

Fullkost prising av vanntjenester - en prinsipiell diskusjon om gjennomføring i Norge

Av Kristin Magnussen, David Barton og Eirik Romstad

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

Innlegg på fagtreff 20. oktober 2003.

Innledning og bakgrunn

Norge har gjennom EØS-avtalen vedtatt at EU's rammedirektiv for vann – "Vanddirektivet" (direktiv nr. 2000/60/EG) skal gjelde også i Norge. Vanddirektivets målsetting er å bevare og forbedre vannmiljøet for fellesskapet.

Denne artikkelen bygger på rapporten "Kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Forprosjekt i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann" (Magnussen et al. 2003), som ble utarbeidet for direktoratsgruppa som er eierne av karakteriseringsprosjektet knyttet til "Vanddirektivet". Hensikten med artikkelen er å diskutere prinsipielle sider ved direktivets krav til full kostnadsdekning og prising av vanntjenester.

Økonomiske begreper som brukes i rammedirektivet

Den politiske hovedmålsettingen i Rammedirektivet er å oppnå "god økologisk og kjemisk status" i medlemslandenes vannressurser til lavest

mulig samfunnsøkonomisk kostnad. Vannprising i Rammedirektivet er et virkemiddel for å oppnå full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning for vanntjenester. Dersom det kan etableres markeder for vanntjenester der alle de samfunnsøkonomiske kostnadene av produksjon kan reflekteres i priser til de ulike brukerne, oppnår slik prising i teorien et samfunnsøkonomisk optimalt forbruk av de knappe vannressursene.

Målet om kostnadsminimering er mindre krevende og ambisiøst enn samfunnsøkonomisk optimal vannressursallokering fordi det ikke er nødvendig å vurdere hvorvidt "god økologisk status" er optimalt fra vannressursbrukernes side (etterspørselsiden). En trenger "bare" finne fram til den tiltakspakken som har lavest kostnad i oppnåelse av miljømålet "god status". At samfunnsøkonomisk optimalisering er en underordnet målsetting i Direktivet er ikke uttrykt eksplisitt. Likevel vil utfordringer knyttet til kvantifisering av etterspørselen/betalingsvilligheten for vanntjenester være betydelige og

større i praksis enn beregning av tiltaks- og produksjonskostnader knyttet til vurdering av optimale tiltakspakker.

Kostnadsdekning omfatter etterspørselsiden og skal vurderes *parallelt med* vurdering av kostnadseffektive tekniske tiltakspakker for oppnåelse av "god økologisk status" i handlingsplaner for hvert nedbørfelt-distrikt. Dette kan begrunnes i at sammenligning av effektiviteten av etterspørselsrelaterte virkemidler med tilbudsrelaterte tiltak for å oppnå miljømål er svært datakrevende. Dette er reflektert i timeplanen for implementering av Rammedirektivet. Forslag til prising og full kostnadsdekning som virkemiddel skal ifølge WATECO foreligge først i 2009 for implementering i 2010. Det første målet er en kartlegging av dagens kostnadsdekningsnivå for vanntjenester innen 2004.

Vann som økonomisk gode – grunnbegreper

Knapphet 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.

SFTs og DN's veiledere "Miljømål for Vannforekomster" (SFT/DN 1995) oppsummerer fysiske og kjemiske vannkvalitetskrav for de viktigste brukere av vannressurser i Norge. I

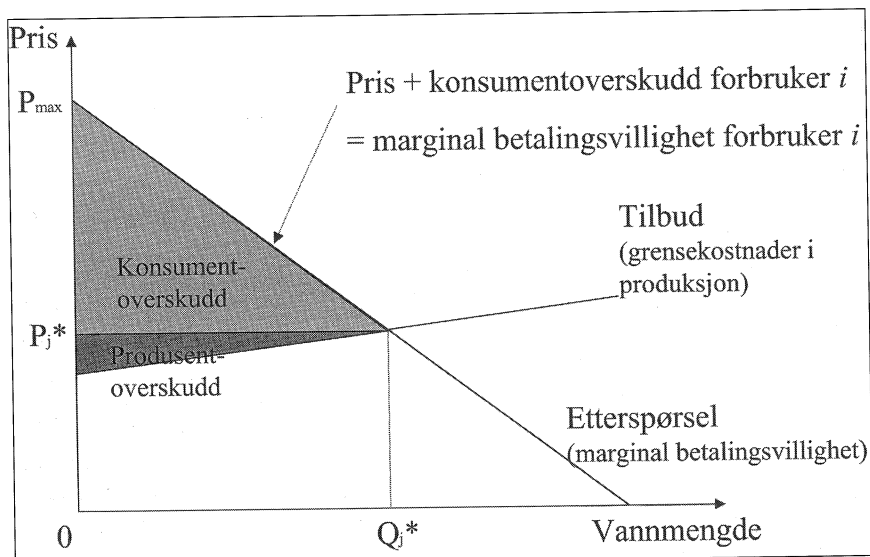
tillegg til disse fysiske og kjemiske egenskapene vil for eksempel biologiske/økologiske egenskaper i forbindelse med naturvern, og fallhøyde i forbindelse med vannkraft, være egenskaper ved vann som er av betydning for ulike brukere. Tilstrekkelig fysisk tilgang til vann på et gitt sted i et nedbørfelt 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".

Figuren på neste side er en forenkling av et marked for vann av en viss kvalitet der pris bestemmes av tilbud og etterspørsel i et vanlig "markeds-kryss". Her har tilbudet av vannmengde (Q) av en bestemt kvalitet (j) økende grensekostnader i produksjon på kort sikt, illustrert ved at tilbudskurven stiger med økende vannmengde. Dette gjør at produsenten tar et produsentoverskudd¹ som er forskjellen mellom pris per kubikkmeter (P_j) og de kortsiktige grensekostnadene. Forbrukerne har ulike preferanser for vann (Q_j) og derfor ulike betalingsvillighet representert ved en etterspørselskurve som faller med økende pris. Der marginal betalingsvillighet er lik grensekostnadene i produksjon vil en markedspris (P_j^*) klarere et marked der vann av denne kvaliteten kan selges og kjøpes fritt.

¹ Knapphetsgoder som vann gir opphav til en grunnrente som omfatter produsentoverskuddet pluss den merprisen som følger av at godet er knapt. Grunnrentebegrepet er derfor relatert til mulige markedsimperfeksjoner. Den påfølgende diskusjonen knyttet til figur 1 omfatter kun produsentoverskuddet.

Konsumentoverskuddet² til hver forbruker (i) er forskjellen mellom betalingsvillighet for vann av kvalitet j og prisen de betaler. Det samlede konsumentoverskuddet ved Q_j , plus den totale utgiften for vannet ($P_j^*Q_j$), utgjør vannets totale bruksverdi (arealet under etterspørselskurven).

Dersom grensekostnadene i figuren nedenfor inkluderer alle de samfunnsøkonomiske kostnadene, og forbrukerne fritt kan velge hvor mye de vil forbruke, oppnår slik prising et samfunnsøkonomisk optimalt forbruk av denne knappe vannressursen.



Figur 1. Pris, verdi og kostnad av vann – noen begreper

Normal knapphet – forutsetning for prising av vanntjenester

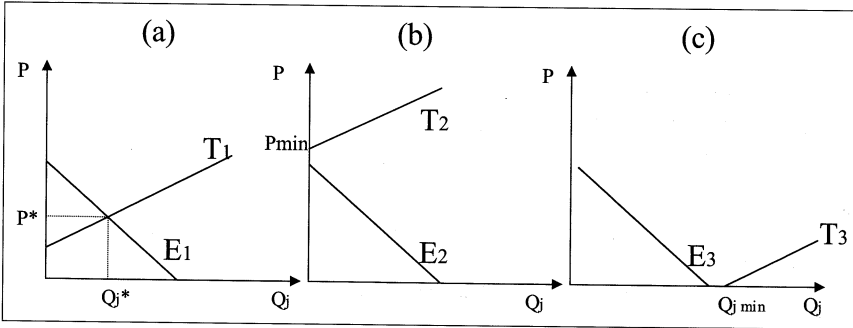
”Normal” knapphet er forutsetningen for at vanntjenester kan prises. Figur 2 på neste side illustrerer tre tenkte situasjoner for vannressurser i forhold til knapphet. I tilstand (a) er tilbud (T_1) og etterspørsel (E_1) slik at det er ”normal” knapphet på vanntjenesten

(Q_1). Dersom forholdene ligger til rette for det vil prising ved P^* og produksjon ved Q^* føre til størst mulig samfunnsøkonomisk overskudd. I panel (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

² Konsumentoverskuddet er ikke et helt nøyaktig mål for forbrukernes velferdsgevinst som følge av at produsentene er ute av stand til å drive fullstendig prisdiskriminering (hver forbruker betaler priser lik sin egen marginale betalingsvilje). For en grafisk framstilling med kun et gode er imidlertid konsumentoverskuddet et sant mål på velferdsgevinsten til forbrukerne.

enn P_{\min} . I panel (c) er vanntjenesten gratis å produsere inntil $Q_{j \min}$. Alle som har etterspørsel / betalingsvillig-

het får tilgang til vanntjenesten. Prising er uaktuelt før etterspørselen vokser over $Q_{j \min}$.



Figur 2. Knapphet og prising av vannressurser

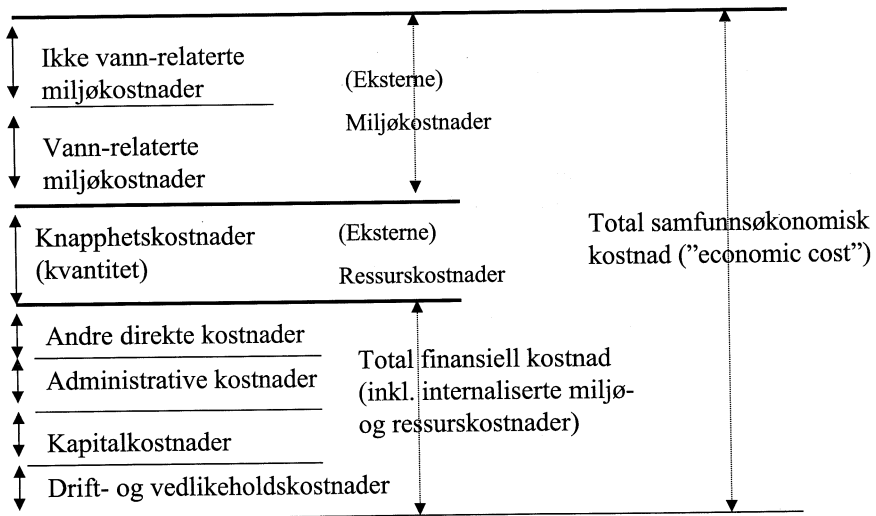
Figuren reiser spørsmålet om Norge er i en spesiell situasjon i forhold til hvorvidt det er knapphet på vanntjenester – det er en populær oppfatning at Norge har både mye og rent vann i forhold til befolkningstall og -mønster. Eksempelvis gjelder situasjon (c) med ”gratis” tilgang muligens for resipienttjenester for spredt bosetting i lite befolkede nedbørfelt, eller bading i et av landets mange tusen fjellvann. Situasjon (b) kan for eksempel gjelde drikkevannsforsyning fra avsaltingsverk langs kysten, eller fra grunnvann i Osloområdet. I situasjonene (b) og (c) blir det ingen observert markedspris. Følgelig oppstår det ikke noe marked, og (Pareto-optimal) prising av vanntjenester blir umulig.

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/-ressur-

ser i situasjon (b) er det grunnlag for å søke om dispensasjon fra Rammedirektivets 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/ sektor forstår vi umiddelbart at knapphet og grunnlaget for vanntjenestepricing varierer mellom nedbørfelt.

Samfunnsøkonomiske kostnader ved vannressursbruk

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



Kilde: Rogers et al. (1996) med modifikasjoner

Figur 3. Samfunnsøkonomiske kostnader ved bruk av vannressurser.

Ressurs- og miljøkostnader

Vanddirektivet 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 kalt det "knapphetskostnad". "Miljøkostnader" brukes ofte i forbindelse med verditapet en bestemt bruker lider ved at vannforekomster som elver, innsjøer og hav forurennes. Begrepet er knyttet til vannkvalitet.

Miljø- og ressurskostnader vurderes i forhold til endringer i nytte som påføres ulike interessenter i vannressurser. Vi sier her "interessenter" for å understreke at vannressurser også har en økonomisk ikke-bruks-

verdi for grupper i samfunnet, til forskjell fra direkte eller indirekte brukere.

Alternative virkemidler for internalisering av miljøkostnader

Full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innebærer ikke nødvendigvis innføring av miljøavgifter på utslipp, fordi miljøkostnader også kan belastes forurenserne ved hjelp av pålagte eller omsettelige utslippskvoter eller eventuelt ved miljøavgifter på forurensende innsatsfaktorer.

Pålagte utslippskvoter er godt kjent i Norge fra utslippskonsesjonene som gis av SFT til kommunale og industrielle utslipp.

Omsettelig utslippskvoter er et virkemiddel som er lite anvendt innen

vannforurensning. En rekke forutsetninger gjelder for at de skal tas i bruk, men den viktigste begrensningen i forhold til vannressursforvaltning er forutsetningen om at miljøskaden må skyldes "uniform spredning", dvs. at den marginale skaden er lik per utslippshet for alle forurenere. De fleste nedbørfelt er for små til at en i Norge i dag vil kunne vurdere omsettelige kvoter som et aktuelt virkemiddel.

Frivillige avtaler er et alternativ til miljøavgifter og kvoter i situasjoner der rettigheter til forurensning eller inngrep i vannressurser er veldefinerte. Videre må aktørene som forårsaker inngrepet/forurensningen og de skadelidende brukerne av vannressursen kunne inngå avtaler og overvåke hverandres adferd til relativt lave kostnader (transaksjonskostnadene ved avtalene er lave i forhold til å innføre avgifter eller pålagte kvoter). Frivillige avtaler er beheftet med flere problemer knyttet til skjev fordeling av informasjon og er fra et økonomisk teoretisk ståsted ikke et virkemiddel økonomer tilrår.

Optimal fastsettelse av en miljøavgift på forurensende utslipp avhenger av hvilke type rensetiltak som tas i bruk og brattheten på de marginale rensekostnadene.

Det er et empirisk spørsmål hva som skal velges fra nedbørfelt til nedbørfelt, og det er ikke mulig å konkludere generelt med at miljøavgifter kan (eller ikke kan) erstatte utslippstillatelser i noen nedbørfelt der administrative kostnader legger til rette for det.

Prising og monopoler i vanntjenestene

På grunn av ekstremt høye investeringskostnader forbundet med ledningskapasitet vil det vanligvis bare være en tilbyder av vannforsynings- og avløpstjenester i et distrikt. Vanntjenester er eksempler på "naturlige monopoler", og dette fordrer noen ord i forhold til 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, noe en for eksempel ser i andre naturlige monopoler, f.eks. fasttelefoni. De fordelingsmessige effektene for forbrukere av nye avgifter forsterkes i en monopolsituasjon. Miljøavgifter på vanntjeneste-producenter 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 vanntjenester, er det mye som tyder på at den er lav. Miljøavgifter vil – dersom etterspørselen er inelastisk – ha en sterk proveny-effekt (det vil si: skaffe inntekter til innkreveren) og relativt liten miljøeffekt. Det er imidlertid for få (ingen) empiriske data i Norge i dag til å trekke en slik generell konklusjon for alle vanntjenester.

Vurdering av prising av vanntjenester som virkemiddel i Norge

Det kan være grunn til å minne om at

prising av vanntjenester allerede finnes i Norge, for eksempel i form av de vann- og avløpsavgifter som de fleste husstander i Norge betaler og i form av kompensasjon for bruk av fallrettigheter i vassdrag. Spørsmålet er derfor ikke om en skal prise vanntjenester, men snarere hvordan og med hvor mye?

Dette avhenger blant annet av knapphet på vanntjenester, egenskaper ved vannbrukerne og kostnader ved implementering av nye virkemidler.

Ut fra den generelle diskusjonen av vann- og resipientprising kan vi slå fast at vann- og resipientbruks-prising er av størst betydning der det er knapphet på disse tjenestene. Jo større knapphet på vannressurser og jo høyere miljøkostnader, jo større blir "feilallokeringen" i henhold til den økonomiske teorien vi diskuterte ovenfor. Jo større miljø- og ressurskostnadene er, jo større "feil" gjøres dessuten ved kun å inkludere finansielle kostnader ved beregning av prisene.

Egenskaper ved vannressurser i Norge

Det er en vanlig oppfatning at Norge har både mye og rent vann i forhold til befolkningstallet. NOU 1994:12 slår imidlertid fast at dette ikke alltid er tilfelle. Men i forhold til mange land i resten av Europa, er nok ressursknappheten mindre her i landet. Situasjonen i dag er at i store deler av landet har vi "nok" vann av "god nok" kvalitet til de aktuelle formålene. I en del områder av landet er det imidlertid større knapphet på vann (mengde med

bestemt kvalitet). Det gjelder for eksempel store deler av Østlandet. Et aktuelt eksempel er Morsa-vassdraget, som er drikkevannskilde for store befolkningsmengder, men der det også er en rekke andre interesser, ikke minst på utslipp-siden. Det er også områder der det, i hvert fall i tørre somrer, oppstår konflikter mellom bruk til jordvanning og andre brukere.

Vi var ovenfor inne på forutsetninger for at vanntjenester kan prises og sa bl.a. at "normal" knapphet er en forutsetning for at vanntjenester kan prises i et marked for vanntjenester. (jfr. Figur 2). Knapphet og grunnlag for vanntjeneste-prising varierer mellom nedbørfelt. En generell konklusjon synes derfor å være at vannprisregimer må vurderes enkeltvis i hvert nedbørfeltdistrikt.

Slik vi vurderer situasjonen har følgende egenskaper ved nedbørfeltene betydning for hvor hensiktsmessig det er å innføre pricing av vanntjenester:

- Størrelsen på nedbørfeltet vil ha betydning; større nedbørfelt har sannsynligvis flere oppstrømsnedstrøms enveis eksterneiteter som vanskeliggjør fastsetting av "riktig" pris.
- Sammensetningen av akvatiske biotoper og vannressurser har betydning; stor variasjon i habitater, betydning av grunnvann etc. gjør at utslipp ikke har homogene effekter. Det vil si at miljøskaden, som skal ligge til grunn for fastsetting av miljøkostnaden, som

igjen skal ligge til grunn for prisingen, varierer bl.a. med utslipp fra ulike kilder med ulik lokalisering.

- Det er forskjeller mellom oppstrøms-nedstrøms/enveis (elv) versus gjensidige (innsjø) eksterneffekter. Enveis-eksterneffekter er som regel mer heterogene for bestemte utslipp, og rettighetsspørsmålet er mer komplisert.
- Nedbørfelt med stor klimatisk variasjon gjør usikkerheten med hensyn til effekten av virkemidlene større, og en kan tenke seg at fleksible virkemidler vil foretrekkes fremfor direkte regulering.

Vannbrukere og valg av virkemidler

Dersom aktørene er få, ensartede og myndighetene kjenner kostnadene til hver enkelt aktør, kan det være enklere og billigere å sette krav til hver enkelt enn å sette opp et prisregime. Dette henger delvis sammen med problematikk knyttet til *tynne markeder*³, men må vurderes nøyer for de nedbørfelt som ut fra godets beskaffenhet anses som aktuelle for å innføre vannprising. Gevinsten med prisingsmekanismer er generelt større enn direkte regulering under følgende forhold: (i) det er mange brukere, (ii) brukerne er heterogene, og (iii) myn-

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

Den viktigste begrensningen mht. (omsettelige) kvoter som virkemiddel i vannressursforvaltningen er forutsetningen om at miljøskaden må skyldes "uniform spredning", dvs. at den marginale skaden er lik per utslippsenhet for alle forurenserne. Markedet for omsettelige kvoter må etableres for hvert nedbørfelt for at dette kriteriet skal være oppfylt. Med de fysiske, kjemiske og økologiske variasjonene i mange vassdrag er det vanskelig å oppfylle dette kriteriet uten datakrevende modellering som kan regne om vannforekomst-effektene av ulike forureningskilder slik at de er sammenlignbare. De fleste nedbørfelt er for små til at en i Norge i dag vil kunne vurdere omsettelige kvoter som et aktuelt virkemiddel.

³ "Tynne markeder" omfatter markeder med få aktører, slik at det kan være optimalt for enkeltaktører i markedet å avvike fra det grunnleggende prinsippet for effektive markeder – prisfast kvantumstilpasning. Her må det legges til at kravet til antall aktører for at et marked skal tilnærmet fungere som forutsatt ofte er langt lavere enn det en skulle forvente. Dette er imidlertid et empirisk spørsmål som bl.a. henger sammen med etterspørselselasiteter og om det finnes noen dominante aktører i markedet.

Det er et empirisk spørsmål om eller når dose-responsmodellene blir pålitelige nok (for myndighet og forurenserne) til at de kan brukes til å regne ut effekt i vannforekomsten som grunnlag for kvoter. Dose-responsmodeller brukes imidlertid i norsk vannforvaltning i dag.

Valget mellom utslippskvoter eller miljøavgifter i en forvaltningsplan for et nedbørfelt vil avhenge av formen på tiltakskostnadene og etterspørsel etter miljøkvalitet, og en rekke andre egenskaper ved nedbørfeltet. Forholdene må studeres konkret for hvert nedbørfelt før en kan konkludere med hva som er mest hensiktsmessig virkemiddel.

Optimal fastsettelse av en miljøavgift på forurensende utslipp avhenger av hvilken type rensetiltak som tas i bruk og brattheten på de marginale renseskostnadene. Vi ser at dersom myndighetene kjenner formen på tiltakskostnadskurven og effekten av tiltakene på vannkvaliteten, samt betalingsvillighet for miljøkvalitet, kan fastsettelse av utslippskvoter/tillatelse være like samfunnsøkonomisk optimalt som miljøavgifter. Det avgjørende blir usikkerheten om effekten av renseskostnader i forhold til usikkerheten om betalingsvillighet for vannkvalitet, og hvor fort de endrer seg i forhold til hverandre med endringer i vannkvalitet.

Nedbørfeltene bør også være store nok med hensyn til mange nok vannbrukere for at en ikke skal ha "tynne markeder" og for at den samfunnsøkonomiske gevinsten skal være stor nok i forhold til kostnadene ved å etablere en helt ny virkemiddeltype. Med andre ord må det finnes et visst

antall aktører for å rettferdiggjøre implementeringskostnadene. Svært små nedbørfelt kan dermed utelukkes fordi det sannsynligvis ikke finnes mange nok aktører. Nedbørfelt med mange små aktører og relativt homogene effekter (utslipp til samme vannforekomst) er mest aktuelle å vurdere for prising. Nedbørfelt med få, men veldefinerte vannbrukere kan være kandidater for forsøk med private frivillige avtaler for å internalisere miljøkostnader. Valg av nedbørfelt for markedsbaserte virkemidler kompliseres ved at kravet til mange nok aktører ("tykke nok markeder") tildels strider mot kravet til homogene miljøeffekter ettersom størrelsen på nedbørfeltet øker.

Ikke alle forhold i vannforekomster som påvirker mengde og kvalitet kan reguleres gjennom priser, for eksempel erosjonssikring, mudring, brobygging osv. Det er vanskelig å se for seg prising av slike aktiviteter for påvirkning av kvantitet og kvalitet av vannet. Det vil derfor uansett fortsatt være behov for direkte regulering av en rekke aktiviteter i tilknytning til vannforekomster.

Måling av utslipp som grunnlag for prissetting anses ikke som noe stort problem for punktkildene (bortsett fra at de er svært mange). For diffuse kilder og enkeltavløp er måldata mye dårligere. Problemet kan omgås/utsettes ved at en anvender sjablongdata, modellering, eller eventuelt innsatsfaktorer som mål for utslipp snarere enn å måle utslippet selv. En avgift på kunstgjødsel er et eksempel på en indirekte (nestbest) tilnærming til avgift på utslipp fra landbruket.

Kostnader ved implementering av nye virkemidler for å oppnå full kostnadsdekning i vanntjenester

Det vil kreve adskillige utrednings- og administrative kostnader å sette opp et vannprisingssystem tilpasset hvert enkelt nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt. Samtidig ser vi av diskusjonen over at teorien tilsier at ulike forhold i ulike nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt krever individuell vurdering.

Norsk vannressursforvaltning er sterk tradisjon for individuell behandling i form av konsesjoner for utbygging, tillatelser, utslippstillatelser osv. I diskusjonen om transaksjonskostnader ved vannprising er det viktig å huske at transaksjonskostnadene ved konsesjoner og er betydelige. Det er også til dels sterk tradisjon for grunneiers rettigheter, særlig i ferskvann, selv om disse har blitt noe redusert til fordel for "samfunnets interesser" de siste årene. Videre er det også tradisjon for at visse interesser er viktigere enn andre (for eksempel drikkevann) og at det blir sett på som "urettferdig" dersom visse interesser kan "kjøpe seg fri fra" for eksempel miljøforpliktelser (for eksempel betale kvoter i stedet for å redusere forurensninger).

Det må til endringer både i lovverk og holdninger dersom et system med mer bruk av miljøavgifter (for å dekke ressurs- og miljøkostnader) eller kvoter skal innføres. Slike endringer kan sees som en del av transaksjonskostnadene. Det er naturlig at interesser/ aktører som "mister" rettigheter, vil motsette seg det. Hvor store disse kostnadene vil bli, vil variere

mellom vannforekomster og hvilke regimer som utformes for innkreving av de fulle samfunnsøkonomiske kostnadene. Ofte blir systemet som velges et kompromiss mellom det "teoretisk korrekte" og det "praktisk gjennomførbare". Faren ved slike kompromisser er at dersom for eksempel avgiftsregimet nedjusteres i forhold til de faktiske totale kostnader, mister det sin styringseffektivitet, og begrunnelsen for å innføre avgiften faller mer eller mindre bort.

En del av de forhold vi har vurdert, spesielt knyttet til dagens lovverk og den juridiske tradisjon innen vannressursforvaltning tilsier at det vil oppstå betydelige overgangskostnader ved utvidelse av vannprising i Norge til å gjelde ressurs- og miljøkostnader. Blant annet har vi sett at lovverket må endres, noe som selvfølgelig medfører kostnader i seg selv. Endring av lovverket vil medføre endrede rettigheter og plikter for ulike aktører. Utvidelse av vannprising i Norge, vil derfor utvilsomt medføre økte kostnader i en overgangsfase.

Når det gjelder transaksjonskostnader når vannprising eventuelt er *innført*, er det vanskelig å se at dette skulle føre til høyere kostnader i Norge enn i andre land, forutsatt at en innfører vannprising der det er "fornuftig", ikke nødvendigvis overalt. Dersom transaksjonskostnadene i Norge skulle være større enn i andre land, må det da være fordi en er mindre effektiv i å sette opp prisregimer, håndheve og administrere en ny ordning. Det er ingen prinsipielle forhold som skulle tilsi dette. Derimot kan det være andre forhold (få aktører

i markedene) med mer som kan føre til at netto-gevinstene ved innføring av vannprising blir mindre i Norge enn i andre (mer tett befolkede) områder.

Det er ikke generelt grunnlag for å si at administrasjons- og overvåkningskostnadene ved markedsbaserte virkemidler vil bli høyere enn for en konsesjonsbasert forvaltning av vannressurser. Dagens system med individuell behandling av en rekke aktører er i utgangspunktet ganske ressurskrevende. I forbindelse med diskusjonen av transaksjonskostnader ved prising av vann tjenester er noen betraktninger i SOU (2002:105) som vurderer avgifter på vann i Sverige interessante. Den svenske utredningen konkluderer med at alle vanskeligheter med innføring av avgifter kan overvinnnes, men at i en del tilfeller vil det kreves så omfattende administrasjon og kontroll at den samfunnsmessige gevinsten forsvinner i økte kostnader. Det gjelder derfor å forsøke å identifisere system som kan håndteres med en rimelig innsats av administrasjon og kontroll.

Den samme svenske utredningen konkluderer også med at selv om avgifter kan fungere bra på lang sikt er det trolig at det tar tid innen systemet fungerer etter hensikten. De vurderer det derfor slik at et potensielt avgiftssystem fungerer parallelt med dagens system med individuell håndtering og andre administrative virkemidler som benyttes i dag. Sett i et lenger perspektiv kan det også da være grunner til å beholde parallelle systemer i den grad styringen kan ha behov å variere

mer lokalt enn det en avgift kan klare. Avgiften kan da sees som allment styrende mens den individuelle behandlingen ser til at lokale utslipstopper unngås. Hvis det er slik at det er viktig å nå de oppsatte kvalitetsmålene og det er liten grunn til å anta at marginalkostnadene med å nå disse målene ikke øker sterkt rundt nivået for målsetningene, kan det være mer formålstjenlig å bruke mengdeavhengige virkemidler som for eksempel omsettelige utslippskvoter (jfr. Weitzman, 1974). Parallelle systemer (regulerings- og markedsbasert) kan også eksistere side om side i den forstand at deres sammensetning varierer fra nedbørfelt til nedbørfelt etter det som er mest hensiktsmessig i forhold til transaksjonskostnader.

Konklusjoner

På grunnlag av diskusjonen over, kan vi trekke følgende konklusjoner:

- Ut fra den generelle diskusjonen i dette forprosjektet er det klart at økt bruk av vannprising kan være aktuelt for framtidig vannforvaltning i Norge. Det er imidlertid ikke snakk om noe enten-eller; både vannprising og andre markedsbaserte virkemidler og andre virkemidler som er mer utbredt i dag, vil ha en plass i den framtidige vannforvaltningen.
- Grunnlag for prising av vann tjenester varierer betydelig mellom nedbørfelt. Vannprisingsregimer må vurderes enkeltvis i hvert enkelt nedbørfeltdistrikt.

- En forutsetning for at det skal være hensiktsmessig å innføre vannprising er at det er såkalt "normal knapphet" på vanntjenester. En del nedbørfelt kan derfor utelukkes som aktuelle for markedsbaserte virkemidler fordi det ikke er knapphet på vanntjenester (panel (c) i figur 2), eller fordi det ikke finnes teknisk-økonomiske muligheter for at tilbud skal finne sted (det vil si at kostnadene er altfor høye i forhold til etterspørselen, jfr. panel (b) i figur 2).
- Størrelsen på nedbørfeltene har betydning for om det er aktuelt å innføre vannprising. Svært små nedbørfelt kan utelukkes fordi det sannsynligvis ikke finnes mange nok aktører til å rettfærdiggjøre implementeringskostnadene – det vil være mer kostnadseffektivt å behandle dem en for en enn å sette opp et system for vannprising.
- De nedbørfeltene som har mange små aktører, der myndighetene har ufullstendig informasjon om aktørenes kostnader, og der effektene av utslippene er nokså ensartede (utslipp til samme vannforekomst) bør i første omgang vurderes for prising. Det er i disse nedbørfeltene enklest sammenheng mellom miljøskaden (miljøkostnaden) som ligger til grunn for prisen som skal betales og den enkeltes påvirkning. Det er også der det er et visst antall aktører at transaksjonskostnadene ved prising kan "konkurrere" med andre typer virkemidler. I slike områder kan det også være aktuelt å vurdere miljøtjeneste-betaling som alternativt virkemiddel, der subsidiering av private aktørers tiltak kan gjøres proporsjonale med marginal miljøeffekt.
- Nedbørfelt med få, men veldefinerte vanntjeneste-brukere kan være kandidater for prøveforsk med private frivillige avtaler for å internalisere miljøkostnader
- Områder der markedsbaserte virkemidler bør vurderes er for eksempel Morsa (informasjonstilgang), Suldal (informasjonstilgang) og Glomma (størrelse på nedbørfelt, vurdering heterogenitet i brukere og biotoper og transaksjonskostnader).
- Full kostnadsdekning kan ikke vurderes uten systematisk rapportering fra vanntjeneste-ytere. Rapportering om kostnadsdekning er velutviklet for finansielle kostnader innen VA (KOSTRA). Et lignende system bør trolig etableres for andre vanntjenester der vannprising kan bli relevant.
- Full kostnadsdekning skal innføres for vanntjenester, deriblant VA-tjenester. Det er ikke vanlig praksis i dag å inkludere miljø- eller ressursbegrunnede kostnader i VA-avgiftene. Rapporteringssystemer bør utvikles for å kunne håndtere ressurs- og miljøkostnader på en systematisk og etterprøvable måte.

- Samfunnsøkonomisk optimal prising av vanntjenester vil kreve variasjon i bruk av regulerings- og markedsbaserte virkemidler mellom nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt. Det vil sannsynligvis kreve at nedbørfeltdistriktene innehar lokal nedbørfeltsvis kompetanse om vannbruk, eller at slik desentralisert kompetanse sikres hos myndighetene som får forvaltningsansvaret for Rammedirektivet. Det er klart at det vil kreves kompetanse-oppbygging i forvaltningen for å implementere de virkemidlene som er diskutert i denne rapporten.

Referanser

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. ISBN 82-996648-0-2. Også tilgjengelig på <http://www.sft.no>

Rogers, P. Et al (1996): Water as a social and economic good: How to put the principle into practice. Paper presented to the Technical Advisory Committee, Global Water partnership. Unpublished mimeo.

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

Weitzman, M.L. (1974): "Prices vs. Quantities", *Review of Economic Studies*, **41**:477-491.