.

I tillegg til miljøavgifter benyttes imidlertid ulike former for gebyrer. Av størst betydning på vannområdet er de kommunale vann- og avløpsgebyrene. Dette er *gebyrer*, altså betaling for tjenester. Størrelsen på disse gebyrene er regulert i eget lovverk. Kommunene kan ikke kreve inn avgifter som er større enn at de dekker utgiftene knyttet til tjenestene. De kan imidlertid differensiere avgiftene slik at disse kan gi økonomiske incentiver til slikt som vannøkonomisering.

Det finnes også andre typer avgifter som konsesjonsavgifter knyttet til vannkraftutbygging og FoU-avgift knyttet til eksport av fisk og fiskeprodukter. Vi vil gi en kort omtale av noen av disse nedenfor.

### 3.3.2 Vannforvaltning i Norge – kort om lover og regler

Forvaltningen av både ferskvann og saltvann i kystsonen er hjemlet i en rekke lover og regelverk, og en rekke forvaltningsorganer og -nivåer er involvert i forvaltningen. Det er ikke noen helhetlig forvaltningsstrategi som er fremtredende gjennom de ulike lover og regelverk. Det nærmeste man kommer en "overordnet" strategi om "helhetlig forvaltning av vannressurser til fellesskapets beste" er Vannressursloven, som regulerer forvaltning av ferskvann. Men også for ferskvann er det en rekke andre lover og regler som også er gjeldende. Lovverket bærer ellers preg av å være særlover for å ivareta ulike interesser, men innenfor visse rammer grunnet "andre hensyn".

Det er juridiske virkemidler som er mest utbredt, ofte i form av generelle regler som gjelder alle, i tillegg til behandling av enkeltsaker i form av tildeling av konsesjoner for utslipp, for oppdrettsanlegg, for vannkraftutbygging osv.

Økonomiske virkemidler er også i bruk, mest håndfast uttrykt ved kommunale vann- og kloakkavgifter. Men også i form av ulike pålegg om utbetalinger ved konsesjon til vannkraftutbygginger, betaling for konsesjoner for fiskeoppdrett, tilskudd for å unngå forurensende praksis i landbruket, osv. De økonomiske virkemidlene er imidlertid i liten eller ingen grad knyttet opp mot de totale samfunnsøkonomiske kostnader ved vannbruken. En viss slik tilnærming finner man i de kommunale vann- og kloakkavgiftene, men det er kun de finansielle kostnadene det er anledning til å kreve inn. For de øvrige sektorer synes det i stor grad å være vannbrukerens/forurenserens betalingssevne som er utgangspunkt for fastsetting av betalingskrav, snarere enn faktisk påvirkning.

## 3.4 Eksempler på bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning

### 3.4.1 Avgift på plantevernmidler

Fra 1998 har det vært innkrevd miljø- og kontrollavgift på alle produkter som omsettes som plantevernmidler. Fra 1999 ble avgiftssystemet lagt om til en differensiert miljøavgift på plantevernmidler. Fram til 2009 ble avgiften innkrevd av Landbruks- og matdepartementet, men fra 2010 er den omdefinert til en ordinær særavgift.

Avgiften er hjemlet i "matloven" (lov om matproduksjon og mattrygghet mv.) mens nærmere regler for beregning av avgiften er fastsatt i forskrift (26. juli 2004 nr. 1138 om plantevernmidler § 30). Avgiften er arealbasert og differensieres etter plantevernmidlenes risiko for helse- og miljøskader. Plantevernmidlene plasseres i syv avgiftsklasser avhengig av helse- og miljørisiko.

§ 30 har følgende ordlyd:

"Miljøavgiften for det enkelte preparat skal beregnes ut fra den til enhver tid fastsatte basisavgift pr. dekar, samt den avgiftsklasse preparatet er plassert i. Basisavgiften fastsettes av Landbruksdepartementet. Klebemidler og andre tankblandingsmidler, samt makrobiologiske preparater er unntatt fra miljøavgift. Mattilsynet beregner miljøavgiften for det enkelte preparat basert på normal arealdose.

Avgiftsklassene inneholder følgende preparatgrupper:

- a) Avgiftsklasse 1 (preparater med lav helse- og miljørisiko; faktor 0,5)
- b) Avgiftsklasse 2 (preparater med lav helse- og middels miljørisiko, eller middels helserisiko og middels miljørisiko; faktor 3)
- c) Avgiftsklasse 3 (preparater med middels helse- og miljørisiko, eller lav helserisiko og høy miljørisiko, eller høy helserisiko og lav miljørisiko; faktor 5)
- d) Avgiftsklasse 4 (preparater med middels helserisiko og høy miljørisiko, eller høy helserisiko og middels miljørisiko; faktor 7)
- e) Avgiftsklasse 5 (preparater med høy helse- og miljørisiko; faktor 9)
- f) Avgiftsklasse 6 (hobbypreparater som er konsentrerte; faktor 50)
- g) Avgiftsklasse 7 (hobbypreparater som foreligger i bruksferdig stand; faktor 150)

Mattilsynet fastsetter avgiftsklassen for hvert godkjent preparat i henhold til interne retningslinjer.

Mattilsynet fastsetter nærmere bestemmelser om oppkreving, innbetaling mv. "

### 3.4.2 Tilskudd til miljøvennlig drift i landbruket

Økonomiske virkemidler kan også ha form av tilskudd – fortrinnsvis til produkter eller praksis man ønsker å fremme. Som eksempel på tilskudd til "ønsket miljøadferd" vil vi her omtale tilskudd til miljø innen landbruket.

Landbrukssektoren omfatter primærnæringsvirksomhet innen jord-, skog- og hagebruk. Karakteristisk for landbrukssektoren er at det er et stort antall virksomheter (landbruksforetak) der mulig påvirkning på vannmiljøet både er knyttet til punktkilder og diffus avrenning fra arealer.

Forvaltningen av miljøvirkemidlene i landbruket er tredelt:

- Nasjonalt miljøprogram som blant annet inkluderer areal- og kulturlandskapstilskudd
- Regionalt miljøprogram (RMP)
- Kommunale miljømidler (SMIL-midler)

For vannområdet er de viktigste økonomiske virkemidlene i jordbruket ulike ordninger under regionale miljøprogram (RMP), ordningen med tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket (SMIL), miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel og miljøkrav knyttet til produksjonstilskudd (PT). Forskrift om produksjonstilskudd hjemler også mulighet for å fastsette lokale/regionale forskrifter om jordarbeiding som blant annet bidrar til redusert erosjon og derav redusert avrenning. To fylker har fastsatt lokale/regionale forskrifter om jordarbeiding og lignende tiltak hjemlet i forskrift om produksjonstilskudd. Disse forskriftene gjelder for fem vannområder i Østfold og Akershus. Kombinasjonen av regional forskrift og tilskudd fra de regionale miljøprogrammene har medført høy oppslutning om jordarbeidingstiltakene. Det vises til evalueringen av jordarbeidingstiltakene i regionale miljøprogram (Bioforsk rapport nr. 51 2008).

I tillegg finnes ulike juridiske virkemidler som forskrift om gjødselvarer av organisk opphav, forurensningsforskriften, plantevernmidelforskriften m.fl.

Den overordnede målsettingen med det nasjonale miljøprogrammet er å bidra til økt målretting av miljøarbeidet i landbruket og til bedre synliggjøring av landbrukets samlede miljøinnsats. Det nasjonale programmet skal sikre en felles landbrukspolitikk for hele landet.

Det regionale miljøprogrammet (RMP) skal sikre forankring av miljøarbeidet på fylkes- og kommunalt nivå. Tiltakene i RMP har som formål å berike det biologiske mangfoldet og å redusere miljøbelastningen fra landbruket.

I utforming av RMP legges det opp til at fylkene skal prioritere og innrette programmene ut fra de utfordringene som finnes regionalt.

De kommunale SMIL-midlene har som formål å ivareta de helt spesielle miljøverdiene. Det kan være gamle slåtteeenger eller kulturhistoriske landbrukseiendommer, men også etablering av fangdammer for å redusere forurensning. Prioritering av midlene gjøres i den enkelte kommune ut fra kommunale strategier for bruk av midlene.

Landbruks- og matdepartementet har delegert kompetanse og avgjørelser til det lokale og regionale nivået, og det uttrykkes at kommune- og fylkesnivået skal ha et handlingsrom som muliggjør lokale tilpasninger og variasjon av tiltak, samtidig som det understrekes at ikke hver region kan ha sin egen landbrukspolitikk.

### **Regionalt miljøprogram**

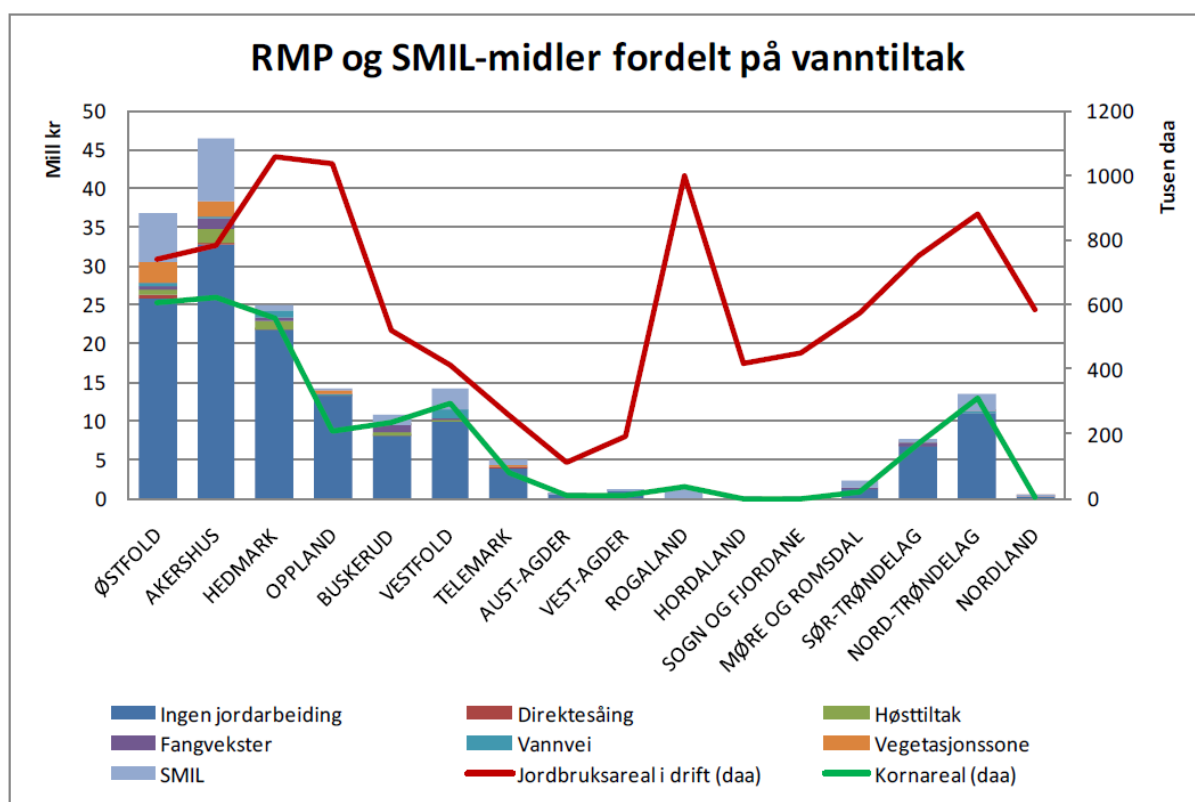
Fylkesvise tilskuddsordninger er utarbeidet for miljøtiltak i landbruket gjennom Regionalt Miljøprogram (RMP). Jordbruksforetak kan søke om regionale miljøtilskudd via kommunene. Kommunene fatter vedtak mens fylkesmannen er klageinstans. Alle som ut fra retningslinjene har rett på å motta støtte, får dette gjennom RMP. Satsene kan imidlertid bli justert i forhold til antallet som er søknadsberettiget. Totalt 410 millioner kroner ble satt av over jordbruksavtalen til søknadsomgangen 2010.



Ordningen omfatter særskilte miljøformål i landbruket:

- avrenning til vassdrag
- kulturlandskap og kulturminner
- friluftsliv
- biologisk mangfold

Det er et RMP i hvert fylke. Ordningene er utarbeidet gjennom en åpen prosess hvor frivillige organisasjoner, kommuner og fylkeskommunen involveres. Det skal også legges opp til arbeidsmåter og prosesser som sikrer deltakelse fra næringen. Med grunnlag i disse prosessene skal fylkesmannen utforme mest mulig målrettede økonomiske virkemidler. De fylkesvise miljøutfordringene i jordbruket er identifisert og prioritert regionalt. Programmene gir føringer for bruken av de kommunale miljøvirkemidlene i SMIL-ordningen. (SLF 2011)



Figur 3. Fordeling av midler til vanntiltak under RMP og SMIL 2010 (SLF 2011)

### Spesielle miljøtiltak i jordbruket (SMIL)

I hver kommune utarbeides det retningslinjer for SMIL. Formålet med midlene er i henhold til "Forskrift om tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket" av 4.2.2004 å fremme natur- og kulturminneverdiene i jordbrukets kulturlandskap og redusere forurensingen fra jordbruket, utover det som kan forventes gjennom vanlig jordbruksdrift. Med utgangspunkt i de utfordringer som finnes lokalt, skal kommunen i samarbeid med næringsorganisasjonene og andre interessenter, utarbeide tiltaksstrategier. Midlene overføres fra staten til fylkesmennene, som foretar en viderefordeling til kommunene på bakgrunn av innmeldt behov, kommunale tiltaksstrategier og tidligere oppnådde resultater. De kommunale retningslinjene, den kommunale tiltaksstrategien med årlig oppdatering og gjeldende landbruksplan danner

føringer for tildeling av midlene i kommunen. Tiltak med kostnadsoverslag over kr 100 000, avgjøres politisk, mens mindre tiltak avgjøres etter administrativ behandling.

Midlene skal prioriteres til de viktigste miljøoppgavene i landbruket i kommunen, som kommer fram i den årlige tiltaksstrategien. For hydrotekniske tiltak i Stjørdal kommune prioriteres for eksempel tiltak i nedbørsfelt til vannforekomster med "dårlig tilstand" i "Forvaltningsplan for Stjørdalsvassdragets vannområde". Søkere som mottar produksjonstilskudd må legge fram miljøplan trinn 2. Andre søkere må legge fram en tilsvarende plan som omfatter målsettinger for miljøinnsatsen på eiendommen og planer for gjennomføring av tiltak (Stjørdal kommune 2009).

### **Miljøstrategi for landbruket**

I "Landbruks- og matdepartementets miljøstrategi 2008-2015" (LMD 2008) slås det fast at flere av de jordbrukspåvirkede vassdragene ikke har god tilstand i henhold til vannforskriften, og at det er behov for videre tiltak for å redusere nærings saltbelastningen fra jordbruket.

Det heter i strategien blant annet at man skal legge til rette for reduksjon av erosjon og nærings saltavrenning i jordbruksforurensede vassdrag ved å gi landbruksmyndighetene et hjemmelsgrunnlag for å sette strengere miljøkrav for jordbruket i sterkt forurensede vassdrag og kystområder, godkjenne og implementere 2. generasjons regionale miljøprogram (RMP) med ytterligere målretting mot sårbare vannforekomster og tilrettelegging for mer forvaltningseffektive ordninger gjennom harmonisering på tvers av fylker og bedre målrettingen av SMIL-midler til forurensningstiltak mot forurensede vassdrag

Det heter også at tiltak for å redusere forurensningen fra landbruket vil komme gjennom forskrifter og gjennom økonomiske virkemidler i de regionale miljøprogrammene i jordbruket, ved blant annet å gi hjemmel til å fastsette forskrift om tiltak i de vassdragene der dette er nødvendig. Formålet er å skreddersy tiltak mot de største miljøutfordringene.

Det er flere økonomiske virkemidler knyttet til forurensning i regionale miljøprogram (RMP) med ordningen relatert til endret jordarbeiding som de største. I videreføringen av RMP, skal det i henhold til LMD (2008) blant annet legges opp til å gi ordningene en tydeligere geografisk avrensning og iverksette strengere miljøkrav for å øke måloppnåelsen. Dette gir anledning til for eksempel å kombinere ulike tiltak i områder med sårbare vannforekomster.

LMD (2008) skriver også at de fra 2008 har iverksatt et pilotprosjekt med arealtilskudd for areal som gjødsles med stripespreder, injeksjonsutstyr, eller rask nedmolding av gjødselen etter spredning for å stimulere til redusert ammoniakktap og dermed redusere behovet for nitrogenholdig mineralgjødsel. Slik spredepraksis vil kunne redusere avrenningen av fosfor og nitrogen.

### **Morsaprosjektet- et pilotprosjekt i landbruket**

Nedbørsfeltet til Morsavassdraget går over to fylker og inkluderer 8 kommuner. Ansvaret for vannkvaliteten har vært underlagt flere ulike sektorer og ansvaret har vært delegert til lokal forvaltning som i mindre grad har sett nedbørsfeltet som en helhet agenda. I 1999 ble Morsaprosjektet startet som et lokalt initiativ med samarbeid mellom kommuner, regionale myndigheter og interessenter. Hovedmålet var å forbedre vannkvaliteten i nedbørsfeltet da det var store problemer knyttet til eutrofiering. Morsaprosjektet ble reorganisert til et vannområdeutvalg i 2007 i forbindelse med implementering av vanddirektivet, og er nå et pilotprosjekt med finansiering fra myndighetene. Prosjektet har en heltidsansatt prosjektleder. Strategien har bestått av frivillig deltakelse, motivasjon, rådgivning og samarbeid, møter med bønder, gårdsbesøk, miljøplanlegging knyttet til de enkelte gårder, kontakt med

forskningsinstitusjoner, lokale tiltaksprogrammer, og sist men ikke minst juridisk bindende avtaler med bøndene kombinert med økonomiske incentiver. Bøndene ble oppfordret til å signere en avtale som gjorde at de skulle motta finansiell støtte til å dekke ekstrakostnader ved å implementere et sett av restriksjoner og tiltak for å redusere fosforavrenning for en periode på 3 år. Ved slutten av juni 2008 hadde 30 av 40 bønder signert avtale (Skarbøvik og Bechmann 2010).

## Avtale i Morsa:

- Bruk av mindre P gjødsel enn det nasjonale anbefalte nivået
- Ingen bruk av husdyrgjødsel
- Ingen jordarbeiding om høsten
- Ingen dyrking av poteter eller grønnsaker på felt som er flomutsatt
- Etablering av 10 meter buffersoner langs åpent vann
- Etablering av gresskledd vannveier ved stor risiko for erosjon
- Etablering av kunstige våtmarker dersom dette ble anbefalt
- Akseptere eksperimenter på potet/grønnsakåkere for å skaffe mer kunnskap om effekt av redusert fosfor

### 3.4.3 Kommunale vann- og avløpsgebyrer

Kommunale vann- og avløpsgebyrer er fastsatt i medhold av lov om kommunale vass- og kloakkavgifter og beskrevet i forurensningsforskriften kapittel 16. Nærmere retningslinjer for beregning av selvkost for kommunale betalingstjenester er gitt av kommunal- og regionaldepartementet (2003).

Forskriften slår fast at vann- og avløpsgebyrene ikke skal overstige kommunens nødvendige kostnader på henholdsvis vann- og avløpssektoren. Ved beregning av selvkost bør de til enhver tid gjeldende retningslinjer for kommunale betalingstjenester legges til grunn.

Kommunen fastsetter i forskrift regler for beregning og innkreving av vann- og avløpsgebyrene, samt gebyrenes størrelse, innenfor rammene av forskriften. Før kommunen gjør vedtak om gebyrenes størrelse, skal det foreligge et overslag over kommunens antatte direkte og indirekte kostnader knyttet til drifts-, vedlikeholds- og kapitalkostnader på henholdsvis vann- og avløpssektoren for de nærmeste tre til fem år. Overslaget skal så vidt mulig utarbeides i sammenheng med kommunens rullerende økonomiplan. Det skal også foreligge et overslag over hvilke beløp gebyrene antas å innbringe.

Det heter videre om årsgebyr i (§16-4):

”Årsgebyret skal enten beregnes på grunnlag av vannforbruk, eller en todelt gebyrordning med en fast og en variabel del. Vannforbruket baseres på målt eller stipulert anslag. For eiendom hvor vannmåler ikke er installert, skal vannforbruket stipuleres på grunnlag av bebyggelsens størrelse. Det stipulerte forbruket skal i størst mulig grad tilsvare reelt forbruk. Det kan dessuten tas hensyn til bebyggelsens art og den bruk som gjøres av den, samt eiendommens størrelse og beskaffenhet”.

Både kommunen og den enkelte gebyrpliktige kan kreve at årsforbruket skal fastsettes ut fra målt forbruk. Den enkelte gebyrpliktige må selv bekoste slik måling, og målingen må utføres med vannmåler etter kommunens anvisning.

Det kan ikke fastsettes minimumsgebyr fra 1. januar 2008.

For eiendom som ikke brukes som bolig, kan det fastsettes særlige regler for gebyrberegning eller inngås særlige avtaler. (...)"

Paragraf 16-5 om "Ulike gebyrsatser" er interessant i vår sammenheng:

"Det kan fastsettes lavere tilknytningsgebyr for eiendommer der det er betalt refusjon eller annen form for opparbeidelseskostnader for vann- og/eller avløpsanlegg som er utført etter planer godkjent av kommunen.

Det kan fastsettes ulike gebyrsatser for tilknytnings- og årsgebyr dersom et vann- eller avløpsanlegg eller større enhet av dette medfører vesentlig høyere eller lavere kostnader enn de øvrige.

Det kan videre fastsettes ulike gebyrsatser for tilknytnings- og årsgebyr for ulike boligkategorier, der det er ulike kostnader forbundet med betjening av ulike boligkategorier.

Det kan fastsettes ulike gebyrsatser for avløpsvann som forurensningsmessig avviker fra vanlig kommunalt avløpsvann.

De begrensninger som fremgår av annet til fjerde ledd gjelder ikke fordelingen av den faste delen av årsgebyret ved bruk av todelt gebyrordning. "

#### **3.4.4 Eksempler på økonomiske virkemidler innenfor kraftbransjen**

I Norge tilhører vassdraget i henhold til gjeldende lover eieren av den grunn det dekker, men ingen har lov til å iverksette tiltak i vassdrag som kan være til nevneverdig skade eller ulempe for noen allmenne interesser i vassdraget uten tillatelse (konsesjon), med unntak av grunneier som kan ta ut vann til husholdning og husdyr på eiendommen. For utnyttelse av fallrettigheter er det grunneieren som har rettighetene og skal ha betalt for utnyttelsen enten via private avtaler eller gjennom skjønn. Skader og ulemper som påføres grunneiere som følge av tiltak i vassdrag (for eksempel vannkraftutbygging) gjøres opp enten via minnelige avtaler eller erstattes ved skjønnsprosedyrer.

Per i dag forlanges det ikke betaling til det offentlige fra tiltakshavere som ønsker å utnytte en vannforekomst til kraftproduksjon eller annen utnyttelse. Det er det offentlige som bærer kostnadene ved konsesjonsbehandlingen. Søker betaler eventuelle konsekvensutredninger for sitt prosjekt.

Når tillatelse/ konsesjon er gitt, kan NVE pålegge tiltak for å bøte på skadene/ ulempene for allmenne interesser. De tiltakene som eventuelt pålegges, betales av tiltakshaver/ konsesjonær. Kostnadene ved tiltakene skal avveies mot nytten. NVE har også hjemmel i konsesjonene til å pålegge hydrologiske undersøkelser og etterundersøkelser av virkningene av tiltaket. Det er tiltakshaver som må betale dette.

Miljøtilsynet er 100 % gebyrfinansiert ved at de som har konsesjon må innbetale til statskassen et beløp som i utgangspunktet skal dekke de kostnader NVE har med å påse at

konsesjonsvilkårene overholdes. For ikke å gjøre dette systemet for byråkratisk har man blitt enige med bransjen om at kostnadene beregnes ut fra tiltakshavers produksjon av kraft. Der det ikke er kraftproduksjon og for de minste kraftprosjektene er det en minstesats (denne minstesatsen er nå kr 2000). Det arbeides imidlertid med å få til et bedre system.

Ved konsesjon gitt etter vassdragsreguleringsloven eller industrikonsesjonsloven plikter kraftverkseier å betale en årlig avgift til staten og de berørte kommunene. De kan også pålegges å betale næringsfond. NVE beregner mengde konsesjonsavgifter og fordeling mellom de berørte kommunene. Avgiftssatsene indeksjusteres hvert femte år av NVE. Små kraftverk bygd etter vannressursloven kan også pålegges å betale konsesjonsavgift dersom midlere årsproduksjon er over 40 GWh. Hjemmelen finnes i vannressurslovens § 19. Små kraftverk må også betale konsesjonsavgifter dersom de benytter vann fra regulerte magasiner.

Konsesjonsavgifter skal være en kompensasjon til kommunene for generelle skader og ulemper som følger av utbygging av vannfall/regulering og som ikke blir kompensert på annen måte. Avgiftene skal også gi kommunene en andel av den verdiskapningen som utbyggingen/reguleringen(e) gir. Konsesjonsavgifter (og konsesjonskraft) er basert på en beregning av kraftverkets teoretiske produksjonskapasitet, som fastsettes ut fra fallhøyde og vannføring gjennom kraftverket (kraftgrunnlaget, beregnet i naturhestekrefter).

Kraftverkseier betaler årlig konsesjonsavgift til berørte kommuner og staten. NVE beregner og fordeler konsesjonsavgiftene mellom kommunene. Fordelingen av konsesjonsavgifter skal behandles på nytt hvert 10. år.

For år 2009 ble det innbetalt ca. 691 millioner kroner i konsesjonsavgifter, hvorav ca. 134 millioner kroner gikk til staten og 557 til kommuner.

Næringsfond kan pålegges i henhold til vassdragsreguleringsloven og industrikonsesjonsloven og i enkelte tilfeller ved utbygging etter vannressursloven.

Næringsfond blir normalt fastsatt i henhold til størrelsen på kraftproduksjonen og ulempene utbyggingen forårsaker. Sett i forhold til årlig kraftproduksjon, har næringsfond i konsesjoner de siste årene utgjort en kostnad på under 0,1 øre/kWh til over 1 øre/kWh. Engangsutbetalingen er da omregnet til en årlig kostnad over kraftverkenes levetid.

Konsesjonsavgiftsmidler og næringsfond danner et fond som skal anvendes til fremme av næringslivet i kommunen ([www.nve.no/no/Konsesjoner/Vannkraft/Konsesjonsavgifter](http://www.nve.no/no/Konsesjoner/Vannkraft/Konsesjonsavgifter)).

### **Miljøfond og dekking av utgifter til kulturminne-registrering mv. ved revisjon av Vinstravassdraget**

Ved revisjon av konsesjonsvilkårene for vassdrag fastsettes nye vilkår for konsesjon. Det er knyttet interesse til de revisjonene som er gjort og skal gjøres etter innføring av vanddirektiv og vannforskrift. I vilkårene kan det også fastsettes betaling til fond etc.

For kulturminner er det etablert et system som gjør at kulturminnemyndighetene kan gjennomføre tiltak/ utgravinger /registreringer etc. for å ivareta kulturminneinteressene (sektoravgift for kulturminner). Avgiften beregnes ut i fra magasinkapasitet. Pengene kreves inn av NVE, og midlene utbetales over statsbudsjettet (NVE, pers.medd. februar 2011).

Ved revisjon av konsesjonsvilkårene i Vinstravassdraget fastsatt ved Kgl.Res. 10.12.2008, ble det fastsatt krav om vilkår knyttet til innbetaling til et fond for naturforvaltning og krav til å dekke kostnader ved registrering, undersøkelse etc. av kulturminner.

*Post 7 Naturforvaltning* får følgende ordlyd:

"Når de reviderte vilkår er fastsatt, plikter konsesjonæren å innbetale et engangsbeløp på 6 millioner kroner til opphjør av fisk/vilt/friluftsliv fordelt med 1 500 000 kroner til hver av kommunene Nord-Fron, Øystre Slidre og Sør-Fron, 1 000 000 til Vang kommune og 500 000 til Vågå kommune. Beløpet avsettes i et fond særskilt for hver kommune som etter nærmere bestemmelse av kommunestyrene skal anvendes til fremme av fisk/vilt/friluftsliv. Vedtekter skal godkjennes av fylkesmannen."

*Post 9 Kulturminner* lyder som følger:

"Det tilrås fastsatt et vilkår om kulturminner i medhold av vassdragsreguleringsloven § 12 nr. 17. Departementet går inn for at det opprettes en sektoravgift til kulturminnevern i utbygde vassdrag. Som grunnlag for fastsettelse av sektoravgiften, foreslår departementet at det i saker som gjelder revisjoner av konsesjonsvilkår skal betales inn et engangsbeløp på 7.000,- kr per GWh magasinkapasitet. Beløpet skal dekke utgifter til registreringer, undersøkelser, utgravninger, konservering og sikringstiltak. Det er en forutsetning at undersøkelsene foretas når magasinene likevel er nedtappet, slik at det ikke vil være til ulempe for reguleringen av vassdraget.

#### **3.4.5 FoU-avgift på fiskeoppdrett**

I henhold til lov om avgift til forskning og utvikling i fiskeri- og havbruksnæringen, er formålet med loven å styrke finansieringen av forskning og utvikling (FoU) for å legge til rette for økt verdiskaping, miljøtilpasning, omstilling og nyskaping i fiskeri- og havbruksnæringen.

Den som eksporterer fisk og fiskevarer eller andre marine ressurser samt varer hvor marine ressurser utgjør en vesentlig del, kan pålegges å betale en avgift beregnet av verdien ved eksport.

Avgiftsmidlene forvaltes av et styre oppnevnt av departementet. Utgifter til forvaltning og administrasjon av ordningen dekkes av avgiftsmidlene.

Loven ble vedtatt i år 2000. I Ot.prpnr.32 "Om lov om avgift til forskning og utvikling i fiskeri- og havbruksnæringen" som ble godkjent i statsråd 3. mars 2000, diskuteres mål med ordningen og midlenes bruksområde.

Målet for ordningen er å øke den næringsrettede forsknings- og utviklingsaktiviteten med sikte på å oppnå høyere verdiskaping i fiskeri- og havbruksnæringen. Bruksområdene for FoU-avgiften skal være næringsrettet FoU, programmer og større prosjekter, og fellestiltak for hele eller deler av næringen. FoU-avgiftsmidlene kan benyttes til utfyllende aktiviteter til etablerte ordninger og programmer i regi av for eksempel Norges forskningsråd og FoU-aktiviteter i skjæringsfeltet mellom forskning og næringsutvikling. Strategiarbeid, utredninger og handlingsplaner knyttet til FoU-innsatsen omfattes av ordningens bruksområde.

Det legges til grunn at næringen skal bestemme disponeringen av midlene i samråd med Norges forskningsråd.

Fra april 2010 gjelder at FoU-avgiften skal beregnes av fob-verdien ("free on board", dvs. verdien ved passering av eksportlandets grense) av eksportert fisk og fiskevarer. Avgiftssatsen skal utgjøre 3 promille av avgiftsgrunnlaget.

### 3.4.6 Frivillige avtaler

Markedsbaserte økonomiske incentiver kan også dreie seg om frivillige avtaler. Bruken av slike avtaler er økende på miljøfeltet. Slike avtaler kan dreie seg om:

1. Ensidige forpliktelser der økonomiske aktører etablerer standarder og programmer for miljøforbedring.
2. Frivillige avtaler mellom to økonomiske aktører som blir enige om regler og praksis som vil være gunstig for begge parter. Ofte innebærer dette at den ene parten gir en økonomisk kompensasjon for tap av inntekter hos den andre part.
3. Offentlige frivillige ordninger der offentlige institusjoner etablerer et sett av minimumsstandarder som bedrifter kan bestemme seg for å følge (f.eks. miljømerking).
4. Frivillige eller fremforhandlede avtaler der staten samarbeider med bedrifter for å bli enige om resultatmål basert på forpliktelser fra begge parter. Slike frivillige avtaler brukes i Norge for utslipp til luft.

Miljøverndepartementet (MD) og Norsk Industri (NI) inngikk en avtale i 2001 om å redusere svovelutslippene, og denne er nå forlenget til 2014. Avtalen fra 2001 har bidratt til å redusere Norges utslipp av svovel og vil sikre at Norge fortsatt overholder sine forpliktelser. I forbindelse med avtale om videreføring uttalte miljøvernministeren at svovelavtalen har virket, og at Norges samlede utslipp av svovel i 2009 var langt lavere enn det Norge har forpliktet seg til i henhold til internasjonale avtaler.

Prosessindustrien står for to tredeler av norske svovelutslipp. Ved inngåelse av intensjonsavtalen mellom MD og NI påtok prosessindustrien seg å redusere de årlige svovelutslippene med minst 5 000 tonn. Utslippsreduksjonene er nedfelt i bedriftenes utslippstillatelser og blir dermed juridisk forpliktende.

Industrien har redusert sine utslipp av svovel i tråd med avtalen, og NI har gitt uttrykk for at frivillige avtaler er en effektiv måte å redusere utslippene på.

Høsten 2009 ble det inngått en avtale mellom myndighetene (regjeringen) og industrien (Norsk Industri) om frivillige klimagassutslipp, der prosessindustrien forpliktet seg til å redusere sine klimagassutslipp. Det ble satt et tak på utslipp fra industrien som verken er kvotepliktig eller betaler CO<sub>2</sub>-avgift.

Avtalen satte et tak på 6,2 millioner tonn CO<sub>2</sub> og andre klimagasser per år i perioden 2008-2012. Dette er en reduksjon av utslippene på 44 % sammenlignet med utslippsnivået i 1990. I 2007 var utslippene fra prosessindustrien på 6,4 millioner tonn. Avtalen gjelder fram til 2012. Fra 2013 vil disse bedriftene ha kvoteplikt dersom Norge blir en del av EUs kvotesystem fra 2013. Avtalen omfatter alle prosessindustribedrifter som ikke er kvotepliktige og som er medlemmer av NI. Det betyr at bedriftene er solidarisk ansvarlige for at utslippstaket ikke overskrides. De skal hindre overskridelser enten ved å kutte egne utslipp eller kjøpe tilstrekkelige kvoter. En særskilt avtale for innkjøp av energi- og klimaeffektivt utstyr i industrien skal fremforhandles.

## 4 Relevante utenlandske erfaringer og planer/utredninger

I dette kapittelet vil vi gi noen eksempler på bruk av økonomiske virkemidler i vannforvaltningen i andre utvalgte land. Vi tar ikke sikte på å gi et fullstendig bilde eller oversikt over bruken av økonomiske virkemidler benyttet innen vannforvaltningen. Hensikten har vært å trekke fram noen eksempler på bruk eller utredninger der erfaringene antas å kunne ha en viss overføringsverdi til Norge.

### 4.1 Skottland

I Skottland beskrives økonomiske incentiver som viktige for å muliggjøre frivillige initiativer og lette byrden for dem som må gjennomføre tiltak på grunn av vanndirektivet. Eksempler på bruk av økonomiske incentiver i Skottland er bl.a.:

- "Rural development contracts" i henhold til "Scotland Rural Development Programme (SRDP)". Disse avtalene gir finansiell støtte til frivillige initiativ fra grunneiere og frivillige grupper for tiltak som inkluderer fjerning av demninger, vegetasjonssoner langs elver samt fangdammer og våtmark.
- Offentlig finansiering fra Scottish Water for å redusere press fra vannforsyning og avløp.
- Finansiering fra den skotske regjeringen via Scottish Environmental Protection Agency (SEPA) støtter restaureringsaktiviteter som skal redusere påvirkningen fra tidligere aktiviteter.
- Avgifter for lisenser på vannbruk (Water Environment Controlled Activities Scotland Regulations 2005) som varierer avhengig av omfanget på aktiviteten og risikoen for påvirkning av vannmiljøet.

Anneks III i forvaltningsplanene beskriver kostnadsdekning av vanntjenester. Dette beskrives som viktig for å nå målene i vanndirektivsarbeidet. Skottene har introdusert dette prinsippet i overensstemmelse med prinsippet om at påvirker skal betale. I utviklingen av system for kostnadsdekning av vanntjenester, har man tatt hensyn til sosiale, økonomiske og miljømessige effekter, samt geografiske og klimatiske forhold i vanddistriktet.

To nøkkelmekanismer for kostnadsdekning av vanntjenester nevnes i Anneks III:

- Vannforsyning fra offentlige myndigheter
- Kontrollregime for å sikre bærekraftig vannbruk.

### Vannforsyning

Det er kun én offentlig leverandør av vann- og avløpstjenester i Skottland, nemlig Scottish Water, og de står for vannforsyning og avløpshåndtering hos størstedelen av Skottlands 5,2 millioner innbyggere. Scottish Water er ansvarlig myndighet i henhold til "Water Environment and Water Services (Scotland) Act 2003". Som ansvarlig myndighet, må Scottish Water levere vann- og avløpstjenester på en slik måte at målene i vanndirektivet nås. Scottish Water opererer innenfor et regelverk etablert av det skotske parlamentet der det er satt mål om kostnadseffektiv måloppnåelse. Scottish Water er utelukkende finansiert av avgifter fra brukerne. Husholdningene betaler årlig vann- og avløpsavgift i forhold til den anslåtte verdien av eiendommen (8 verdikategorier), og avgiften administreres av lokale myndigheter som overfører midlene til Scottish Water. "Single occupancy householders" betaler en lavere avgift, mens studenter og visse frivillige organisasjoner er fritatt fra vann- og avløpsavgifter. Skotske husholdninger betalte (2010) i gjennomsnitt 324£ i året i vann- og avløpsgebyr. I og med at Skottland er så rikt på vann, har man vurdert det slik at direkte skattemessige incentiver for å få husholdningene til å spare vann er unødvendig for å nå målene i vanndirektivet. Der vannresipienten kan få forringet tilstand ved betydelig uttak av vann, griper kontrollregimet inn.

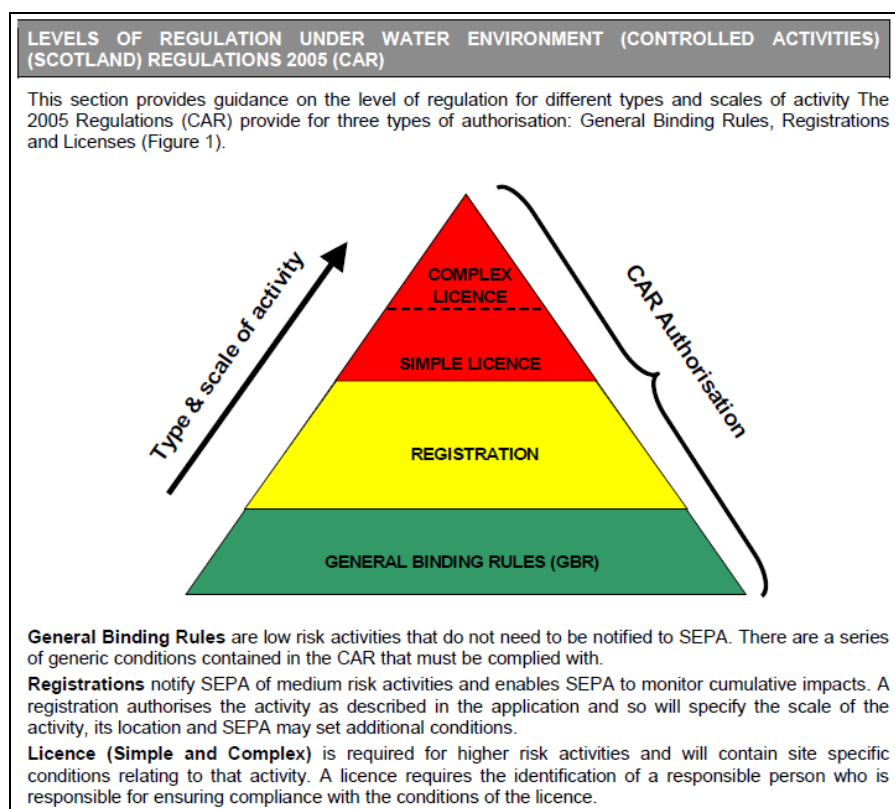


Scottish Water er helt atskilt fra SEPA, men er SEPAs største kunde. SEPA regulerer Scottish Waters vannuttak, avløpsrensing og utslipp, samt beredskap for overløp og flom etc.

### Kontrollregime

Skottland har innført et kontrollregime for å sikre bærekraftig vannbruk. Dette er inndelt i

- 1) generelle betingelser for lavrisikoaktiviteter som ikke trenger å meldes inn til SEPA,
- 2) registrering av aktiviteter med middels risiko som gjør det mulig for SEPA å overvåke påvirkning på vannmiljøet, samt
- 3) lisenser for høyrisikoaktiviteter.



Figur 4. Oversikt over ulike reguleringsnivåer i henhold til "water environment controlled activities Scotland regulations 2005 (CAR)".

Gjennom Controlled Activities Regulations er SEPA ansvarlig for å regulere forurensende utslipp til vannmiljøet, bygging og drift av dammer, uttak av vann, samt ingeniørarbeid som påvirker elver og innsjøer. Kontrollregimet som ble introdusert i 2005, krever forhåndstillatelse for enhver aktivitet som sannsynligvis vil ha en innvirkning på vannmiljøet. Regimet setter krav til aktiviteten og krever at aktørene må gjennomføre eventuelle tiltak som er nødvendige i forbindelse med aktiviteten slik at målene i vanddirektivet nås. Regimet regnes derfor som det viktigste verktøyet for å sørge for kostnadseffektive tiltaksprogrammer.

SEPA har også fått på plass en avgiftsordning for å dekke sine egne kostnader ved implementeringen av vanddirektivet direkte knyttet til dette regimet. Avgiftsordningen ble utformet av SEPA gjennom to års samarbeid med ulike interessenter. Dette er i følge SEPA første gang et offentlig organ har utformet en avgiftsordning med involvering av dem som blir berørt av avgiftene. Omtrent 50 % av finansieringen av Scottish Environment Protection Agency (SEPA) er gjennom avgifter fra kundene. Resten er finansiert gjennom statstilskudd.

Dette er gjort i henhold til prinsippet om at påvirker skal betale. Det finnes 14 ulike avgiftsordninger i SEPA-systemet og vanddirektivet/"controlled activities regulation" (CAR)-ordningen står for ca. 60 % av avgiftsinntektene til SEPA.

Avgiftsordningen er risikobasert og er utformet som en operasjonalisering av prinsippet om at påvirker skal betale. Miljøriskoen ved aktiviteten påvirker også nivået på vurdering, inspeksjon og overvåking som SEPA utfører. Ordningen administreres av de 22 lokale SEPA-kontorene i Skottland og er godkjent på ministernivå. Alle aktiviteter unntatt dem som anses å utgjøre en svært lav risiko må betale denne avgiften. 60 % av pengene som kommer inn gjennom dette regimet brukes til overvåking, mens resterende 40 % brukes til å støtte SEPAs myndighetsansvar.

Nøkkelprinsipper for avgiftsordningen er som følger:

- Rettferdig allokering av kostnader mellom alle vannbrukere inkludert industri, vanntjenesteleverandører og landbruk.
- Fokus på aktiviteter som sannsynlig vil ha størst påvirkning på vannmiljøet.
- Gi incentiver som fremmer god praksis.
- Gi sterkere incentiver til leverandører av miljøtjenester.

SEPAs avgiftsskjema introduserer en rekke faktorer for å nå disse målene, inklusive restriksjoner for følgende vannpåvirkninger:

- Utslipp
  - Godkjent mengde som kan slippes ut
  - Restriksjoner på kjemisk innhold i utslippet
- Vannuttak
  - Volum vann som kan tas ut
  - Lengde av vannforekomst påvirket av vannuttak
  - Størrelse på vannuttak fra vannforekomsten
- Beslaglegging ("impoundment")
  - Beslaglegging av vann
  - Sørge for fiskepassasjer
- Teknisk
  - Lengde på vannforekomst påvirket av teknisk arbeid.

SEPA er ansvarlig for at den regulerte virksomheten ikke forårsaker skade på vannmiljøet samt å sikre at nye aktiviteter ikke går på akkord med interessene til andre vannbrukere. I denne sammenheng setter SEPA vilkår i konsesjoner for å redusere utslipp og inngrep. De gjennomfører også inspeksjoner for å sjekke samsvar med de vilkår som er gitt i lisensen og evaluerer data som mottas fra lisenshaverne og vurderer om lisenser blir overholdt. De sjekker områder hvor det har blitt tatt ut for store mengder vann og fremmer for eksempel tiltak som gjør at ikke alt uttak skjer på samme tid. SEPA gjennomfører tvangstiltak overfor aktører som ikke har lisens eller som opererer utenfor vilkårene i lisensen. Dersom en lisenshaver ikke betaler avgiften, vil SEPA kunne søke betaling gjennom domstolene, og lisensen vil være ugyldig slik at aktuell aktivitet kan bli stoppet.

På SEPAs websider, er det lagt ut en kalkulator hvor man kan fylle ut et Excel-ark og beregne hvor stor avgift virksomheten pålegges. Her er det egne ark for de ulike kategoriene som påvirker vannmiljøet. I skjemaet for punktkilder, beregnes eksempelvis avgiften etter volum (m<sup>3</sup> per dag), innhold i utslipp (ulike spesifiserte kategorier), type vannresipient (innland, kystvann, grunnvann, estuarier) samt antall aktiviteter. Ut fra disse faktorene beregnes altså årlig avgift for virksomheten.

Point Source Subsistence Charges Calculator			
	Please Select from Drop Down List		
			Multiplier
Volume	V3 >20 - 100 m3/d	1.0	1
Content Factor *	B: Toxics - as specified	5	5
*(List for content factor is indicative please see proposed scheme for full definitions)			
Receiving Water	Inland Waters	1.0	1
Number of Activities	2 - 5 Activities	1.1	1.1
Financial Factor 2010/11	£696		
Annual Subsistence 2010/11			£3 828.00

Figur 5. Beregning av årlig avgift for en virksomhet med punktutslipp.

Det er egne standardskjemaer for søknad om lisens for vannuttak, utslipp, septiktanker og ingeniørarbeid. Knyttet til hvert av disse skjemaene er det en egen veiledning. Ved å vurdere en rekke faktorer, kommer man fram til hva slags lisens som er nødvendig for virksomheten.

Industri, foretak og husholdninger som tar ut vann fra, beslaglegger eller forurenses elver, innsjøer eller hav, er pålagt å ha en lisens for å drive med sine aktiviteter. SEPA pålegger et enkelt søknadsgebyr for å dekke kostnadene ved behandling av søknader og arbeidet med å utstede lisensene. Deretter betaler lisenshaverne en årlig avgift til SEPA som skal dekke inspeksjoner, overvåkning, prøvetaking og utredningsarbeid knyttet til hver lisens. Dette gebyret skal i tillegg dekke kostnadene med å overvåke eventuelle tekniske inngrep i eller tilknyttet vannforekomsten. De største næringene som betaler en slik avgift er vann- og avløpssektoren (Scottish Water), energiselskaper (kull, gass, kjernekraft og vannkraft), avfallsindustri, annen produksjonsindustri, fiskeoppdrett og landbruk. Årlig inntekt fra avgiftene er ca. £33 millioner.

For avgifter knyttet til vannuttak, tar for eksempel SEPA hensyn til:

1. Daglig vannvolum tatt ut
2. Vannkilde (elv, innsjø, elvemunning, sjø)
3. Hvor stor % av strøm/volum er lisenshaver lisensiert til å ta ut
4. Om vannet blir ført tilbake etter bruk
5. Dersom vannet slippes tilbake til vassdraget, hvor langt nedstrøms skjer dette (lengde vassdrag påvirket)
6. Sesongmessige variasjoner
7. Antall vannuttak lisenshaver har på en lisens.

Bedrifter og industrianlegg har vannmålere og betaler vann- og avløpsavgifter basert på volum forbrukt vann. I tillegg må man betale for industrispillvann (vann forurenset ved industriell

bruk) i henhold til volum og nivå av organiske stoffer i utslippet. For å kunne slippe ut industrispillvann, må forurenser ha lisens som begrenser både volum og forurensningsgrad.

Landbruket betaler en vanningsavgift. Gårdsbruk har vanligvis septiktanker og betaler derfor ikke avløpsavgift for husholdningen. Utslipp av forurenset vann, for eksempel silofôr og slamvann er forbudt. SEPA diskuterer aktivt med og gir råd til bønder om hvordan de skal unngå landbruksforurensning. Sauebønder betaler en årlig avgift til SEPA for en lisens til å bruke et middel som skal beskytte sauene mot parasitter. Denne lisensen definerer maksimale mengder som kan slippes ut på land og områder hvor de kan bruke dette middelet. Etter initiativ fra den skotske regjeringen, har ulike offentlige instanser som jobber med landbruk (inkludert SEPA, landbruksindustri og næringsutviklingsorganer) koordinert sitt arbeid og etablert SEARS – Scotland's Environmental and Rural Services. SEARS administrerer også ordningen med "Rural development contracts" i henhold til "Scotland Rural Development Programme (SRDP)". Disse avtalene gir finansiell støtte til frivillige initiativer fra grunneiere og frivillige grupper inkludert fjerning av demninger, vegetasjonssoner langs elver samt fangdammer og våtmark. Tilbakemeldingen fra jordbruk og arealforvaltning har vært svært positive til denne etableringen og bruken av de frivillige avtalene. Når det gjelder diffus forurensning fra landbrukskilder, har SEPA opprettet en ny "Diffuse Pollution Management Advisory Group", som skal utvikle en detaljert plan for bruk av lovverk, økonomiske og pedagogiske virkemidler for å takle diffus forurensning. Denne gruppen skal også bidra til å implementere planen og utvikle den underveis.

Det betales ikke gebyr for aktiviteter som bidrar til å forbedre vannmiljøet som f. eks. anleggelse av våtmarker eller restaurering av vassdrag. Det er også noen andre unntak fra gebyrordningen. Lavrisikoaktiviteter pålegges ikke slike avgifter. For eksempel kreves ikke gebyr for uttak av mindre enn 50 kubikkmeter vann per dag (gjennomsnittlig vannforbruk for 250 personer). Små kloakkutslipp fra mindre enn 15 personer blir heller ikke belastet med noen avgift. Tilsvarende gjelder for små vannkraftverk som er til privat eller kommunal bruk samt septiktanker hos privathusholdninger. Fullstendig liste over disse aktivitetene finnes i Annex 2 og Annex 3 av "Water Environment Charging Scheme Guidance"<sup>1</sup>.

Det risikobaserte kontrollregimet sammen med det risikobaserte avgiftssystemet ventes å bidra vesentlig til oppnåelse av miljømålene i vanddirektivet. Sammen gir de incentiver til effektiv vannbruk og minimering av miljø- og ressurskostnader. Både kontrollregimet og avgiftssystemet vil være under kontinuerlig gjennomgang og revideres dersom man finner det nødvendig i henhold til en "learning by doing"-tilnærming.

SEPA uttrykker at det er gode erfaringer med disse ordningene, og understreker at alle SEPAs avgifter er gjenstand for offentlig høring og godkjenning av regjeringen, men at kundegebyr/avgifter ofte er noe omstridt. De skotske avgiftsordningene har eksistert i mange år, og er allment akseptert siden de operasjonaliserer prinsippet om at påvirkere skal betale. Den siste tiden har det imidlertid vært stilt en del spørsmål fra kunder og offentlige organer om servicenivået og "value for money" fra avgiftene. Regulering og avgifter for utslipp av avløpsvann har vært gjeldende i mange år og regulering og overvåkning på dette området har gitt kontinuerlige forbedringer i i avløpsvannet og vannresipientene.

Avgiften skal være proporsjonal med risiko for påvirkning av vannmiljøet, og SEPA jobber med å finne enklere belastningsberegninger for alle sine avgiftsordninger for å gi mer "value for

---

<sup>1</sup> SEPA: Water Environment Charging Scheme Guidance.

[http://www.sepa.org.uk/about\\_us/charging\\_schemes/current\\_charging\\_schemes.aspx](http://www.sepa.org.uk/about_us/charging_schemes/current_charging_schemes.aspx)

money” for pengene fra avgiftsordningen.

## 4.2 Danmark

### **Kostnadsdekning for vanntjenester**

I ”Retningslinjer for utarbeidelse af indsatsprogrammer 2009” står det at forvaltningsplanene skal inneholde en rapport om hvilke praktiske tiltak som skal innføres for å gjennomføre prinsippet om kostnadsdekning for vanntjenester i vanddirektivet (Miljøministeriet 2010).

Videre forventes det at forvaltningsplanen skal informere om i hvilket omfang forskjellige sektorer bidrar til slik kostnadsdekning. Den danske Miljømålsloven beskriver ikke nærmere regler for slik kostnadsdekning, men vanddirektivet tolkes slik at dette gjelder for vann- og avløpstjenester. Kostnadsdekningen beskrives å forholde seg til alle kostnader forbundet med disse tjenestetypene, inkludert miljø- og ressurskostnader. Tiltaksprogrammet skal omfatte tiltak som i praksis oppmuntrer brukerne til effektiv vannbruk samt sikre at de ulike sektorer og husholdninger bidrar med et passende bidrag til kostnadsdekning av vanntjenester i overensstemmelse med prinsippet om at påvirker skal betale. Forvaltningsplanen skal altså så langt det lar seg gjøre inneholde opplysninger om årlige kostnader ved avløpshåndtering (om mulig oppdelt i husholdninger, industri og landbruk), årlige kostnader til drikkevannsforsyning (om mulig oppdelt i husholdninger, industri og landbruk), prognose for vannforbruk til 2015, prognose for kostnader til drikkevann- og avløpshåndtering til 2015. Disse analysene kan enten gjøres på vanddistriktsnivå eller på hovedvannområdenivå. I Danmark gjelder ensartede regler for vann- og avløpstjenester i hele landet.

### **Betaling for vannforsyning**

Anleggs- og driftsbidrag for kommunale vannforsyningsanlegg fastsettes av kommunalbestyrelsen i henhold til Vandforsyningslovens § 53. For private vannverk godkjennes også anleggs- og driftsbidrag av kommunalbestyrelsen etter en innstilling fra vannverket. I lovens § 52a beskrives det at vannforsyningens inntekter ikke må overstige dens utgifter, og at den kun må inneholde utgifter som er direkte relatert til den pågående vannforsyningens alminnelige vannforsyningsaktiviteter. Det er presisert at det kan innregnes nødvendige utgifter til distribusjon av vann, lønninger, andre driftskostnader, administrasjon, driftsmessige avskrivninger, forrentning av fremmedkapital og underskudd fra tidligere perioder i forbindelse med etablering og vesentlig utbygging av vannforsyningssystemene samt investeringer i forbindelse med nyinvesteringer. Utgifter til rådgivning av kundene om vannsparing kan også inkluderes i tillegg til utgifter til kartlegging, overvåkning og beskyttelse av vannressurser som vannforsyningen har en aktuell eller potensiell interesse av. Det er presisert at dette eksempelvis kan gjelde utgifter til tiltaksplaner, opprettelse og ledelse av et koordinasjonsforum, samt til administrasjon forbundet med å innkreve gebyrer.

Alle eiendommer som er tilsluttet et allment vannforsyningsanlegg i Danmark skal ha en vannmåler. Erfaringer fra Danmark har vist at det å sette inn en vannmåler reduserer vannforbruket med 5-15 %. Betaling gjøres etter målt forbruk. Det kan imidlertid gis rabatt på vannprisen til storforbrukere. Vannverkene har mulighet til å påvirke husholdningenes forbruk av vann ved å registrere unormale avvik i forbruk, redusere forsyningen, begrense hagevanning samt informere og bevisstgjøre brukerne. For vannforsyning betales et fast og et variabelt gebyr. Gjennomsnittet for det variable gebyret er 13 kr/m<sup>3</sup> inkludert avgift og moms, mens det faste årlige gebyret gjennomsnittlig er ca. 370 kr inkludert merverdiavgift. I 2002 var det gjennomsnittlige forbruket av drikkevann 44,4m<sup>3</sup>/person for husholdninger i Danmark (Miljøstyrelsen 2005). Vannkvaliteten trues flere steder av forurensning fra landbruk og

avfallsdeponier. Det må derfor påregnes at det må gjøres nye investeringer i årene fremover (Miljøstyrelsen 2005).

### **Betaling for avløpstjenester**

"Lov om betalingsregler for spildevandsanlæg" bygger på et prinsipp om at kloakkforsyningen fullt ut finansieres av brukerne, altså "forurensere" etter visse retningslinjer. Slik er "forurenser betaler"-prinsippet gjennomført med 100 % brukerfinansiering. Utgiftene til investering, drift og vedlikehold av kloakkanlegg skal dekkes av de berørte eiere av fast eiendom som har avløp til de offentlige kloakkanleggene eller som er avtalesmessig tilknyttet kloakkforsyningen. Det skal ikke kreves inn større samlet gebyr enn det som tilsvarer kostnadene ved avløpstjenestene, og kostnadene skal kun dekkes av gebyrene fra brukerne.

Gebyrene som skal dekke avløpstjenestene, består av et engangsbidrag ved tilkobling samt årlige avløpsgebyrer. Engangsbidraget består i at det ved tilkobling av en eiendom til et offentlig avløpsanlegg må betales et standard gebyr på 30 000 kr eks. mva. For næringseiendom er tilkoblingsgebyret på 30 000 kr eks. mva per påbegynt 800 m<sup>2</sup> grunnareal. Det årlige gebyret beregnes ut fra forbrukt vannmengde og kubikkmeterprisen fastsatt av kommunalbestyrelsen. Denne kan altså bli oppdelt i en fast og en variabel del etter nærmere fastsatte regler. Det kreves at virksomheter som leverer særlig forurenset avløpsvann betaler ekstra gebyr, dersom dette gir opphav til ekstrakostnader i forbindelse med håndteringen av avløpsvannet. Gjennomsnittlig lå kommunenes avløpsgebyr i 2002 på 22 kr/m<sup>3</sup> (inkl. mva og avgift) forbrukt vann og et fast årlig gebyr på 200 kr (Miljøstyrelsen 2005).

### **Betaling av miljø- og ressurskostnader (grønne avgifter)**

§ 1 i "Lov om afgift af ledningsført vand" sier at det skal betales en avgift til staten av ledningsført vann som forbrukes i Danmark. Avgiften utgjorde 5 kr per m<sup>3</sup> vann (2005). Det er vannverket som er avgiftspliktig og derav følger det at vanningsanlegg ikke er omfattet av avgiften. Videre kan momspliktige ervervsvirksomheter få refundert avgiften, bortsett fra visse liberale erverv. Det årlige utbyttet er 1,7 milliarder kroner. Avgiften er innført for å øke vannsparingene i husholdningene. Avgiften føres ikke direkte tilbake til forbrukerne i form av for eksempel tilskudd eller miljøbeskyttelse. Det betales også kloakkavgift til staten for utslipp av organisk materiale (BOD<sub>5</sub>), nitrogen og fosfor, jf. "Lov om afgift av spildevand". Jo bedre rensing, jo lavere er avgiften, men avgiften er ikke resipientbasert. Utbyttet er ca. 300 millioner kroner årlig. Selskaper som slipper ut særlig store mengder, har reduserte takster.

Avløpsvannsavgiften betales av både husholdninger og industri, selv om industrien har rett til å søke om reduksjon. Industrien betaler per målt mengde vann minus eventuelt konsum (for eksempel bryggerier). Ekstra avgifter kan forekomme for industrier med svært forurenset vann. Jordbrukssektoren betaler ikke denne avgiften. Samme avgiftsnivå, per 2009 20 danske kroner (DK) per kg totalnitrogen, 110 DK per kg totalfosfor og 11 DK per kg organisk materiale, gjelder i hele landet (SOU 2010).

Eiendommer som ikke er tilknyttet et felles renseanlegg, betaler avgiften direkte, dvs. avgiften betales av kommunale renseanlegg, industri med egne utslipp, eiendommer med eget renseanlegg og eventuelle felles private avløpsanlegg. Eiendommene som er tilknyttet kommunale renseanlegg, betaler ikke separat avløpsavgift da denne er integrert i vannavgiften. Utbyttet fra disse grønne skattene går til staskassen. Staten har i sin tur påtatt seg en rekke utgifter knyttet til miljøplanlegging og styring, overvåking, tilsyn, veiledning, avbøtende tiltak etc. Staten betaler imidlertid rammetilskudd for visse utgifter til lokale myndigheter, inkludert miljøkostnader. På denne måten er det noe indirekte tilbakeføring av avgiften (Miljøstyrelsen 2005). De statlige toll- og skattemyndigheter har til enhver tid adgang

til å foreta ettersyn av avløpsanlegg og lokaler som benyttes i forbindelse med driften av registreringspliktige virksomheter.

I Danmark benyttes et system med gjødselregnskap der hver enkelt virksomhet ut fra sine spesifikke forutsetninger og en nitrogen-norm tildeles en gjødselkvote.

#### **Planlagt utredning om omsettelige kvoter**

I forslaget til "Grøn vekst" som den danske regjeringen la fram i 2009, varsles planlagte endringer av systemet for avgifter på utslipp av næringsstoff. Fremfor alt ville man undersøke mulighetene for å gjøre systemet mer markedsbasert ved å innføre omsettelige kvoter. Det er derfor planlagt et utredningsarbeid om dette der utgangspunktet er en modell med omsettelige kvoter, med det mål å redusere forurensningen med næringsstoff på en kostnadseffektiv måte, samtidig som klimagassutslippene fra landbruket reduseres. Eventuelle inntekter er tenkt å bli tilbakeført til jordbruket gjennom redusert jordskatt ("Grøn vekst"; Den danske regering, april 2009). Forslaget foreligger imidlertid ikke ennå, så vidt vi har kunnet bringe på det rene.

### **4.3 Tyskland**

De fleste av de tyske tiltakene under vanddirektivet vil bli finansiert via skatteinntekter, gebyrer og avgifter. Der restriksjoner er gitt på brukeraktiviteter (for eksempel via kvoter), vil brukeren bære kostnaden med dette. Prinsippet om at påvirker skal betale og allokering av miljø- og ressurskostnader er i hovedsak implementert i Tyskland via lover og forskrifter relatert til produkter, produksjonsprosesser og metoder. Ifølge loven, er produsenter forpliktet til å begrense sine utslipp eller vannforurensning til et definert nivå som er basert på for eksempel utslippsgrenseverdier for industrien, på "good minimum standards" for vannkraftverk, eller på prinsippene for god, profesjonell praksis i landbruket (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2010).

Prinsippet om kostnadsdekning av vanntjenester er definert i statlig lovgivning i hele Tyskland og er dokumentert i mange forvaltningsplaner. Gjennom den første karakteriseringen i 2005, fant man at kostnadsdekningen var på nesten 100 % basert på tre representative regioner. I rapporten heter det om dette: "*The cost recovery levels were determined partly via government statistics, and partly by comparing the relevant operational figures. Although only the operational costs were determined to the exclusion of environmental and resource costs, internalization instruments are now available in Germany that allow these costs to be factored into the equation. Environmental and resource costs are already being recovered from polluters via the following instruments: nationwide sewage fees; the water abstraction fees that are imposed in 11 states; and via the precautionary and compensatory measures resulting from restrictions imposed by operating permits*" (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2010).

Det finnes for øyeblikket ingen spesiell veileder for å vurdere kostnadsdekning av vanntjenester i Tyskland. Det finnes allikevel analyser i forhold til kostnadsdekning av vanntjenester i tyske forvaltningsplaner. Disse analysene bruker statistiske og geografiske data som gjelder hele Tyskland, men også noe regionale og lokale data for å beregne kostnadsdekning. En beskrivelse av metodikken finnes i Orth og Pecher (2004) og Orth (2004). Det forventes at vanntjenesteyter tilbyr sine tjenester til selvkost, men at de samtidig tar hensyn til miljømålene i vanddirektivet. Miljø- og ressurskostnader er kun integrert i kostnadsdekning gjennom vann- og avløpsgebyret. Man kan altså internalisere miljø- og ressurskostnader, men ofte mangler data for å bevise dette.

#### 4.4 Sverige

Sveriges nåværende prissettingssystem for vann er ikke veldig forskjellig fra det norske, selv om det er noen flere forskjeller når det gjelder vannkraft (L. Sørby pers.medd februar 2011). Vi vil ikke gå inn på dagens system i Sverige, men kort omtale noen ferske utredninger som har vurdert økt bruk av vannprising i Sverige. Det gjelder et konkret forslag til nytt avgiftssystem for nitrogen og fosfor og en offentlig utredning om svensk vannprisingspolitikk inkludert vurdering av hvorvidt Sverige har full kostnadsdekning for sine vanntjenester.

**Naturvårdsverkets forslag til sektorovergripende avgiftssystem for nitrogen og fosfor**  
Naturvårdsverket har hatt i oppdrag å utrede hvordan et sektorovergripende avgiftssystem for nitrogen og fosfor skulle kunne utformes. Avgiftssystemet de foreslo bestod av tre sammenkoblede markeder. Gjennom en oppdeling av systemet i tre ulike markeder, kan hvert marked utformes til å oppfylle en spesifikk funksjon.

I et første steg på avgiftsmarkedet reguleres utslippskilder gjennom bindende lovkrav. Lovkravene innebærer at de regulerte kildene uten avgift tillates å slippe ut en viss mengde næringssalter, fastsatt gjennom et utslippstak, men at de for eventuelle utslipp som overskrider utslippstaket kan velge mellom enten å gjennomføre egne tiltak for å redusere utslippene eller betale en avgift som gir en rettighet til å belaste resipienten med en viss mengde i en bestemt tidsperiode; en såkalt belastningsrett (kvote).

Aktørene på avgiftsmarkedet består av en regulerende myndighet og regulerte utslippskilder som via myndighetene kan finansiere kompensatoriske tiltak. På tiltaksmarkedet tegner den regulerende myndigheten avtale med utførerne av kompensatoriske tiltak, dvs. tiltak som kompenserer for den del av utslippene på avgiftsmarkedet som overskrider de individuelle utslippstakene. Disse tiltakene gjennomføres av aktører mot en kompensasjon i etterkant finansiert av avgiftene på avgiftsmarkedet. Kompensasjonen som betales ut på tiltaksmarkedet er altså styrende for avgiftsnivået på avgiftsmarkedet.

Når de to første markedene er etablert, kan dessuten et andrehåndsmarked opprettes for handel med belastningsrettigheter. På dette markedet kan belastningsretter kjøpes og selges mellom aktører i stedet for at transaksjonene skjer gjennom myndighetene. Hensikten med dette markedet er å øke kostnadseffektiviteten og fleksibiliteten.

Den regulerende myndigheten er en sentral aktør i systemet og kan sammenlignes med en megler: Denne skjøtter kontakten med avgiftsbetaler på avgiftsmarkedet og ser til at innbetalte avgifter finansierer kompensatoriske tiltak. På denne måten reduseres de transaksjonskostnader som har vært et hinder når tradisjonell utslippshandel benyttes for å redusere næringssaltbelastningen fra punktkilder så vel som diffuse kilder.

Det foreslåtte avgiftssystemet ventes å medføre en økning av transaksjonskostnadene sammenlignet med dagens system, men for øvrig vurderes forslaget å medføre vesentlige forbedringer med hensyn til kostnadseffektivitet, måloppnåelse, dynamisk effektivitet samt mulighetene til å håndtere usikkerhet og fordelingseffekter.

Videre vurderinger av forslaget – blant annet en juridisk vurdering – har konkludert med at i henhold til gjeldende regelverk ("miljøbalken") er avgiftssystemet vanskelig å innpasse i sin nåværende form. I følge gjeldende regelverk finnes ingen åpning for å innføre muligheten til å velge å pålegge en avgift i stedet for å vedta utslippsreducerende tiltak, og juristenes vurdering tyder på at det også kan være vanskelig å innføre et slikt system ut fra regelverket i



flere berørte EU-direktiv, særlig IPPC-direktivet, men trolig også avløpsdirektivet og nitratdirektivet.

Naturvårdsverket jobber videre med forslaget, men har gitt uttrykk for at for det ene må lovverket endres hvis et slikt avgift/kvoteregime skal innføres, og dessuten at man må "bestemme" seg for hvilken type virkemidler man vil satse på fremover. De økonomiske virkemidlene har visse etablerings- og transaksjonskostnader, og hvis man samtidig som man innfører avgifts- eller kvotesystem også strammer til de juridiske virkemidlene med strengere utslippskrav osv., vil effekten av de økonomiske virkemidlene bli mindre og mindre mens etablerings- og transaksjonskostnadene forblir like store.

### **SOU 2010: "Prissatt vatten?"**

Man har nylig gjennomført en grundig utredning: "Prissatt vatten?" i form av en SOU (Sveriges offentlige utredninger) som hadde som hovedoppgave å "utrede användningen av ekonomiska och andra styrmedel som kan förbättra vattenkvaliteten".

SOU 2010:17 tar ikke stilling til forslaget fra Naturvårdsverket som er omtalt i begynnelsen av dette kapitlet, men konkluderer med at (eventuelt utover forslaget fra Naturvårdsverket) bør ikke nye generelle økonomiske virkemidler innføres nå. Derimot mener utvalget at det bør tas inn bestemmelser i miljøloven ("miljøbalken") om at en avgift kan betales i stedet for at konkrete tiltak iverksettes.

Utredningen foreslår en endring i forordningen om bygde- og fiskeavgifter slik at disponeringen av bygdeavgiften konsentreres om tiltak som fremmer god vannkvalitet og at et tidligere fremlagt forslag om disponering av fiskeavgifter, samt et tidligere fremlagt forslag om finansiering av operativ overvåking, gjennomføres.

Ettersom vannovervåking ikke er samordnet i Sverige, foreslås det også at vannmyndighetene gjennom endringer i lovgivningen skal kunne opprette ett relevant overvåkingsprogram og fordele kostnadene på alle som påvirker vannet i avrenningsområdet/distriktet, dvs. at vannregionsmyndigheten mer eller mindre en "punktskatt". Vannregionmyndighetene har ikke støttet dette forslaget fordi de mener det ville innebære stor administrasjon, og at det derfor burde være enklere måter for å få inn disse pengene (L. Sørby, pers.medd. 2011).

Utredningen vurderer det slik at tilgjengelige midler innen den felles jordbrukspolitikken landsbygdsordning bør kunne anvendes på en mer kostnadseffektiv måte. Hvilke virkemidler som ville være effektive i denne sammenhengen bør utredes av Jordbruksverket.

Utredningen ligger fortsatt til behandling i regjeringen per februar 2011.

## **4.5 EU: Betaling for økosystemtjenester**

Begrepet økosystemtjenester har fått økt gjennomslag i forvaltning av naturressurser de senere år, i kjølvannet av Millennium Ecosystem Assessment (MEA) og i regi av TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). Med økosystemtjenester menes de godene fra økosystemene som gir oss mennesker nytte. Naturen blir sett i et menneskelig perspektiv, men med utgangspunkt i en økosystembasert tankegang. I en slik sammenheng er nytte vidt definert. Nyttan innbefatter både verdier i form av *bruksverdier* (knyttet til dagens direkte og indirekte bruk av et gode eller tjeneste), *opsjonsverdier* (verdien av å ha muligheten for bruk i

fremtiden) og *ikke-bruksverdier* (verdien av å vite at et gode eller tjeneste bevares i dag (*eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*bevaringsverdi*)).

Det er stadig flere som tar til orde for også å knytte dette begrepsapparatet til de tjenester vanddirektivet tar sikte på å sikre, og det pågår mye arbeid og flere prosesser i EU-regi på dette feltet. Særlig er "betaling for økosystemtjenester" knyttet opp til diskusjonen om tiltak i landbruket. I EU er landbrukspolitikken i stor grad styrt av "Common Agricultural Policy – CAP" og mange tar til orde for å reformere CAP slik at landbrukspolitikken i større grad sikrer bærekraftig forvaltning av jordbrukslandskapet og naturmiljøet.

Argumentene for en slik tilpasning er at CAP-reformen må utformes slik at landbruksstøtten vris over mot at landbruket i større grad skal betale bøndene for miljøgoder og økosystemtjenester de forsyner samfunnet med – som god vannkvalitet, god jord- og næringsstoffforvaltning, flomdemping, landskapsdiversitet og biologisk mangfold osv.

Forkjemperne for denne tilnærmingen argumenterer for at betaling for økosystemtjenester i stedet for inntektssubsidier og produksjonsavhengige subsidier er den eneste måten å sikre at villmark og landskap ivaretas og forbedres i jordbrukslandskapet. I tillegg mener de at planleggings- og utviklingssektoren har noe å bidra med ved å gi muligheter for tilleggsinntekter til bønder og landeiere ved å sette opp miljømarkeder. Det vil medføre at landeiere som utvikler sine områder på en slik måte at det forringer forsyningen av fremtidige miljøgoder, må betale "kvotepris" for dette.

#### **4.6 Omsettelige kvoter for vannforurensning i USA**

Bruk av økonomisk teori har vist seg nyttig i USA hvor kvotesystemer for utslipp til luft etter hvert har blitt tilpasset til vannforurensning for å komme fram til kostnadseffektive utslippsreduksjoner også på dette området. Omsettbare kvoter for utslipp til vann er et fleksibelt verktøy som gir en mekanisme til å nå en ytterligere miljøforbedring når det brukes sammen med tradisjonelle styrings- og kontrollsystemer som for eksempel kvoter. Et slikt system gir en forurensner som vil få høye kostnader ved å redusere sine utslipp muligheten til å kjøpe utslippskvoter av en annen forurensner som kan redusere sine utslipp til en lavere kostnad. Det vil si at dersom man eksempelvis har en målsetting i et nedbørfelt om å begrense utslippene med en viss mengde, kan dette gjøres rimeligere for samfunnet dersom de som har lavest kostnader ved gjennomføring av utslippsreducerende tiltak gjennomfører en større del av tiltakene. Mange har hevdet at handel med omsettbare kvoter for utslipp til vann kan bli det neste store miljømarkedet. For tiden er imidlertid markedet svært lite, kun med erfaring fra USA og noen svært få andre land. USA har opparbeidet seg en omfattende erfaring på dette området gjennom en rekke prosjekter med omsettbare kvoter knyttet til vannkvalitet de siste to årene. Omsettbare kvoter for utslipp til vann i USA blir sett på som et fleksibelt, effektivt, og markedsbasert verktøy for å oppnå vannforvaltningens målsettinger. Utslippskvoter kan genereres etter at tilbyderer har tilfredsstillt de grunnleggende utslippskrav for sin virksomhet. Dette kan for eksempel foregå gjennom en miljøplan i landbruket. Det er vanligst å handle med fosfor, nitrogen og sediment, men også temperatur, strøm og tungmetaller har blitt gjenstand for handel med kvoter i enkelte prosjekter. For å sikre at vannkvaliteten beskyttes, må handelen gjennomføres innen det samme nedbørfeltet og på en troverdig måte der reduksjon i utslipp eller reduksjonspraksis kan verifiseres. Utfallet av hver handel må være minst så positiv for vannkvaliteten som resultatet av en oppgradering av kjøpers anlegg som ellers ville være nødvendig for å oppnå kravene.

Diffuse forurensningskilder som for eksempel landbruk og urbant overvann er ikke tilsvarende regulert av tillatelser som kloakkrenseanlegg. Systemene for omsettelige utslippskvoter er derfor ikke lett omsettelige mellom diffuse kilder og punktkilder. Dette gjør at kvotesystemer med handel mellom punktkilder er mest utbredt. Pilotstudier viser imidlertid at muligheter for kostnadsbesparelse og netto miljønytte er større dersom man gjennomfører et slikt system mellom punktkilder og diffuse kilder enn kun mellom de regulerte punktkildene. Jo større forskjellen i marginale renseskostnader er mellom de to utslippskildene, jo større er kostnadsbesparelsene og nytten av handel. Diffuse utslippskilder (for eksempel landbruk) har generelt mye lavere marginale renseskostnader for næringsstoffer. Dette gjør at handel mellom punktkilder og diffuse forurensningskilder, i hvert fall teoretisk, vil medføre de største kostnadsbesparelsene for samfunnet. Det er imidlertid flere både rettslige og tekniske utfordringer ved å etablere kvotesystemer som omfatter begge disse utslippstypene. Fordi mange diffuse forurensningskilder ikke har lovmessige krav til å begrense sine utslipp, og derfor heller ikke har noen utslippstillatelse, er det vanskelig å utvikle slike systemer. For å få til dette, bør både selger og kjøper ha en begrenset tillatelse til en viss mengde utslipp over en forhåndsbestemt tidsperiode. Dette fører altså til at punktkildene nesten alltid er kjøper i markedet.

På grunn av de tekniske utfordringene med å kvantifisere diffus forurensning, estimere effektiviteten av ulike praksiser og forutse hvordan varierende vær påvirker forurensning i kritiske tidsperioder, må man operere med en usikkerhetsfaktor. Dette har begrenset antall handler mellom punktkilder og diffuse forurensningskilder, og har tvunget de fleste av disse handlene til å bli forpliktende avtaler for begge parter. Dette hindrer markedseffektive løsninger, og har også hindret en helhetlig implementering hos offentlige instanser.

Et vellykket system for omsettbare kvoter knyttet til vannkvalitet defineres av: 1) antall gjennomførte handler, 2) økonomiske besparelser (fra å bruke mer kostnadseffektive løsninger for reduksjon av forurensning), og ikke minst, 3) netto vannkvalitetsforbedring. Kun et fåtall av slike suksesshistorier finnes i USA og mye av dette skyldes mangel på "drivere". Dette kan for eksempel dreie seg om reguleringer som styrer tillatte forurensningskilder mot stadig strammere, mer kostbare grenser for utslippskonsentrasjoner. Kvotesystemer stiller også krav til minimering av transaksjonskostnader, sikring av rettferdige handler som skaper miljømessig like forurensningsreduksjoner, unngåelse av såkalte "hot spots"- vannforekomster der belastningen blir svært høy, pålitelig kvantifisering av diffuse utslipp samt god oppfølging og håndhevelse for å oppnå et velfungerende marked.

Erfaringene fra USA viser at omsettbare kvoter for vannforurensning ikke er noen tillatelse til forurensning og det har ikke ført til såkalte "hotspots"; – områder der belastningen blir veldig høy. Erfaringene fra 70 prosjekter hvor slike systemer er gjennomført i USA, viser at det er noen utfordringer knyttet til slike systemer, men at det er stort potensial til å nå miljømål til reduserte kostnader. Prosjektene har ofte fått stor lokal støtte fordi de har vært nøye utformet til å nå de lokale miljømålene. Det er viktig å generere handel og derfor må man skape en etterspørsel etter kvoter. Dette kan for eksempel gjøres ved å sette utslippsgrenser for hver deltakende kilde, slik at etterspørsel etter kvoter genereres når grensene for vannkvalitet overskrides. Bruk av slike kvotesystemer reduserer ikke bare de samfunnsøkonomiske kostnadene ved å nå miljømålene, men er også et incentiv til oppgradering/optimalisering av eksisterende teknologi. Også et slikt system fordrer imidlertid oppfølging og kontroll for å fungere og gi de ønskede utslippsreduksjoner.

[http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page\\_id=3954&section=home&eod=1](http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=3954&section=home&eod=1)

## 5 Hvor kan veien gå videre for økt bruk av vannprising – eller økonomiske virkemidler mer generelt - i Norge?

### 5.1 Utgangspunkt for vurderingene

I dette kapitlet vil vi diskutere muligheter for økt bruk av vannprising i norsk vannforvaltning som virkemiddel for å bedre vannmiljøet. Til grunn for diskusjonen ligger både

- teori om ulike virkemidlers fordeler og ulemper i ulike sammenhenger
- utenlandske erfaringer som vi har samlet tidligere i rapporten
- kunnskap om norske vannforekomster og miljøtilstand, og
- forvaltningspraksis.

Vi vil legge vekt på de *praktiske* forholdene ved gjennomføring av vannprising i våre vurderinger.

Når man skal vurdere økonomiske virkemidler, er det fornuftig innledningsvis å gjøre klart hva som er hensikten:

- Oppnå "optimal" og mest mulig kostnadseffektiv løsning for en viss utslippsreduksjon eller annen reduksjon av påvirkninger som forbedrer vanntilstanden
- Sørge for at alle påvirkere (sektorer og aktører) betaler for ("sin del") av kostnadene ved vannbruk (jf. prinsippet om at påvirkere betaler og diskusjonen av hva som skal inngå i adekvat dekning av vanntjenester)
- Skaffe inntekter til overvåking, utredning og forvaltning av vannressurser (herunder tiltak som ikke har opplagt problemeier).

Når økonomer snakker om "vannprising", er det helst førstnevnte hensikt man har i tankene. Det vil si at bruk av økonomiske virkemidler (avgifter, kvoter, eller eventuelt subsidier) som direkte skal påvirke prisen for bruk av vann, og at man ved bruk av disse virkemidlene skal nærme seg en mer optimal løsning i samfunnsøkonomisk forstand. Dette vil være vårt utgangspunkt for diskusjonen. Som vi har sett både i de norske og de utenlandske eksemplene (jf. kapittel 3 og 4), finnes også mer pragmatiske hensikter bak bruk av økonomiske virkemidler som å få dekket utgifter til overvåking, utarbeidelse av tiltaksplaner osv. Vi vil også komme inn på slike muligheter.

I tillegg kommer man i praktisk vannforvaltning ofte opp i den situasjon at når man (i tråd med prinsippene i vannforskriften) har gjennomført en tiltaksanalyse og rangert tiltak etter kostnadseffektivitet, er det svært varierende i hvilken grad man har virkemidler og finansiering for gjennomføring av de ulike tiltakene. Som vi har sett eksempler på, er det betydelige forskjeller mellom sektorer når det gjelder betaling for og dermed finansiering av tiltak. Innen vann- og avløpssektoren har man etablerte rutiner for utarbeidelse av planer og gjennomføring av tiltak for å nå oppsatte mål. Brukerne, som er tilknyttede husholdninger og annen virksomhet, må betale for gjennomføringen. I industrien har man tradisjon for individuell vurdering og utslippstillatelser, og virksomhetene må (i hvert fall som utgangspunkt) betale kostnadene ved å oppfylle kravene i utslippstillatelsen. Innen landbruket har man i mye mindre grad tradisjon for at den enkelte utøver betaler for sin miljøpåvirkning. Her benytter man i større grad tilskuddsordninger for miljøvennlige løsninger (og slik sett "straffes" de som ikke driver miljøvennlig økonomisk). Man har også andre tilfeller der det er vanskelig å drive inn betaling, for eksempel knyttet til "gamle synder" der aktørene som forårsaket miljøpåvirkninger er ukjente, ikke eksisterer lenger, eller av andre grunner ikke kan pålegges å betale for sine

miljøpåvirkninger. Dette kan føre til at det blir et misforhold mellom ulike sektorer med hensyn til i hvilken grad de bidrar til opprydding. Det kan være demotiverende for sektorer som har "gjort mye" og som må fortsette å gjøre mer fordi man har virkemiddelapparatet på plass mens andre "slipper unna" fordi man ikke har adekvate virkemidler. Det er derfor også et poeng at økonomiske virkemidler kan bidra til å redusere disse misforholdene i praksis.

Når det gjelder vannprising, er avgifter eller kvoter mest aktuelle. Grunnlaget og mulighetene for innføring av miljøavgifter og kvoter er i mange henseende de samme (selv om det er forskjeller blant annet med hensyn til hvordan de fungerer i en verden med asymmetrisk informasjon), og vi vil derfor i utgangspunktet ikke skille mellom disse. Dersom det viser seg at grunnlaget for avgifter og/eller kvoter er til stede, vil vi vurdere om man kan si om avgifter eller kvoter er å foretrekke i disse tilfellene.

Forprosjektet om vannprising (Magnussen et al. 2003) konkluderte med at økt bruk av vannprising kunne være aktuelt for fremtidig vannforvaltning i Norge, men at det ikke er snakk om noe enten – eller. Både vannprising, andre økonomiske virkemidler og andre typer virkemidler vil ha en plass i den fremtidige vannforvaltningen.

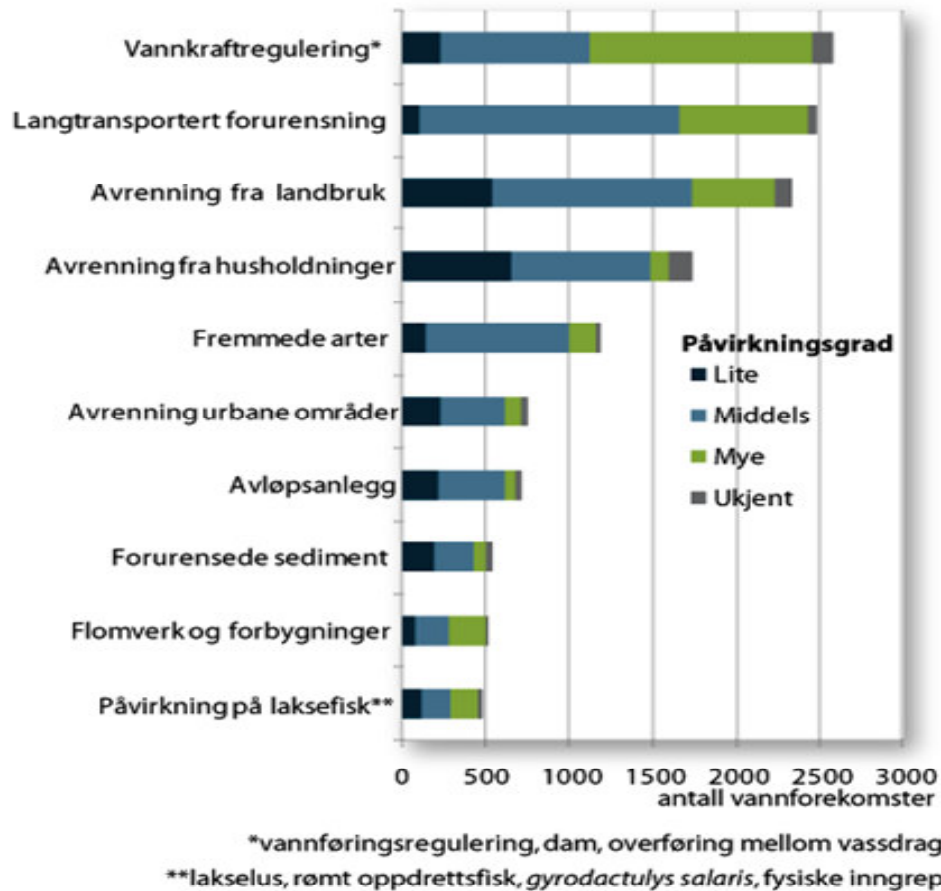
Av figur 1 (kapittel 3.2) som er en gjengivelse av figur fra forprosjektrapporten om vannprising (Magnussen et al. 2003), så vi at "normal knapphet" på mengde vann eller "vann av en viss kvalitet" er en forutsetning for at vannprising (i økonomisk forstand) skal kunne innføres, og vi diskuterte litt rundt hvorvidt vi har "normal knapphet" på vann i Norge. På grunn av forskjeller mellom vannområder når det gjelder knapphet, argumenteres det i mange tilfeller for vannprising på nedbørfeltnivå.

Blant de dominerende påvirkningene som forårsaker dårligere enn god økologisk tilstand i flest vannforekomster i Norge er følgende sentrale i vannprisingssammenheng (jf. figuren nedenfor fra grovkarakteriseringen):

- Vannkraftregulering
- Eutrofiering (landbruk, husholdninger)
- Industri (spesielt forurensede sedimenter)
- Fiskeoppdrett

I den videre diskusjonen vil vi første vurdere muligheter for vannprising ved uttak av vann deretter muligheter for vannprising ved utslipp til vann".

## De ti viktigste påvirkningene på vannforekomster i Norge



Kilde: Vann-nett, 01.01.2010  
 www.miljøstatus.no

Figur 6. De ti viktigste påvirkningene på vannforekomster i Norge. Kilde: www.vannstatus.no

### 5.2 Uttak av vann – muligheter for økt bruk av vannprising eller økonomiske virkemidler mer generelt?

Uten å gå inn på alle norske vannområder og vannforekomster, vet vi at det er relativt få steder i Norge der det er reell knapphet på vann som sådan, bortsett fra i områder med vannkraftproduksjon. Ved vannkraftutbygging endres vannføring og vannmengde i ulike deler av det regulerte vassdraget i forhold til naturtilstanden. På visse strekninger og til visse tider av året kan det medføre knapphet på vann for andre interesser knyttet til vassdraget. Dette er interesser knyttet til biologisk mangfold og naturverninteresser, men også friluftsliv, fiske, landskapsestetiske hensyn osv.

Så er spørsmålet om man kan tenke seg å innføre miljøavgifter knyttet til vannkraftproduksjon på en slik måte at man kan nærme seg optimalt uttak av vann? Miljøpåvirkning og dermed skadekostnad vil variere fra vassdrag til vassdrag og fra reguleringsregime til reguleringsregime. For å sette en samfunnsøkonomisk "riktig" miljøavgift måtte man antagelig

fastsette en avgift knyttet til hvert vassdrag, der man vurderte hvilke negative virkninger uttaket av vann har for andre interesser, slik som for eksempel miljøinteressene.

Dette er på mange måter helt i tråd med lovverk og tradisjoner i vannkraftsektoren som tilsier individuell behandling av hver utbygging. Ut fra beskrivelsen av eksempler på avgifter og gebyrer knyttet til vannkraftsektoren (kapittel 3.4.4) så vi at det er noe av denne tankegangen om hvilke negative virkninger utbyggingen har for lokalsamfunnet som ligger til grunn for utforming av konsesjonsavgifter, miljø- og næringsfond osv. Man bruker imidlertid i større grad "sjablongmessige" tilnærminger til den skade vannkraftutbyggingen påfører, og tar ikke fullt og helt utgangspunkt i den faktiske skadekostnad (miljø- og ressurskostnad) hver enkelt vannkraftutbygging påfører miljø og samfunn.

Miljøpåvirkninger og andre type påvirkninger vurderes under dagens konsesjonsbehandling. Man søker gjennom behandlingen å finne løsninger som er akseptable for samfunnet, blant annet ved å redusere miljøpåvirkningene ved avbøtende tiltak eller endringer i utbyggingen. Det benyttes altså direkte reguleringer i dagens system.

På mange måter synes vannkraftsektoren å ligge vel til rette for avgiftsvurderinger, fordi det nettopp i vannkraftutbygginger gjøres relativt grundige utredninger av miljøkonsekvenser forut for inngrep (konsekvensutredninger) slik at man faktisk for hver (nyere) vannkraftutbygging har et godt grunnlag for vurdering av konsekvensene. Selv om de ikke verdsettes i kroner i dagens konsekvensutredninger, utgjør dette et godt grunnlag for verdsetting. Samtidig har man når det gjelder vannkraft allerede et sett av juridiske og økonomiske virkemidler som er utviklet over lang tid, og man har det forhold at konsesjonsvilkårene settes ved tildeling av konsesjon og varer for lang tid – fram til det skal foretas revisjon (jf. for eksempel omtale av enkelte forhold ved revisjon av Vinstra-vassdraget i kapittel 3.4.4.).

Man har lang tradisjon for å pålegge utbygger en viss avgift (en viss sats per naturhestekraft) i form av konsesjonsavgifter eller en fast sum for eksempel til oppbygging av næringsfond, eller miljøfond eller for kartlegging og undersøkelse av kulturminner (jf. for eksempel Vinstra-revisjonen).

Det kan være grunn til å vurdere om ikke størrelsen på avgifter og fondsavsetninger i større grad kan kobles til de faktiske miljøskadene den enkelte regulering representerer, og slik at det lønner seg for utbygger å ta miljøhensyn – ved at det for eksempel gir lavere konsesjonsavgift/innbetaling til fond enn dersom man ikke tar slike hensyn.

Slike tilnærminger er gjort i Tyskland i ny lov om betaling for ulike fornybare energikilder, der utbygger får mer igjen for vannkraften i tilfeller der de ved ulike tiltak sikrer visse miljøstandarder. I det skotske systemet er uttak av vann med i det generelle avgiftssystemet – forutsatt at vannuttaket er over et visst volum. Ved utregning av avgift så vi at både uttatt vannvolum, vannkilde, hvor stor prosent av strøm/volum uttaket utgjør osv. er med på å bestemme avgiftens størrelse.

En spesiell utfordring med avgiftsvurderinger i vannkraftsektoren er tidsaspektet. Man kan tappe ned en del uten at det har store konsekvenser, men hvis det så skjer noe uventet, for eksempel i form av kulde eller tørke, oppstår en knapphetssituasjon. I slike situasjoner er det ekstra vanskelig å si hva som er optimal avgift.

Det er en rekke lover og forskrifter å forholde seg til på vannkraftsektoren. Det er også nylig sendt på høring et forslag til elsertifikater, som i praksis betyr at man får forbrukerfinansiert

støtte til produksjon av ny fornybar energi. Det er derfor grunn til å se også dette virkemiddelet i sammenheng med vannprisindebatten. En mulighet kunne for eksempel være å differensiere sertifikatberettigelsen etter miljøpåvirkning. Det vil kreve mer detaljerte utredninger for å komme fram til om og hvordan man i større grad kan legge inn miljøskadekostnader (miljø- og ressurskostnader) ved beregning av økonomisk kompensasjon knyttet til vannkraftreguleringer. Det ser imidlertid ut som om dette er et område der man relativt enkelt kan ta skritt i retning av i større grad å inkludere miljø- og ressurskostnadene fordi mekanismene i stor grad er der allerede. Det er mer snakk om en "vridning" av ordningene enn behov for innføring av nye økonomiske virkemidler.

Når det gjelder annet forbruk av vann i husholdninger, industri etc., er det få tilfeller der dette fører til knapphet. Det betales som nevnt for bruk av vann i form av kommunale vann- og avløpsgebyr. I den grad det er innført vannmålere, betales det for mengde forbrukt vann, men knapphet på vann er sjelden noe argument for vannprising for denne bruken.

For annen vannbruk er det sannsynligvis ikke nok "knapphet" til at det forsvarer nye avgiftsregimer. Det kan imidlertid være grunn til å vurdere hva som skal dekkes og hvordan vann- og avløpsgebyrene skal utformes, men det er vel så relevant ut fra avløpsproblematikken som selve uttaket av vann.

Hvis man skulle legge opp til et system som nærmer seg det skotske, ville imidlertid også "vanlig vannuttak" til husholdninger (over et visst antall husholdninger) inkluderes i avgiftsberegningssystemet.

### **5.3 Utslipp til vann – muligheter for økt bruk av vannprising i form av avgifter eller kvoter?**

#### ***Forutsetninger for at vannprising skal være aktuelt for utslipp til vann***

Når det gjelder knapphet på vann av en viss (god) *kvalitet*, er det opplagt at det er mange vannforekomster og vannområder der det er knapphet på vann av tilfredsstillende kvalitet for en eller flere brukerinteresser (inkludert naturverninteresser). Sagt på en annen måte: Det er mange resipienter der utslipp fra noen kilder gjør at andre interesser blir skadelidende. I utgangspunktet er det derfor mange resipienter der det slik sett er grunnlag for innføring av vannprising for mer optimal bruk av vannressursene.

Det er allikevel noen forhold som gjør at fastsetting av avgifter for utslipp til *vann* er mer krevende enn avgifter for mange utslipp til luft. Klimagassutslipp er i så måte de enkleste å prissette (ved bruk av avgifter eller omsettelige kvoter) fordi miljøskaden er den samme uavhengig av hvor utslippet skjer. Utslipp til vann er i den andre enden av skalaen fordi "det samme" utslippet i ulike resipienter kan ha svært ulik miljøskade og velferdseffekt – og derfor i henhold til økonomisk teori bør avgiftsbelegges ulikt.

En generell konklusjon fra forprosjektrapporten (Magnussen et al. 2003) er at vannprisindebatten må vurderes i hvert nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt dersom man skal nærme seg en samfunnsøkonomisk optimal/ kostnadseffektiv løsning.

Størrelsen på nedbørfeltene har også betydning for om det er aktuelt å innføre vannprising. Nedbørfelt med få aktører (dvs. få kilder til utslipp) kan utelukkes fordi det sannsynligvis ikke finnes mange nok aktører til å rettfærdiggjøre implementeringskostnadene ved et avgifts- eller



kvotesystem. I områder med få aktører vil det ofte være mer kostnadseffektivt å behandle aktørene en for en enn å sette opp et system for vannprising.

Nedbørfelt som er klart avgrensede, og der det ikke er for mange typer utslipp, er gode kandidater til å forsøke vannprising. Gevinsten ved å innføre vannprising blir større

- jo mer heterogene aktørene i feltet er, og
- jo mindre informasjon myndighetene har om aktørenes preferanser og teknologi.

Homogene aktører fører generelt til færre problemer ved gjennomføring (lavere transaksjonskostnader), men velferdsgevinstene ved prisregimer sammenlignet med direkte regulering er større når aktørene er heterogene, og myndighetene har ufullstendig informasjon om aktørenes kostnader. Under slike forhold, vil markedsmekanismene gi priser som har informasjons- og læringsverdi. En av fordelene med prisingsregimer er jo at de overlater til aktørene å tilpasse seg, gitt de observerbare prisene.

Som vi har nevnt, er det noen utfordringer knyttet til bruk av avgifter på utslipp til vann. Dette er fordi de må knyttes til den miljøskade utslippene gjør i de ulike vannforekomster, vannområder eller nedbørfeltdistrikt for at de skal kunne sies å virke og altså internalisere miljøskadene. Dette betyr at aktører med samme utslipp fra samme type utslippskilde vil måtte betale en ulik avgift dersom resipientene har ulik sårbarhet. Dette er for så vidt det samme man gjør når man stiller strengere utslippskrav til noen virksomheter som slipper ut til sårbare vannforekomster enn til andre som slipper ut til vannforekomster som tåler mer. Også de kommunale vann- og avløpsgebyrene varierer som kjent mye mellom kommuner. Forskjellen er at det blir enda mer synlig og sammenlignbart hvis avgiften som betales per utslippsenhet varierer mellom vannområder.

Når vi snakker om utslippsrelaterte avgifter og/eller kvoter kan det være grunn til å skille mellom såkalte punktkilder og diffus forurensning. Punktkilder er for eksempel utslipp fra avløpsrensaneanlegg, industribedrifter, gjødselkjellere etc. mens diffus forurensning er mest typisk representert ved avrenning fra landbruksarealer. Påvirkningen på resipienten kan være helt tilsvarende, men det er store forskjeller i hvor lett det er å måle og overvåke utslipp og utslippsreduksjoner. Dette er også grunnen til at man i lang tid har hatt oppryddingsaksjoner og utslippsreduksjoner for punktkilder i alle sektorer, mens man i mindre grad har hatt tilsvarende reduksjoner fra diffuse kilder.

Vi har sett fra Sverige, Skottland og USA at der man har forsøkt å innføre, eller har gjort grundige utredninger av avgifts- eller kvotesystemer, har man kun greid å inkludere (noen) punktkilder (muligens med noen unntak i kvotemarkedet i USA). Man har som intensjon å inkludere også diffuse kilder, men har ikke greid dette foreløpig. Det er derfor all grunn til å tro at også Norge vil ha større problemer med å innføre avgifter eller kvoter for diffuse kilder enn for punktkilder.

### ***Hva oppnår man hvis vannprising kun innføres for punktkilder?***

#### ***Kan i så fall vannprising fra for eksempel industri og avløpsanlegg være aktuelt?***

Vi vil først vurdere hva man kan vinne ved å innføre avgifter eller kvoter kun på utslipp fra punktkilder. I Sverige satset man i avgiftssystemforslaget fra Naturvårdsverket på å inkludere utslipp kun fra et par sektorer (avløpsrensaneanlegg og skogsindustri) i første runde. Allikevel regnet man med at dette ville gi besparelser og en mer kostnadseffektiv løsning. Svenskene valgte imidlertid relativt store regioner som handelsområde for kvotene der hver aktuell vannregion var foreslått å utgjøre et handelsområde. Det betyr at det vil være et visst antall avløpsrensaneanlegg og skogsindustribedrifter i hvert område. Grunnen til at man i Sverige

valgte et såpass stort område som handelsområde, var at de har særlig fokus på avrenning til havområdene (Østersjøen og Skagerrak).

I Norge har vi større oppmerksomhet på de enkelte vannområdene (og vannforekomstene). Det er derfor mye som taler for at man som utgangspunkt bør ha mindre handelsområder for å kunne gjenspeile forskjellen i vannkvalitet i de ulike områdene. Vannkvaliteten vil ofte variere mye innenfor en vannregion slik at dette ikke nødvendigvis vil være opplagte handelsområder med felles kvotemarked eller samme avgift. Dersom man ønsker en tilpasning som noenlunde gjenspeiler faktisk skadekostnad, vil handelsområdet bli begrenset, og dermed er det grunn til å anta at antallet virksomheter med punktutslipp blir nokså begrenset i hvert handelsområde. Jo færre typer virksomheter man greier å inkludere i avgifts- eller kvotesystemet, jo færre aktører kan inkluderes. Når det er få aktører i handelsområdet, risikerer man at transaksjonskostnadene ved å sette opp et regime for avgifter eller kvoter kan bli vel så store som gevinsten ved et markedsbasert system. Det vil rett og slett bli så få aktører som kan handle kvoter og forholde seg til avgifter at det i liten grad blir noen kostnadseffektiv tilpasning å snakke om. Dette skrives med visse forbehold fordi vi ikke har gått inn og sett på alle nedbørfeltområder for å se om det finnes noen områder med mange punktkilder som kan forsvare et marked, eller vannregioner som er såpass like med hensyn til vannkvalitet at man kan forsvare at hele vannregionen behandles som ett handelsområde.

Inkludering av vann- og avløpsanlegg i systemet byr imidlertid på ekstra utfordringer som ble påpekt i forprosjektrapporten (Magnussen et al. 2003). På grunn av svært høye investeringskostnader forbundet med ledningskapasitet vil det vanligvis bare være én tilbyder av vannforsynings- og avløpstjenester i et distrikt. Vanntjenester er eksempler på "naturlige monopoler", og dette kan ha betydning for effekten av eventuelle miljøavgifter.

Prisstrukturen i naturlige monopoler vil kunne være lite egnet for implementering av miljøavgifter der for eksempel tilknytningsgebyr er relativt høyt i forhold til brukeravgifter. Dette ser man for eksempel i andre naturlige monopoler som fasttelefoni. De fordelingsmessige effektene for forbrukere av nye avgifter forsterkes i en monopolsituasjon. Miljøavgifter på vanntjenesteprodusenter som har en dominerende stilling vil overføres på forbrukerne avhengig av hvor elastisk forbruket er i forhold til pris. Selv om det ikke er gjennomført studier i Norge med hensyn til husholdningenes priselastisitet for vann- og avløpstjenester, er det mye som tyder på at den er lav. Miljøavgifter vil – dersom etterspørselen er inelastisk – ha en sterk provenyeffekt (det vil si: skaffe inntekter til innkreveren) og relativt liten miljøeffekt. Vi har imidlertid for få (ingen) empiriske data i Norge i dag til å trekke en slik generell konklusjon for alle vanntjenester.

### ***Er utslipp fra diffuse kilder et stort problem og kan man inkludere diffuse kilder i et vannprisingssystem?***

Utslipp fra diffuse kilder er fortsatt en utfordring, og det gir grunn til å tro at mulighetene for lønnsomme avgifts- eller kvotesystemer stiger betydelig dersom man kan inkludere diffuse kilder i avgifts- eller kvotemarkedet. Det betyr i mange tilfeller at det blir atskillig flere aktører. Heterogeniteten blant aktørene øker, og dermed øker mulighetene for gevinst i form av at aktørene selv velger mer kostnadseffektive løsninger for å redusere utslippene.

Som vi har vært inne på, er diffuse utslipp i stor grad forbundet med landbruk (selv om det ikke bare er denne sektoren som har diffuse utslipp), og det er større problemer forbundet med å inkludere denne typen utslipp. Det går delvis på måleproblemene, men også på grunnlaget for å ilegge avgifter. Hvis vi ser på landbrukssektoren som den største kilden til diffuse utslipp, har det også med hele landbrukspolitikken å gjøre.

Måleproblemen har verken svenskene eller skottene løst så langt. Det man kan tenke seg å benytte for å beregne avgiftsstørrelsen er ikke faktiske måltall, men beregningsmodeller som viser utslipp gitt jordart, helning, klima, gjødsling osv. Slike beregningsmodeller finnes, men utfordringen er å få dem gode nok til å beregne avgifter på grunnlag av dem og oppnå *tillit* til at disse modellene er gode nok til å beregne avgiften. Dette vil kreve atskillig arbeid og innsats, og den skotske modellen der man har jobbet sammen med alle interesserte parter for å komme fram til omforente satser og faktorer etc. i avgiftssystemet, er et eksempel til etterfølgelse i så måte.

Det er mye som tyder på at i et begrenset handelsområde, som vil være aktuelt i Norge, bør diffuse utslippskilder inkluderes for å få de kostnadseffektivitetseffekter som markedsbaserte virkemidler kan gi. Det vil derfor være svært aktuelt å inkludere disse. Derfor bør man se videre på mulighetene for å knytte avgifter til beregningsmodeller, samt følge nøye med på hva skottene (og eventuelt senere også Sverige, Danmark og andre) gjør for å inkludere denne typen utslipp.

### ***Bør man tenke på nytt når det gjelder avgifter på innsatsfaktorer, for eksempel kunstgjødsel?***

En annen tilnærming som kan benyttes dersom det er måleproblemer knyttet til selve utslippene, er å legge avgift på innsatsfaktorer som er nøye forbundet med utslippene. For landbruk vil det være mest nærliggende med en avgift på nitrogen og fosfor i kunstgjødsel. En slik avgift har man hatt tidligere, og dette virkemiddelet er utredet i forkant av at avgiften ble innført. Man konkluderte den gangen med at det var en god løsning. Avgiften må imidlertid ha en størrelse som gjør at den har styringseffekt, slik at det ikke bare blir en fiskal avgift. Det er også noen problemer med slike avgifter særlig når man samtidig innfører og gjennomfører andre typer tiltak. Dette gjelder spesielt jordarbeidingstiltak, som gjør at samme tilførsel av nitrogengjødsel kan ha svært ulik effekt avhengig av hvilke jordarbeidingstiltak som gjennomføres på arealet. Siden avgift på nitrogen og fosfor i kunstgjødsel ble utredet og vurdert forrige gang, har det skjedd en omlegging i jordbruket med større vekt på miljøtilpasning. Dette innebærer mer miljøvennlig jordarbeidingspraksis, og tilskuddsordninger som er vridd i retning av å få til dette. Dersom man igjen skal vurdere innføring av nitrogen- og fosforavgift på kunstgjødsel, må man derfor gjøre nye utredninger med nye forutsetninger, ikke minst med hensyn til endret jordarbeidingspraksis osv.

### ***Kan man jenke på kravene til "optimale avgifter"?***

For "optimal" effekt av kvoter og avgifter bør avgiftene tilsvare nøyaktig skadekostnad i optimumspunktet. Dette er det ikke lett å oppnå i praksis, men det sier litt forenklet at avgiften må være ulik i sterkt forurensede vassdrag på Østlandet og Jæren (der skadekostnaden ved utslipp er stort) og et vassdrag høyt til fjells med stor ubrukt resipientkapasitet (der skadekostnaden i økonomisk forstand kanskje er tilnærmet lik null). I og med at det uansett er vanskelig å treffe med den "optimale" avgiften, kan man tenke seg en mer pragmatisk løsning der det innføres et avgifts- eller kvotesystem som er likt for hele landet, dvs. at den noen steder er "for høy" og noen steder "for lav" i forhold til skadekostnad, men i gjennomsnitt for landet (eller eventuelt regionene hvis man deler opp slik) vil den være "riktig".

Forslaget fra det svenske Naturvårdsverket går i den retning, spesifisert på region, men med utgangspunkt i avrenning og skadekostnad i havområdene. Danskene har per i dag en tilsvarende avgift som er lik i hele landet, men de har varslet gjennomgang og en mer markedsbasert løsning.

Motforestillingerne er at man i økonomisk forstand ikke oppnår mer optimalitet og kostnadseffektive løsninger. Likeledes kan det oppfattes som lite "fornuftig" og "rettferdig" at man skal betale det samme for utslipp for eksempel i det sterkt forurensede Vansjø-Hobøl-vassdraget som for utslipp til en innsjø der resipientkapasiteten er god og et utslipp vil ha svært liten eller ingen effekt. Fordelen er at det faktisk *betales* for å slippe ut forurensende stoffer, og slik sett bidrar denne avgiften til oppfyllelse av prinsippet om at forurenseren skal betale for utslippet sitt. Man kan også se for seg å dele landet inn i noen få soner der for eksempel sone 3 er områder med mange sterkt forurensede vassdrag med liten resipientkapasitet der utslipp vil ilegges en forholdsmessig høyere avgift enn i sone 1 som er områder der de fleste av vassdragene har stor ubrukt resipientkapasitet. Heller ikke ved en slik type generell eller sonedelt avgift kommer man imidlertid utenom måleproblemet ved diffus avrenning. Samtidig oppnår man å få inn penger fra avgiftene.

Selv om man tilstreber fastsettelse av en "optimal" avgift basert på miljøskade, vil målet om god status operasjonaliseres ved bruk av indikatorer. Avgiften må da i praksis settes så høyt at man med overveiende sannsynlighet når målet om god status. Dersom man ikke oppnår målsettingen med den avgiftssatsen som fastsettes, kan man justere avgiftssatsen over tid.

I det svenske avgiftsforslaget definerte de et relativt stort område som ett handelsområde for avgifter, og begrunnet det med at hovedproblemet er vannkvalitet og utslipp til havområdene i Østersjøen og Skagerrak. Dermed så man bort fra lokale vannkvalitetsforskjeller i alle ferskvannsføremøter i området. Dette blir ikke helt "riktig" i henhold til læreboka, men ble valgt av praktiske årsaker.

Det skotske systemet er en mellomløsning der man tar utgangspunkt både i utslippsmengde og resipient, men der myndigheten regner ut avgiften som skal betales for hver enkelt aktør i stedet for at markedet regulerer utslippene mellom aktørene/utslippene. Dette systemet tar sikte på at avgiften som betales av den enkelte aktør skal gjenspeile skadeposter (om ikke nødvendigvis i optimumspunktet, som kan være vanskelig å finne i praksis). Ved å ta utgangspunkt både i uttatt mengde, tidspunkt og resipient for uttak av vann, utslippsmengde av ulike komponenter og resipient for utslipp til vann, legges det opp til at avgiften skal reflektere skadepostene.

Systemet avviker imidlertid fra et annet viktig poeng ved tradisjonell vannprising; nemlig at aktørene selv skal finne fram til de optimale løsningene. I Skottland er det myndighetene som skal regne ut de spesifikke skadeposter og dermed avgiftene. Dermed oppnås ikke besparelser for samfunnet som er forbundet med at myndighetene ikke behøver å ha all mulig informasjon om de enkeltes forhold da aktørene selv finner fram til de optimale løsningene. Praktisk sett oppnår man på denne måten svært god kontroll med hva som skjer, og siden avgiftene også dekker poster til drift av systemet og kontroll av oppfølging, sikrer man at forurenserne betaler både for utslipp og for "systemet". Om dette er samfunnsøkonomisk optimalt er et annet spørsmål.

### ***Hva med omsettelige kvoter kontra avgifter?***

Mye av det som er sagt om avgifter gjelder også for omsettelige kvoter, bortsett fra at de i varierende grad gir inntekter til statskassen eller en øremerket kasse (avhengig av om de første kvotene auksjoneres bort eller deles ut på grunnlag av tidligere forurensningshistorie). På noen områder kan omsettelige kvoter ha fortrinn. For eksempel kan man "dele ut" en del kvoter gratis til ulike aktører, eller angi dem som en prosentvis reduksjon fra dagens utslipp. I Nederland har man vurdert kvoter for utslipp til vann og samtidig sagt politisk at innføring av

vanddirektivet ikke skal koste den enkelte bonde noe ekstra. Derfor har man vurdert at et eventuelt kvotesystem må utstyre hver bonde med utslippskvoter som tilsvarer dagens utslipp. De blir dermed bare selgere av kvoter.

## 5.4 Øremerking av miljøavgifter?

Hensikten med miljøavgifter er å internalisere negative miljøeffekter, for eksempel forurensende utslipp til vann, og påvirke adferden slik at aktørene reduserer utslippene til "optimalt" nivå i samfunnsøkonomisk forstand. Avgifter betales som regel inn til statskassen og der fordeles de til alle mulige tiltak på statsbudsjettet. Flere offentlig oppnevnte utvalg i Norge (jf. kapittel 3) har konkludert med at dette fortsatt bør være tilfellet, og at øremerking av avgifter bør unngås fordi det fører til ineffektiv ressursallokering og binder opp utgiftssiden i budsjettet.

I Norge har vi derfor i liten grad praktisert øremerking av inntekter fra miljøavgifter. Det er god samfunnsøkonomisk teori bak dette. Pengene som samles inn via miljøavgifter skal bidra til å internalisere de negative miljøeffektene (påvirker skal betale) mens allokering av midler til ulike formål i statsbudsjettet må vurderes uavhengig av hvor mye som kommer inn fra avgifter på ulike områder (jf. kapittel 3.1).

Til tross for den samfunnsøkonomiske teorien bak regelen om at avgifter ikke skal øremerkes, kan det være gode grunner til å vurdere dette prinsippet nærmere. For mange er det vanskelig å forstå logikken i at noe kalles "miljøavgift" når det ikke brukes til miljøtiltak. Dette blir ekstra krevende å forsvare når avgiftene av ulike årsaker fastsettes slik at de faktisk ikke har styringseffekt, og heller ikke kan sies å representere de eksterne effektene som skulle internaliseres. I slike tilfeller er det mye som taler for at avgiftene er rene fiskalavgifter som kun innføres for å skaffe penger til statskassen. Det kan føre til legitimitetsproblemer ved innføring av miljøavgifter. Dette er påpekt for eksempel av Brunvoll (2009).

I mange land oppfattes penger som går til statskassen som "tapt", i motsetning til penger som blir værende i sektoren eller regionen. Miljøvernere foretrekker ofte også avgifter som er øremerket til offentlig finansierte tiltak. Sterner (2003) beskriver at økonomer generelt er skeptiske til øremerking av avgifter til spesielle formål og argumenterer ofte med at avgifts- og skatteinntekter bør gå til statskassen der de offentlige godene (inkludert miljøforbedring) skal konkurrere på lik linje med hensyn til offentlig finansiering. Både i industriland og utviklingsland er øremerking vurdert som en ytterligere begrensning i optimalisering av offentlige skatter og avgifter. Generelt er den økonomiske tradisjonen i Europa også negativ til øremerking. Men i USA så vel som mange andre industriland og utviklingsland, er midler ofte øremerket til store økonomiske tiltak som veibygging. I en økonomi der mange av midlene allerede er øremerket, og der den offentlige allokeringen av finansiering ikke fungerer optimalt, kan politisk-økonomiske argumenter tale for en øremerking av enkelte miljøavgifter.

Sterner (2003) viser til eksempler i miljøpolitikken. For vann- og kloakkforvaltningen påløper en avgift hos konsumenten for å finansiere tilbudet. Tilsvarende, blir ofte pengene fra fiskekort og jaktkort brukt for å bevare habitater. I Frankrike finnes også en generell negativ holdning til øremerking, men skatt på svoveldioksid ( $\text{SO}_2$ ), flyktige organiske forbindelser (VOC) og nitrogenoksider ( $\text{NO}_x$ ) er allikevel øremerket til rensetiltak hos de forurensende virksomheter.

Hvis man aksepterer en form for øremerking, kan det for eksempel være naturlig å bruke skatter på svovelutslipp til å finansiere kalking av innsjøer, fordi det øker innsjøens evne til å tåle sur nedbør som følge av  $\text{SO}_2$  - utslipp. Selv om det ville være en ren tilfeldighet om optimal kalking ble oppnådd ved å bruke inntektene fra en svovelavgift, kan det likevel være

en politisk praktisk ordning. Fordelingsmessige forhold vil ofte være viktig i en slik sammenheng. Hvis alle skatter er økt i for eksempel en region, synes det realistisk å forvente lokalt press for å holde disse inntektene i regionen i stedet for å spre dem over hele landet. I fravær av optimale skatte- og overføringsinstrumenter, kan øremerking være en nest-beste strategi (Pirttilä 1998).

Prinsippet om at avgifter ikke skal øremerkes, men gå rett i statskassen gjelder ikke fullt ut i Norge. Dette har dels sammenheng med hva som defineres som "avgift" i juridisk forstand. Vi så for eksempel at konsesjonsavgifter fordeles med en del til staten og en del til berørte kommuner. Innen samferdselssektoren fordeles inntekter fra bompenger og annen form for veiprising til det aktuelle samferdselsprosjektet, ikke nødvendigvis til vei, men til samferdselssektoren i et bestemt område. Gebyrer som defineres som betaling for tjenester er, naturlig nok øremerket til dette formålet. Det gjelder for eksempel kommunale vann- og avløpsavgifter, og betaling for kulturminnevern i Vinstrasaken. Nærings- og miljøfond som avsettes ved vannkraftreguleringer er i en mellomstilling. Dette er ikke betaling for tjenester, men en kompensasjon til "lokalsamfunnet" enten i form av avsetninger til "næringsutvikling" eller "miljøtiltak" lokalt.

Det kan derfor se ut til at prinsippet om at inntekter fra avgifter skal gå inn i statskassen uten øremerking ikke praktiseres fullt ut, og at man derfor også burde se på dette prinsippet igjen når det gjelder miljøtiltak mer generelt.

Uavhengig av hvordan innkrevde avgifter skal allokere, må de imidlertid først fastsettes og innkreves, og problemstillingene her blir de samme.

## **5.5 Utslipp til vann – muligheter for bruk av andre økonomiske virkemidler?**

### ***Muligheter med subsidier, kompensasjonsmekanismer og frivillige avtaler?***

Subsidiering av ønsket praksis og produksjonsprosesser er også et økonomisk virkemiddel. På en del områder kan subsidier også lede til en samfunnsøkonomisk optimal løsning slik som en avgift eller omsettelige kvoter. Men konsekvensene for statskassen og fordelingseffektene mellom ulike aktører blir ulik. Når man snakker om "vannprising" er derfor ikke subsidier det første man tenker på, men ut fra definisjonen av vannprisingspolitikk i kapittel 2 er også subsidier et virkemiddel som virker direkte på prisen og dermed gir effekt på tilpasningen til vannbrukerne.

Som for avgifter kan det være grunn til å skille mellom subsidier i samfunnsøkonomisk forstand (subsidie per enhet utslipp som teoretisk sett gir samfunnsøkonomisk optimalt utslipp), og subsidieordninger som er tilskudd i form av et pengebeløp eller subsidierte lån (lavere rente, lenger løpetid rentefritak) etc. som ikke nødvendigvis vil føre til samfunnsøkonomisk optimalt utslipp, men som innføres blant annet for å unngå uheldige fordelingseffekter.

Subsidiering av ønsket praksis og produksjonsprosesser som reduserer negative miljøeffekter eller skaper positive miljøeffekter er noe brukt i norsk vannforvaltning, særlig i landbrukssektoren. Her gis det tilskudd til tiltak som skal bidra til å redusere negative eksterne effekter i form av forurensning til vann og vassdrag (for eksempel tilskudd til miljøvennlig jordarbeidspraksis), eller fremme positive eksterne effekter som kulturlandskap og landskapsestetiske effekter. Som vi så i kapittel 3, opereres det med økonomiske virkemidler i

form av tilskudd både på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå i norsk landbrukspolitikk. I myndighetenes miljøstrategi for 2008-2015 tas det til orde for i større grad å styre disse økonomiske virkemidlene til områder som defineres som sårbare.

I EU er det økende interesse og arbeid for å inkludere det som kalles "betaling for økosystemtjenester" (PES = Payment for Ecosystem Service) i den felles europeiske landbrukspolitikken, og at dette også settes i sammenheng med oppfyllelse av vanddirektivet (jf. kapittel 4.5.)

Videre har vi sett at det svenske forslaget til avgifter/kvotesystem la opp til å kombinere markedet for omsettelige kvoter med betaling for kompensasjonstiltak. I første omgang ville det si at avløpsanlegg og skogsindustri (de virksomheter som en antok kunne inkluderes i første runde) skulle betale en avgift for utslipp over en viss grense. Inntektene fra disse avgiftene skulle gå til dem som ønsket å gjennomføre kompensasjonstiltak, som for eksempel å etablere fangdammer, plante vegetasjonssoner, etc. Dette er altså et system som kombinerer avgifter og subsidier.

Frivillige avtaler (jf. omtale i kapittel 3) er ikke nødvendigvis et økonomisk virkemiddel, men kan innebære at for eksempel en bransje inngår avtale med myndighetene om at de skal redusere sine utslipp med en viss prosent. (jf. kapittel 3.4.6.). Frivillige avtaler kan imidlertid også benyttes for å innføre kompensasjonsordninger, og for å skape forståelse for behov for tiltak og tiltaksgjennomføring og -finansiering på tvers av sektorer, for eksempel lokalt eller i en region.

En ulempe med økonomiske virkemidler som subsidier, tilskuddsordninger (som betaling for økosystemtjenester og kompensasjon for miljøvennlig tiltak) og frivillige avtaler, er at de ikke genererer penger inn i systemet, men tvert imot krever midler til utbetaling av subsidier og kompensasjonstiltak.

Verken subsidier eller andre kompensasjonsmekanismer som "betaling for økosystemtjenester" er i tråd med prinsippet om at påvirker skal betale. På den annen side kan man si at kompensasjonsmekanismer er betaling for å ta vare på/sikre/øke tilfanget av økosystemtjenester, dvs. betaling for å fremskaffe positive eksterne effekter..

Det er også en viktig del av det å fremme "riktige" økonomiske virkemidler å *fjerne* eller *redusere* bruken av økonomiske virkemidler – tilskudd – som er skadelige for miljøet, for eksempel produksjonspraksiser som øker forurensning og andre negative miljøvirkninger. I debatten om "kompensasjonsmekanismer" eller betaling/tilskudd/subsidier til miljøvennlig drift (eventuelt betaling for økosystemtjenester), er det derfor et viktig poeng at man jobber for å erstatte miljøskadelige tilskuddsordninger med tilskuddsordninger som fremmer miljøvennlig praksis og produkter.

### ***Muligheter ved lokal/regional tilpasning og kombinasjon av tiltak?***

Samfunnsøkonomisk optimal prising av vanntjenester vil kreve variasjon i bruk av regulerings- og markedsbaserte virkemidler mellom nedbørfelt. Det vil sannsynligvis kreve at nedbørfeltdistriktene innehar lokal nedbørfelt-kompetanse om vannbruk, eller at slik desentralisert kompetanse sikres hos myndighetene som får forvaltningsansvaret for vanddirektivet.

Det kan være grunn til å vurdere om man i større grad kan *kombinere* virkemidler og i større grad skreddersy virkemiddelpakken til de enkelte vannregioner eller -områder, slik man for

eksempel har gjort i Vansjø-Hobøl-området ved bruk av blant annet frivillige avtaler. Man må ha noen mer generelle virkemidler som gjelder hele landet, men i og med at både resipientene og forurenserne/ aktørene er såpass forskjellige i de forskjellige vannområdene, tilsier det også at man bør tenke mer variert når det gjelder utforming av virkemidler.

Det ligger godt til rette for dette ved at Norge har en sterk tradisjon og kultur for ulikheter mellom områder. De kommunale vann- og avløpsgebyrene varierer for eksempel betydelig mellom ulike kommuner. Bedriftenes utslippstillatelser (som er en form for kvoter som ikke er omsettelige) kan variere avhengig av resipientenes sårbarhet. Også landbruksmyndighetenes miljøstrategi (LMD 2008) vektlegger at virkemidlene i landbruket må settes inn der de gir mest igjen ut fra kommunale handlingsplaner. En utfordring er det at vannområdegrensene ikke følger kommunegrensene, men gjennom henholdsvis vannregion- og vannområdeutvalgene må det kunne finne sin løsning.

Ved mer lokaltilpassede løsninger kan også gjennomføring av frivillige avtaler mellom ulike typer forurenserere være en god tilnærming.

Nedbørfelt med få, men veldefinerte vanntjenestebrukere kan være kandidater for prøveforsøk med private frivillige avtaler for å internalisere miljøkostnader (à la Coase-teoremet). Som vi har sett, er det fra økonomisk teoretisk hold en viss skepsis mot slike avtaler, mens mange bedrifter og aktuelle aktører er positive. Noe av bakgrunnen for dette, er at aktørene slipper å betale for restutslippet – og det skaffer derfor ikke penger til statskassen (eller andre kasser). Imidlertid kan også frivillige avtaler utformes på ulike måter – som i større eller mindre grad ivaretar ulike prinsipper i forureningspolitikken. Vår vurdering er at slike avtaler bør vurderes som et aktuelt virkemiddel, men at man da nøye bør vurdere utforming, deltakere etc.

For å få til skreddersydde regionale løsninger og et løft i arbeidet med å forbedre vannmiljøet i tråd med vanddirektivet, er det verdt å se nærmere på et system som gjør at avgiftsmidler øremerkestil regionale vannmiljøtiltak, og innbetales til et fond eller lignende som disponeres regionalt (bestyres av vannregionmyndighet) og at tiltakene så gjennomføres ut fra deres beregnede kostnadseffektivitet, på tvers av sektorer. Dette forutsetter at innkrevde avgifter (og gebyrer) øremerkes til vannmiljøtiltak i regionen. Det vil også være naturlig at midler fra landbrukets regionale og lokale miljøprogram kanaliseres til samme fond. Det vil i den forbindelse være interessant å vurdere nærmere om landbrukets miljøtilskudd i større grad kan betraktes og behandles som betaling for økosystemtjenester når tiltak i landbruket bidrar til det. Et slikt system vil kreve at man i større grad gjennomfører arbeidet på tvers av sektorer, også når det kommer til gjennomføringsfasen. Et slikt fond som skal benyttes internt i regionen for å få mest mulig vannkvalitetsforbedring per krone som disponeres, kan gi håp om at gjennomføring av tiltak i større grad kan gjennomføres ut fra kostnadseffektivitet og i mindre grad ut fra hvilke sektorer som har adekvate finansieringsordninger og virkemidler. Et regionalt fond som disponerer midler på tvers av sektorer ligger i det svenske utredningsforslaget, og det er også slik det fungerer i Skottland (som i denne henseende bare består av en region) og for eksempel i Nederland der man har sterke "water boards".

For å få på plass lokaltilpassede virkemiddelpakker – gjerne gjennom blant annet frivillige avtaler – trengs en styrking av vannregionmyndigheten som avtalepartner og eventuelt som den som sitter på "kassen" av øremerkede tiltaksmidler for det aktuelle området.



### **Økonomiske virkemidler for å få dekket kostnader til tiltaksplaner, overvåking og andre administrative oppgaver ved vannforvaltning?**

Det betales i dag vann- og avløpsgebyr for bruk av vann og avløp for alle som er koblet til offentlig vann- og avløpsnett i Norge. Gebyrene er imidlertid kun – i beste fall – knyttet til vannforbruk, mens avgift for utslipp er en fast sum per m<sup>3</sup> vann (brukt og sluppet ut). Mange steder er vann- og avløpsgebyr ikke en gang knyttet til vannmengde fordi det fordrer installasjon av vannmåler. Der det ikke er vannmåler, stipuleres forbruk ut fra størrelse på eiendommen. Det er videre fastsatt i forskriften at gebyrene skal dekke de finansielle kostnadene til vannforsyning og avløpshåndtering. Det kan diskuteres i hvilken grad dagens vann- og avløpsgebyr helt eller delvis også kan sies å dekke miljø- og ressurskostnader. Argumentene for at de gjør det, er at ledninger og renseanlegg må forutsettes å bli bygget slik at alle vannforekomster oppfyller fastsatte miljømål. Dermed vil gebyrene også dekke kostnadene ved å oppnå god miljøtilstand. For at dette skal stemme, må man anta at miljøkostnadene ved restutslippene er lik 0, for det betales jo bare for de utslippene som fjernes og den miljøtilstand som derved oppstår.

Der gebyrene ikke er koblet til vannforbruk, er det tvilsomt om vann- og avløpsgebyr kan karakteriseres som vannprising. Der vann- og avløpsgebyr innkreves per liter, ligger det et incentiv til å spare på vannet, men ikke til å redusere utslippene.

Det kan være vanskelig å tenke seg at man skal måle utslippene for hver husholdning, men man kunne tenke seg å avgiftsbelegge avløpsanleggene avhengig av hva de slipper ut. Dermed vil de få incentiver til å redusere utslippene i sitt distrikt, for eksempel ved bedre overvannshåndtering, behandling av farlige stoffer som slippes på ledningsnettet osv. Man kunne også tenke seg "refusjonsordninger" for husholdninger som gjør spesielle tiltak (for eksempel installerer biologisk toalett eller andre tiltak som reduserer utslippene) på samme måte som mange kommuner gir rabatt i renovasjonsavgiften dersom husholdningene frivillig innfører for eksempel hjemmekompostering av matavfall.

Den mest nærliggende utviklingen av denne ordningen synes imidlertid å være å vurdere å utvide avgiftsgrunnlaget – altså det som skal dekkes via vann- og avløpsgebyret – til også å dekke nødvendig utredning og overvåking knyttet til sektorens del av oppfølgingen av vanddirektivet. Dette vil kreve endring i forskriften og kontroll med oppfølging av hva som er "deres del", men ville gjøre det enklere å pålegge slik oppfølging. I og med at det er svært mange vann- og avløpsverk rundt i kommunene, vil det også kreve noe samordning fra sentralt nivå eller vannregionnivå for å sikre koordinert overvåking og utredning.

Man kan også vurdere et system som ligner det vi har sett at SEPA i Skottland har innført, der gebyr eller avgift varierer avhengig av vurdering av størrelse på utslipp og risiko (jf. kapittel 4.1.). Sannsynligvis vil de fleste husholdninger falle i samme gruppe, men systemet gir økte muligheter for å differensiere gebyret ut fra risikoen for utslipp, noe som kan gi incentiver til å sette i verk tiltak for å redusere risikoen for utslipp.

Med et system mer likt det skotske SEPA-systemet, vil også andre aktører som tar ut eller forurenser vann bli innlemmet i systemet og betale en avgift, som inkluderer kostnader til administrasjon og overvåking av vannforekomstene.

En ulempe med det norske systemet sammenlignet med det skotske, er at Skottland har ett overordnet organ som kan fastsette vann- og avløpsgebyrer mens vann- og avløpsgebyrene i Norges fastsettes i hver og en av de ca. 430 kommunene. Det vil si at oppfølging, koordinering og hensiktsmessige bruk av innsamlede midler er adskillig enklere i Skottland enn i Norge i dag.

Et alternativ til å samle "alt" i ett system slik man tilstreber i Skottland, er derfor på tilsvarende måte som for vann- og avløpsgebyrene å utvide hva det betales gebyr for ved utslippstillatelser til industrivirksomheter, tillatelser innen vannkraft osv. til også å inkludere administrasjon og overvåking av vannressursene (der det ikke allerede er inkludert). I dette tilfellet er det imidlertid ikke noen samfunnsøkonomisk optimal vannprising som tilstrebes eller oppnås, men en pragmatisk måte for å få inn nødvendige midler til administrasjon og overvåking. Det kan også stilles spørsmål ved om det er en samfunnsøkonomisk mer hensiktsmessig måte å skaffe finansiering på enn ved å dekke slike kostnader over ordinære budsjetter.

## 5.6 Konkluderende kommentarer

Ut fra den generelle diskusjonen av vannprising kan vi slå fast at vannprising er av størst betydning der det er knapphet på vannmengde eller vannkvalitet. Jo større knapphet på vannressurser og jo høyere miljøkostnader, desto større blir "feilallokeringen" i henhold til økonomiske teori. Jo større miljø- og ressurskostnadene er, jo større "feil" gjøres dessuten ved kun å inkludere finansielle kostnader ved beregning av kostnadsdekning.

Fordelingseffekter har vært et viktig tema i debatten knyttet til eventuelt mer utstrakt bruk av prising av (bl.a.) vanntjenester. Fordelingseffekter varierer med hvilke virkemidler og prisstrukturer som tas i bruk. Generelt er det slik at et enkelt virkemiddel ikke kan oppnå flere ulike mål optimalt, enten det dreier seg om miljømål, økonomisk optimalitet, fordelingsmessig rettferdighet e.l. Fordelingsmessige effekter bør i prinsippet vurderes separat fra virkemiddelspørsmålet, selv om politisk motstand mot virkemidler ofte er begrunnet ut fra fordelingsmessige hensyn.

Det er opplagt at en eventuell praktisk utforming og gjennomføring av mer vannprising eller økt bruk av økonomiske virkemidler rent generelt vil reise flere praktiske problemstillinger som ikke er tatt opp i denne rapporten. Det vil være nødvendig å gjøre avveininger blant annet mellom hva som er teoretisk mest "riktig" og hva som er praktisk (og politisk) gjennomførbart.

Man så for eksempel i Sverige at Naturvårdsverkets forslag til miljøavgifter har støtt på problemer, særlig av juridisk art. Sverige, som Norge, har et system for utslippstillatelser der myndigheter gir hver enkelt virksomhet en viss utslippstillatelse (dvs. kvote som ikke er omsettelig). I et system med avgifter eller omsettelige utslippskvoter, er det et poeng at alle aktører *ikke* skal rense like mye (om de da ikke har like marginale rensekostnadskurver). Dermed vil noen aktører under et virkemiddelregime med avgifter eller omsettelige kvoter slippe ut mer enn den gjeldende utslippstillatelsen tilsier, og noen vil slippe ut mindre (hvis man ikke stiller minimumskrav som er gjeldende utslippstillatelser, men det vil ofte redusere gevinsten ved å innføre et markedsbasert system). Dette kommer lett i strid med gjeldende juridiske retningslinjer. Det samme kan være tilfelle for en del EU-direktiver, som stiller spesielle krav (for eksempel til "Best Available Technology" - BAT) for hver enkelt aktør.

Man jobber i Sverige for å komme rundt dette, men det tilsier at før implementering av ulike avgifter, må blant annet det juridiske grunnlaget vurderes mer i detalj for hvert enkelt forslag.

Et annet generelt problem ved avgifter og kvoter knyttet til utslipp er måleproblemene for kilder med diffus avrenning. Andre kilder som husholdningsavløp og industri har utslipp som er relativt enkle å måle. Det samme har utslipp fra punktkilder i landbruket mens avrenning fra jordbruksjord er vanskeligere. Det er derfor få (om noen) land som har innført avgifter eller

kvoter knyttet til utslipp fra alle sektorer – inkludert landbruksavrenning, men flere jobber med eller vurderer dette (for eksempel Skottland og Sverige).

Som en praktisk tilnærming kan man tenke seg avgifter som i større grad er *like store* i hele landet/hele regionen, slik for eksempel avgiften på avløpsutslipp i Danmark er (dvs. et visst antall danske kroner betales per kg nitrogen, fosfor og organisk stoff uavhengig av resipient). Man kan også tenke seg at avgiftnivået deles i for eksempel tre nivåer ut fra resipientkapasiteten, der utslipp i områder med mange sterkt forurensede vassdrag ilegges en høyere avgift enn i områder der de fleste av vassdragene har stor ubrukt resipientkapasitet. Da beveger man seg bort fra "kongstanken" med økonomiske virkemidler, nemlig å oppnå den optimale løsningen til lavest mulig samfunnsmessig kostnad. Men man oppnår at påvirker betaler (om ikke proporsjonalt med faktisk skadekostnad de påfører samfunnet), og man får "penger i kassen".

Det skotske systemet er en mellomløsning der man tar utgangspunkt både i utslippsmengde og resipient, men der myndigheten regner ut avgiften som skal betales for hver enkelt aktør i stedet for at markedet regulerer utslippene mellom aktørene/utslippene.

De norske og utenlandske eksemplene og diskusjonen i dette kapittelet indikerer at det er rom for mer bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning. Samtidig er det begrensninger som har å gjøre med den store diversiteten i norske vannforekomster både når det gjelder naturgrunnlag, dagens miljøtilstand og virksomheter som påvirker resipientene.

Vi ser to mulige hovedtilnærminger, som begge kan ha noe for seg. Den ene bygger på et omfattende administrativt system som det beskrevne skotske (jf. kapittel 4), der man i stor grad går inn og kartlegger påvirkerne i hvert område og fastsetter avgifter ut fra det. Dette vil kreve betydelig administrasjon og ressurser til oppbygging, men kan gi et svært godt grunnlag for "riktig prising" av mer eller mindre alle aktører når systemet er på plass. Som man har erfart i Skottland er det også avgjørende at man underveis har utstrakt samarbeid med alle aktører. Hvis man får til det, kan man oppnå god oppslutning om systemet og stor tillit til at det er rettferdig, og man unngår "svarte-per" eller "free-rider"-spill mellom ulike aktører og sektorer. I og med at systemet har inkludert kostnader til administrasjon og kontroll (transaksjonskostnader) i avgiftsbeløpet, sikrer man at påvirkerne betaler fullt ut, og man sikrer drift av systemet. Systemet innebærer øremerking av avgiften til vannmiljøtiltak.

Ved vurdering av det skotske systemet er det grunn til å minne om at vannforvaltningen i Skottland er svært ulik vannforvaltningen i Norge. Hovedforskjellen er at "all makt" mer eller mindre er samlet i SEPA, og på forsyningsiden har man Scottish Water som tilnærmet enerådende. Dette letter innføring og administrasjon, og er svært ulikt situasjonen i Norge.

Vi ser derfor for oss at innføring av "SEPA-systemet" i Norge, vil være en ganske tung prosess, ikke minst juridisk og forvaltnings/administrasjonsmessig. Men det kan være elementer fra SEPA-systemet som med hell kan overføres med tanke på å styrke den nedbørsfeltvise tankegangen fra vanddirektivet i Norge også organisatorisk.

## 5.7 Hovedanbefalinger

For å oppnå en vannforvaltning som er mer kostnadseffektiv og i større grad benytter vannprising og andre økonomiske virkemidler enn i dagens norske vannforvaltning, er det en enklere vei fram å tilpasse, justere og eventuelt supplere de virkemidlene som allerede finnes. Med den fragmenterte vannforvaltningen vi har i Norge, og som ikke lar seg endre over

natten, har vi mest tro på en slik tilnærming. Vi anbefaler derfor følgende viktige skritt i denne retning:

- 1) Justere konsesjonsavgifter og andre avsetninger til miljøfond, kulturminnearbeid etc. ved vannkraftregulering slik at de i større grad reflekterer de faktiske miljøskadene reguleringen representerer.
- 2) Øremerke en større del av landbrukstilskuddene til miljøtiltak, og styre tilskuddene i mye sterkere grad til områder som har mest behov for avrenningsreduksjon. Dette gjelder både RMP- og SMIL-midler.
- 3) Fjerne landbrukstilskudd på nasjonalt nivå som gir forurensning (unngå subsidiering av forurensning) og legg om tilskuddene slik at forurensningsreducerende praksis belønnes på bekostning av dem som forurenser.
- 4) Vurdere nærmere om landbrukets miljøtilskudd i større grad kan betraktes og behandles som betaling for økosystemtjenester når tiltak i landbruket bidrar til å sikre økosystemtjenester.
- 5) På sikt bør man vurdere å innføre mer generelle avgifter/kvotesystem. Dette bør man imidlertid avvente til man eventuelt kan inkludere diffuse utslipp; ellers vil et resipientbasert handelsområde inkludere for få aktører til at det er nok å vinne. Man bør jobbe videre med å forsøke å inkludere diffuse utslipp i et system med modellberegninger, samtidig som man følger nøye med på hva andre land gjør (særlig Skottland, som synes å ha kommet lengst og er fast bestemt på å få inkludert disse utslippene, men også land som Sverige og etter hvert også kanskje Danmark).
- 6) Mens man jobber med muligheter for å inkludere diffuse utslipp, bør det jobbes med lokale/regionale løsninger og kombinasjon av virkemidler. Særlig er det viktig med tilpasning og styrking av eksisterende virkemidler som i større grad kan skreddersys til å redusere uttaks- og forurensningsproblemer. Det vil også kreve at en større del av tilskuddene i landbruket kanaliseres til denne typen virkemidler (eventuelt som betaling for økosystemtjenester). Samtidig må man nasjonalt sørge for at subsidier som bidrar til miljøskade fjernes generelt. Det skal ikke lønne seg å forurense!
- 7) Man bør i større grad vurdere å kombinere virkemidler og skreddersyde virkemiddelpakker til de enkelte vannregioner eller -områder. For å få til et skreddersydd system, er det verdt å se nærmere på muligheten for at avgiftsmidler øremerkes til regionale vannmiljøtiltak, og innbetales til et fond eller lignende som disponeres regionalt. Tiltakene må så gjennomføres på tvers av sektorer ut fra deres beregnede kostnadseffektivitet. Det vil også være naturlig at midler fra landbrukets regionale og lokale miljøprogram kanaliseres til samme fond. Det vil kreve at man i større grad gjennomfører vannmiljøarbeidet på tvers av sektorene, også når det kommer til gjennomføringsfasen. Et slikt fond som skal benyttes internt i regionen for å få mest mulig vannkvalitetsforbedring per krone, kan gi håp om at gjennomføring av tiltak i større grad kan gjennomføres ut fra kostnadseffektivitet og i mindre grad ut fra hvilke sektorer som har adekvate finansieringsordninger og virkemidler. Et slikt type regionalt fond der midlene disponeres på tvers av sektorer, ligger i det svenske utredningsforslaget. Det er også slik det fungerer i Skottland (som i så henseende bare består av en region) og for eksempel i Nederland der man har sterke "water boards".

- 8) Det bør gjøres en vurdering med tanke på justering av vann- og avløpsgebyr og tilsvarende ordninger i andre sektorer. Slik vil nødvendige kostnader til tiltaksplaner, overvåking, opprensning av forurensning uten "eier" og lignende være en del av avgiftsgrunnlaget og dekkes inn. Her kan man tenke seg en pragmatisk løsning der det innføres et avgifts-/kvotesystem som er likt for hele landet, dvs. at den noen steder er avgiften "for høy" og noen steder "for lav", men "riktig" i gjennomsnitt for landet. Man kan også se for seg å dele landet inn i noen få soner, der man har ulike nivåer av ubrukt resipientkapasitet, og hvor utslipp i soner med mange forurensede vassdrag og liten resipientkapasitet vil ilegges en forholdsmessig høyere avgift enn i soner der de fleste av vassdragene har stor ubrukt resipientkapasitet.

## Referanser

Brunvoll, A. (2009): Måling og feilmåling av miljøavgifter. Økonomiske analyser 3/2009.

Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (2010). Water Framework Directive. The way towards healthy waters. Results of the German River basin management plans 2009. Berlin 2010.

Forskrift om plantevernmidler. <http://www.lovdatabasen.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf-20040726-1138.html>

Kraemer, R.A., Pielen, B.M. og Leipprand, A. (2003). Economic Instruments for Water Management: Extra-regional experiences and their applicability in Latin America and the Caribbean, in: "Economic Instruments for Water Management: Experiences from Europe and Implications for Latin America and the Caribbean", R.A. Kraemer, Z.G. Castro, R.S. da Motta & C. Russell (eds.), Inter-American development bank, Regional policy dialogue study series, Washington, D.C., USA.

LMD (2008): Landbruks- og matdepartementets miljøstrategi 2008-2015. Landbruks- og matdepartementet, Oslo.

Magnussen, K., D. Barton og E. Romstad (2003): Kostnadsdekning og prising av vanntjenester – Forprosjekt i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann. KM Miljøutredning, rapport 2003-02.

Mattheis, V., Le Mat, O. and P. Strosser (2009). Which role for economic instruments in the management of water resources in Europe? In search for innovative ideas for application in the Netherlands, Report for the Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management, unpublished.

Miljøstyrelsen (2005). Økonomisk analyse i forbindelse med basisanalyse. Notat 31, januar 2005. <http://www.blst.dk/NR/rdonlyres/6696F044-C7C0-4B2F-BA3AC2D4AE1F2F32/0/notatom%C3%B8konomiskanalyseifmbasisanalysenrev1.doc>

Miljøministeriet (2010). Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer. Version 4. By- og Landskapsstyrelsen, januar 2010. <http://vandognatur.kontainer.com/files/folders/30088/>

Millenium Ecosystem Assessment 2005: Ecosystems and human well-being: current state and trends - findings of the Condition and Trends Working Group / edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash.

Naturvårdsverket (2010): Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor. Rapport 6345, mars 2010. Naturvårdsverket, Sverige.

Norsk Industri (2009): Viderefører avtale om kutt i svovelutslipp. <http://www.norskindustri.no/klimate-energi/viderefoerer-avtale-om-kutt-i-svovelutslipp.html>.

NOU(1995): Virkemidler i miljøpolitikken. NOU 1995:4. Norges offentlige utredninger. Miljøverndepartementet, Oslo.

NOU (1996): Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting. NOU 1996:9. Norges offentlige utredninger, Finansdepartementet, Oslo.

NOU (2007): En vurdering av særavgiftene. NOU 2007:8. Norges offentlige utredninger, Finansdepartementet, Oslo.

NOU (2009): Globale miljøutfordringer – norsk politikk. NOU 2009:16. Finansdepartementet, Oslo.

Odelstingsproposisjon (1999-2000): Ot.prp. nr. 32: Om lov om avgift til forskning og utvikling i fiske- og havbruksnæringen.

Olje- og energidepartementet (2008): Revisjon av konsesjonsvilkår i Vinstravassdraget. Kongelig resolusjon. Saksnr. 01/375.

Orth, H. (2004) Ermittlung der Kostendeckung der Wasserdienstleistung in NRW, Abschlussbericht, Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik; available under:  
[http://wiki.flussgebiete.nrw.de/images/4/44/Abschlussbericht-Kostendeckung\\_in\\_NRW.pdf](http://wiki.flussgebiete.nrw.de/images/4/44/Abschlussbericht-Kostendeckung_in_NRW.pdf)

Orth, H. und R. Pecher (2004) Pilotprojekt Lippe zur wirtschaftlichen Analyse der Wassernutzungen im Einzugsgebiet der Lippe, Abschlussbericht, Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik in cooperation with Ingenieurbüro Dr.-Ing. Rolf Pecher; available under:  
[http://wiki.flussgebiete.nrw.de/images/a/a5/Abschlussbericht\\_Pilotprojekt\\_Lippe-Beschreibung-Wassernutzungen.pdf](http://wiki.flussgebiete.nrw.de/images/a/a5/Abschlussbericht_Pilotprojekt_Lippe-Beschreibung-Wassernutzungen.pdf)

Pirttilä, J. 1998. Earmarking of Environmental Taxes. Efficient, After All. Discussion Paper no. 4/98. Helsinki, Finland: Bank of Finland.

Skarbøvik, E. and Bechmann, M. (2010). Some Characteristics of the Vansjø-Hobøl (Morsa) Catchment. Bioforsk Report. Vol. 5 No. 128 2010.

SOU (2010): SOU 2010:17: Prissatt vatten? Svenske offentlige utredninger. Stockholm, Sverige.

Statens Landbruksforvaltning (2011). Miljøvirkemidlene i landbruket 2011. Tematisk vurdering av miljøstatus og miljøutvikling i landbruket. Rapport-nr.: 10/2011. 14. februar 2011.

Statsministerens kontor (2009): Avtale med industrien om frivillige klimagassutslippskutt. Pressemelding 28.08.2009. Statsministerens kontor, Oslo.

Stern, T.(2003). Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management. RFF Press. United States of America.

Stjørdal kommune (2009). Spesielle miljøtiltak i jordbruket (SMIL). Kommunale retningslinjer. Kommunale retningslinjer vedtatt av Komité for kultur, næring og miljø 17.03.2009.

TEEB 2008: The Economics of Ecosystems and Biodiversity. An interim report. European Commission.