

DAVID N. BARTON¹
Norsk institutt for naturforskning NINA

HENRIK LINDHJEM
Norsk institutt for naturforskning NINA²



Naturens flomdemping – hva er den økonomiske verdien av økosystemtjenester fra et nedbørfelt?

Hvilken plass vil vi gi Verdsetting i fortellingen om Hydra?

Det norske Ekspertutvalget om verdier av økosystemtjenester vurderer i disse dager relevansen av begrepet økosystemtjenester for norsk forvaltning. Den norske Vannforskriften utpeker god økologisk status i vannforekomster som et miljømål, og åpner for nytte-kostnadsanalyse av tiltak for å nå dette målet. Kan bruk av begrepet «økosystemtjenester» hjelpe oss i å forstå når, hvor og for hvem dette konkrete miljømålet blir et samfunns gode eller en –kostnad? I denne artikkelen ser vi spesielt på utfordringer ved økonomisk verdsetting av flomdemping som en såkalt regulerende økosystemtjeneste. Vi konkluderer med at debatten rundt økosystemtjenester lett undervurderer kompleksiteten i de naturfaglige analysene som utgjør et nødvendig grunnlag for økonomisk verdsetting.

HVA ER ØKOSYSTEMTJENESTER FRA NEDBØRFELT?

Norsk naturskadepool fører årlig oversikt over flomskader. Flommen på Østlandet 1995 forårsaket 6900 innmeldte skader og 940 millioner kroner i erstatning. Mellom juni og september i 2011 ble det innmeldt flere enn 2500 flomskader og krav på over 380 millioner kroner. Hvor mye av skaden i Norge kunne ha blitt redusert

med bedre naturskjøtsel, hvor mye med tekniske tiltak, og hvor mye med flomvernberedskap? Flesteparten av de store vassdragene i Norge er regulerte til vannkraft. Vannkraftmagasinene yter også en samfunns-tjeneste gjennom flomdemping. Et mer eller mindre naturlig landskap i nedbørfeltet bidrar også til flomdemping. Hvordan skulle vi gå frem for å finne den økonomiske verdien av naturens bidrag til flomdemping?

Tusenårs-utredningen (MA 2005) og den såkalte TEEB-rapporten om økonomien i økosystemtjenester og biomangfold (TEEB, Kumar 2010) har gitt begrepet 'økosystem-tjenester'

¹ david.barton@nina.no

² Artikkelen er basert på Barton m.fl. (2012). Forfatterne ønsker å takke en anonym fagfelle for mange gode innspill og Nils Roar Sælthun, UiO, for verdifulle kommentarer om resultatene fra Hydra. Ansvar for eventuelle feil og utelatelser er våre egne.

stor oppmerksomhet i FN, EU og internasjonale forskningsfora. Det er nedsatt et norsk «Ekspertutvalg om verdier av økosystemtjenester» som jobber med definisjoner og relevans av begrepet for norsk forvaltning. I kortversjon definerer de økosystemtjenester (ØT) som «et fellesnavn på naturens tjenester som vår velferd og livskvalitet er avhengige av».³ For enkelthetskyld her definerer vi «økosystemer» som samspillet mellom struktur, sammensetning og funksjonene til abiotiske og biotiske deler av naturen. «Tjenester» definerer vi som ytelser til oss mennesker, som individer, grupper eller samfunnet som helhet. Hvordan deler vi da inn naturen i de delene som yter tjenester til mennesket? Nedbørfelt defineres av det landområdet vannet renner fra til et vassdrag, og inneholder mange typer økosystemer. ØT fra nedbørfelt betyr alle bidrag til menneskelig velferd fra mer eller mindre naturlige økosystemer i nedbørfeltet. TEEB-rapporten tar utgangspunkt i økosystemer eller «biomer» som er hovedkategoriene for verdens ulike arealtyper: innlands våtmarker, innsjøer, elver, skog, tundra, grunnfjell, dyrket mark og urbane arealer er de som er relevante for Norge.

For å komme nærmere en avgrensning fokuserer vi her på én ØT – flomdemping. Hva er problemet? Befolkningsveksten i store deler av verden fører blant annet til at arealbruk med mindre vegetasjon tar over for areal med mye vegetasjon (skogs- og myrområder dyrkes opp). Areal og typen vegetasjon i et nedbørfelt endrer hvor mye og hvor fort regnvann renner inn i vassdrag. Det er ikke et like stort problem i Norge hvor 3 % av arealet brukes til jordbruk og har endret seg relativt lite de siste 50 årene. Likevel endrer menneskelig infrastruktur som vannkraftmagasiner, vannoverføring, skogsveier, og flomforbygninger også på vannets vei gjennom nedbørfeltet og kan øke eller dempe flomtopper (HYDRA 2000).

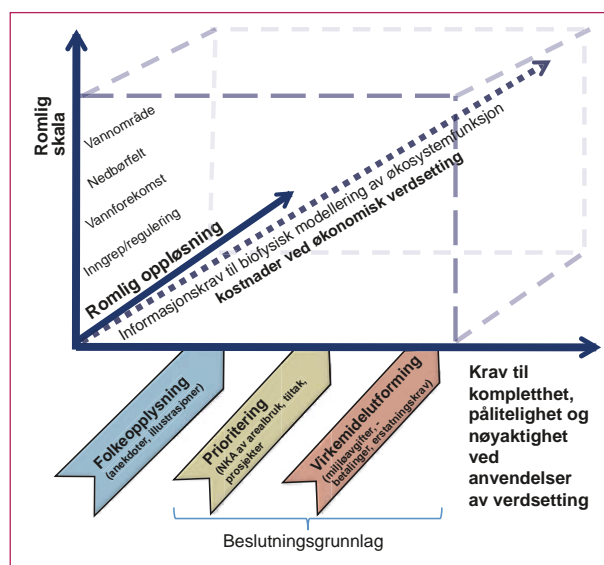
TEORI – HVORFOR SKAL VI VERDSETTE ØKOSYSTEMTJENESTER I NEDBØRFELT?

I TEEB-rapportene er behovet for verdsetting av ØT motivert ut ifra behovet for (1) å erkjenne verdi («recognize value»), (2) demonstrere verdi («demonstrate value») og (3) ta hensyn til verdi i beslutninger («capture values»). Vår tolkning på norsk av TEEB-rapporten er at økonomisk verdsetting av ØT er blitt anvendt til folkeopplysning, prioritering og virkemiddelutforming: (1) «grovkalibret» til folkeopplysning om at natur har en «ikke ubetydelig» verdi for samfunnsøkonomien; (2) «mellomkalibret» for å anslå verdien av et miljøtiltak, naturinngrep, eller en type

arealbruk osv. er «større enn» et annet og gi beslutningsstøtte til en prioritering ved hjelp av nytte-kostnadsanalyser; (3) «finkalibret» beregning som beslutningsstøtte for å fastsette «kronebeløpet» for virkemidler som miljøavgifter, miljøsubsidier eller kompensasjonskrav for miljøskader.

På generelt grunnlag kan man si at kostnadene ved økonomisk verdsetting av ØT stiger med økende krav til fullstendighet, pålitelighet og nøyaktighet ved anvendelsene til beslutningsstøtte, men også med krav til romlig skala og oppløsning av analysen (Figur 1).

Figur 1. Kostnadene ved økonomisk verdsetting av ØT er stigende med med krav til romlig skala og oppløsning, og til kompletthet, pålitelighet og nøyaktighet ved verdsettingsanvendelser. Kravene til kompletthet, pålitelighet og nøyaktighet er lavest der verdsetting av ØT skal brukes i opplysningsøyemed, og høyere når det skal brukes som del av beslutningsgrunnlag – f.eks. prioritering av handlingsalternativer ved hjelp av nytte-kostnadsanalyse. Høyest krav stilles til verdsetting som grunnlag for virkemiddelutforming. Kilde: tilpasset fra Barton m.fl. (2012)



Vi forstår med dette at det er vanskelig å forestille seg en mer utfordrende anvendelse for verdsetting av flomdempingstjenester enn når den skal gjøres for hele vannområder (flere/store nedbørfelt), for en bestemt nedstrøms-lokalitet, og i forbindelse med beslutningsstøtte til virkemiddelutforming for en bestemt oppstrøms-lokalitet. Et eksempel vil være å bruke verdsetting til å gi råd om et samfunnsøkonomisk optimalt nivå for betaling for

³ <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/tema/naturmangfold/ekspertutvalget-om-verdier-av-okosystemt.html?id=671257>

flomdempings-tjenestene fra ulike former for arealskjøtsel i skog eller jordbruk.⁴

Økonomisk verdsetting av ØT handler om å gi et uttrykk for hvor stor betydning slike tjenester har for folks velferd, sammenliknet med andre goder og tjenester i samfunnet som normalt er målt i kroner. Nøkkelen til økonomenes forståelse her finnes i begrepet alternativverdi: Å velge å disponere samfunnets ressurser på en bestemt måte, betyr å avstå fra å benytte de samme ressursene på noe annet. Det er fordi ressurser er knappe og bør anvendes der de gir mest velferd for flest mulig, i hvert fall hvis vi legger et utilitaristisk syn til grunn. For eksempel har det en kostnad for samfunnet at et nedbørfelts naturlige kapasitet for flomdemping reduseres som følge av urbanisering. På den annen side kan en si at ved å prioritere ressurser til strengere forvaltning av vassdragsområder generelt, vil en måtte akseptere mindre av andre goder fordi vassdragsvern er kostbart. Økonomenes oppgave er å hjelpe beslutningstakere med slike avveininger. Avveiningene er vanskelig fordi de som har nytte av å bruke areal og gjøre inngrep øverst i vassdraget (oppstrøms) ikke er de samme som bruker vassdraget lenger nede (nedstrøms). Inngrep oppstrøms kan ha virkninger for velferden til interesser nedstrøms – dette er et eksempel på det økonomen har kalt «eksterne virkninger», og man har siden 1960-tallet stort sett fokusert på «negative eksterne virkninger» eller «miljøkostnader». Nytte-kostnadsanalysene skal i prinsippet beregne hva som er best for samfunnet, ut fra en tanke om at hvis en gjør det som gir størst samfunnsnytte kan de som tjener i prinsippet kompensere dem som taper, og likevel stå igjen med en netto forbedring i sin nytte.

Økonomisk verdsetting av «negative eksterne virkninger» tar sikte på at nedstrøms miljø-kostnader skal tas med i nytte-kostnadsberegninger når økonomer skal gi råd⁵ om samfunnets prioritering mellom ulike former for arealbruk og inngrep oppstrøms. Dersom man prioriterer arealbruk og vassdragsinngrep oppstrøms som skader interesser nedstrøms, kan økonomisk verdsetting hjelpe med å fastsette miljøkostnadene som «forurenseren skal betale» i kompensasjon, dvs. i virkemiddelutforming. Parallellen til Forurenser Betaler Prinsippet (FBP) i vårt eksempel er at samfunnet, representert ved de som påvirkes av vassdraget nedstrøms, har rettighetene til dagens miljøkvalitet, bl.a. flomdemping i vassdraget. Hva er så dagens miljøkvalitet,

hva er naturlig flom, og når blir den 'unormalt' påvirket av arealbruk og inngrep oppstrøms?

PRAKSIS – HVA SLAGS BESLUTNINGER OG POLITIKK KAN FORANDRES VED AT VI VERDSETTER ØKOSYSTEMTJENESTER?

Den delvis norsk-finansierte TEEB rapporten samlet eksempler fra hele verden på hvor mye ulike naturtyper er verdt økonomisk. På verdensbasis er det ikke mer enn en håndfull verdsettingsstudier av effekten av arealbruk på økonomisk aktivitet i vassdrag, de fleste for innenlands våtmarker og tropisk skog. I TEEB-rapporten snakker man om tap av ØT på samme måte som man har diskutert miljøkostnader i Norge. Verdsetting av tapte ØT kan derfor begrunnes på samme måte som FBP. Men ØT skifter også vekten mot positive eksterne virkninger i forhold til dagens situasjon. Det skifter også oppmerksomheten mot restaurering av økosystemer. Dette er en naturlig utvikling i områder med store inngrep, der naturlige prosesser domineres av mennesket.

Å bruke begrepet ØT om flomdemping utløser en rekke prinsipielle spørsmål. Siden ØT er goder, hvem har rettigheter til godene? Hvis økosystemer blir restaurert, hvem skal da betale og hvem skal kompenseres? Hva skal defineres som kompensasjonsutløsende, det vil si hva er «referansesituasjonen»? Restaurering av økosystemer i vassdrag har som oftest identifiserbare kostnader og kan kompenseres. Men kan man også vurdere det som et positivt bidrag å opprettholde en flomtilstand ved å *avstå* fra et areal- eller vassdragsinngrep? Coase(1960) understrekte betydningen av rettighetsfordeling for kompensasjonsansvar. Vi ønsker her å stille spørsmål rundt utfordringene med å definere et slikt ansvar – identifisere «referansesituasjonen» og alternativ-situasjoner som kreves for kvantifisering og verdsetting av redusert flomrisiko.

Svar på disse spørsmålene avhenger av om vi kan definere flomrisiko som en tilstand, og hvilke rettigheter og ansvar som knyttes til arealbruk og vassdragsinngrep i forhold til effekt på tilstanden flomrisiko. Hvis for eksempel en kraftverksoperatør i Glomma-Laagens Brukseierforening (GLB) regulerer en serie magasiner, og arealeiere langs vassdraget avstår fra å demme elvesletter, hyttefelt avstår fra å drenere myr, skogeiere avstår fra å drenere skogfelt, fra flathogst og fra å lage nye skogsveier, kan det ha større eller mindre dempende effekt på vårflo (se nedenfor). Om det oppleves som en tjeneste av nedstrømsbrukere avhenger av at nedstrøms interesser *ikke* har rettigheter til å unngå

⁴ Også kjent som «payments for ecosystem services»

⁵ Vi er enige med NOU 2012:16 som betrakter samfunnsøkonomiske lønnsomhetsvurderinger som del av et beslutningsgrunnlag, ikke som et normativt beslutningsverktøy.

flomskadene som oppstår dersom ingen foretar flomdempende beslutninger. Vannkraft har magasinregulering for å dempe flom som en del av konsesjonsbetingelsene. Vannkraft har et samfunnsansvar der den enkelte produsent ikke har rett til kompensasjon eller betaling for flomdempingstjenesten. At rettighetene er så klart definerte kan knyttes til at effekten av magasinregulering på flomforløp er målbar og forutsigbar (HYDRA 2000). Når det gjelder arealbruk i myr, skog eller elvesletter oppstrøms i nedbørfeltet er det vanskelig å påvise entydig effekt på flomforløp i nedbørfeltet (Engeland og Hisdal 2009; Skaugen og Væringstad 2005). Hver enkelt grunneiers arealbruk og effekt på flomforløpet i større nedbørfelt er både marginal og vanskelig å måle og modellere. Uten en målbar effekt er det også vanskelig å definere rettigheter juridisk.

Men dersom effekten av ulik arealbruk, tekniske inngrep og restaurering på flomforløp var godt kjent fra naturfaglig side, kunne man spørre hvordan et forvaltningsregime skulle utformes for å ivareta flomdempingstjenester:

- vil det være nok at hydrologiske studier viser hva slags konsesjoner og arealbruk som øker flomrisiko, for å definere rettigheter til å unngå «unormal» flom hos nedstrøms interesser og regulere oppstrøms arealbruk tilsvarende?
- under hvilke omstendigheter ville man i stedet velge å tildele rettigheter til oppstrøms arealbrukere, og etablere et system der flomutsatte nedstrøms kompenserer dem for kostnader ved flomdempende arealbruk? (betaling for økosystemtjenester)
- hvordan kunne økonomisk verdsetting av flomdempingseffekt bidra til å definere hvor mye oppstrøms arealbruk som måtte reguleres?
- er det nødvendig med verdsetting av flomdempingseffekt for å bestemme hva som skal betales for økosystemtjenester? Kan man også tenke seg at kompensasjonsbeløp fastsettes gjennom forhandlinger mellom partene oppstrøms og nedstrøms?

Det er nærliggende å spørre om det ikke er mer sannsynlig at arealbrukere oppstrøms har fulle og uinnskrenkede rettigheter når det offentlige har liten informasjon om nedstrøms effekter av arealbruk. Når arealbrukere oppstrøms har uinnskrenkede rettigheter er det også mer sannsynlig med et system der de betales for å avstå fra flomforverrende arealbruk. Men hvis man ikke vet hva flomforverrende arealbruk er, vil man ikke ha faktagrunnlag for å sette opp et slikt system med betaling for økosystemtjenester. Økonomisk verdsetting er med andre ord helt

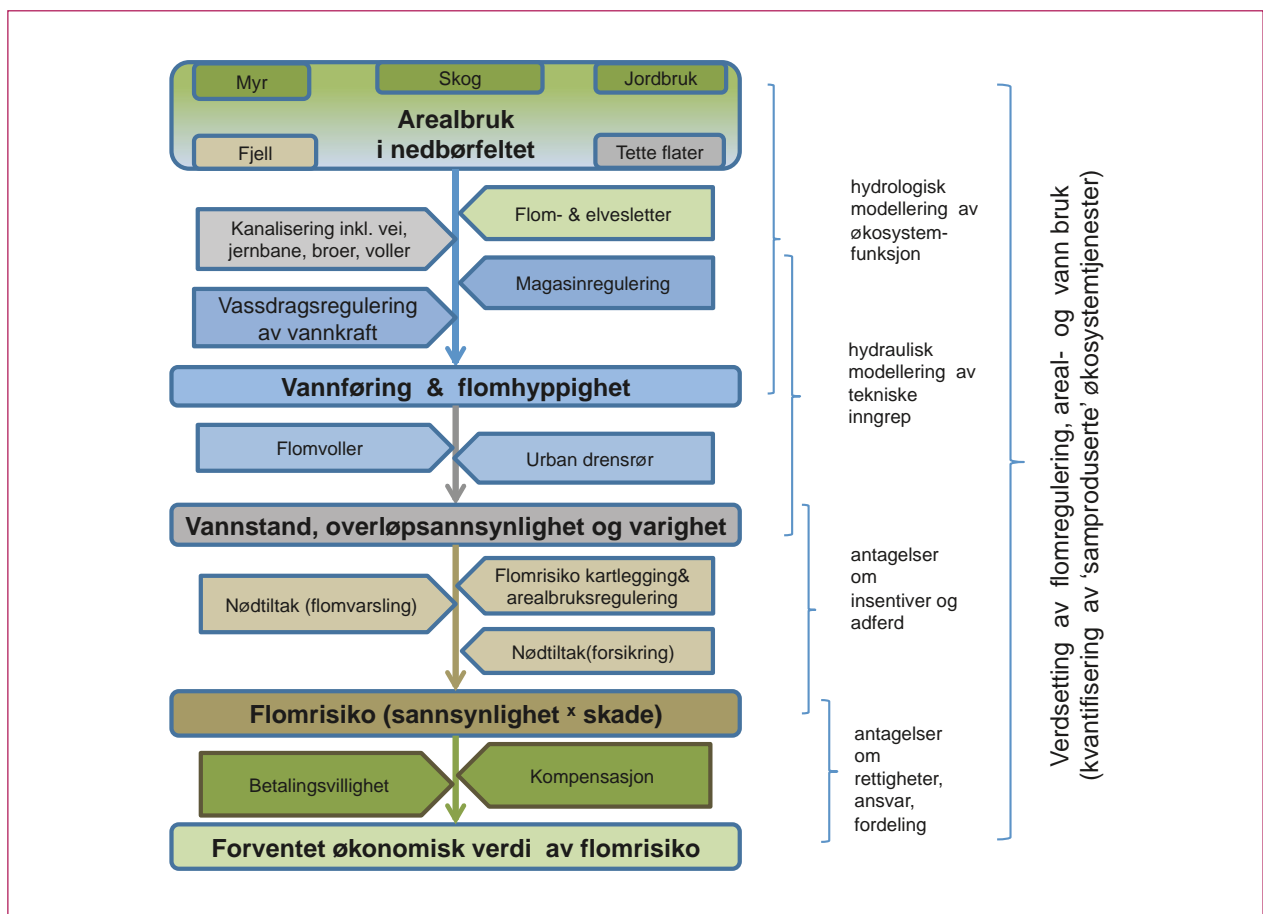
betinget av (1) måling og forståelsen av økosystemfunksjon, og (2) om/hvordan rettigheter til ØT er definert. Det er kjent fra økonomisk verdsettingslitteratur at informasjonskostnadene øker jo mer man er avhengig av biofysisk modellering av økosystemfunksjoner som har ulik romlig skala og oppløsning (Barton et al. 2012). Krav til verdsettingsstudier øker også, som nevnt, med høyere forvaltningsmessige krav til pålitelighet og nøyaktighet.

Bruker private og offentlige aktører i dag økonomisk verdsetting av miljøkostnader og samfunnsøkonomisk analyse (i vurdering av om vannkraftkonsesjoner skal tildeles, i kommunenes arealplanlegging, i planlegging av skogdrift, i beslutninger om flomvoller skal bygges, og private beslutninger om hvor man skal bygge)? Uten å ha gjort en utstrakt analyse våger vi oss likevel til å si «stort sett nei». Vi tror hovedgrunnene til dette skyldes (i) mangel på kunnskap om hvordan ulike aktiviteter i vassdraget, gjennom påvirkninger av økosystemene, faktisk slår ut på omfanget av flomskader, (ii) liten praksis i Norge for bruk av nytte-kostnadsvurdering av naturskaderisiko, (iii) naturskadeforsikring som svekker aktørenes behov for å forutsi mulige flomskader ved lokaliseringsbeslutninger, og bare i fjerde rekke (iv) usikkerhet i økonomiske verdsettingsmetoder.

Er det nye lover og forskrifter som vil endre på dette i nær fremtid? Det nærmeste man kommer vurdering av nytten av bedre økologisk tilstand, av ØT, i vannforekomster er den norske Vannforskriften (2006) som krever en vurdering av om det er «umulig eller uforholdsmessig kostnadskrevenne å nå målene...» for god økologisk status. Vannforskriften åpner altså for nytte-kostnadsvurdering av tiltak i vassdrag. Norges vassdrags- og energidirektorats (NVE) «Retningslinjer for arealbruk og sikring i flomutsatte områderbruker» (1999) foreslår nytte-kostnadsvurdering i dimensjonering av flomsikringstiltak. NVE har tidligere vurdert multi-kriterianalyse av miljøeffekter som ikke kan verdsettes økonomisk (Barton og Dervo 2009). Norges Naturmangfoldlov av 2009 viser ikke til ØT (Ot.prp. nr. 52 (2008–2009)). Trolig var dette for å unngå at økonomiske verdier av natur fikk en dominerende plass som verneprinsipp (Barton m.fl. 2011). Nye 'Retningslinjer for revisjon av konsesjonsvilkår for vassdragsreguleringer' (OED 2012) nevner heller ikke ØT med ett ord, men understreker «at eventuelle pålegg må vurderes nøye med hensyn til kostnad og nytte av tiltaket».

En annen faktor som reduserer aktørers interesse for å vurdere ØT flomdemping økonomisk er forsikring mot

Figur 2. Økonomisk verdsetting av flomdempingstjenester fra økosystemer i nedbørfelt krever modellverktøy som beskriver «samproduksjonen» som skjer ved arealforvaltning, tekniske inngrep, avbøtende- og risikoadferd.



naturskader. I dag er naturskadepremie lovpålagt og lik over hele landet. En bivirkning av dette (distriktpolitiske?) virkemidlet er at forsikringspremien ikke reflekterer den reelle risikoen ved å bygge i utsatte flomsoneer. Kommuner og privatpersoner har derfor svakere økonomisk insentiv for å regne på eller redusere sin økonomiske risiko ved flom, selv om det finnes flomsone-kart utarbeidet for store deler av flomutsatte områder i landet.

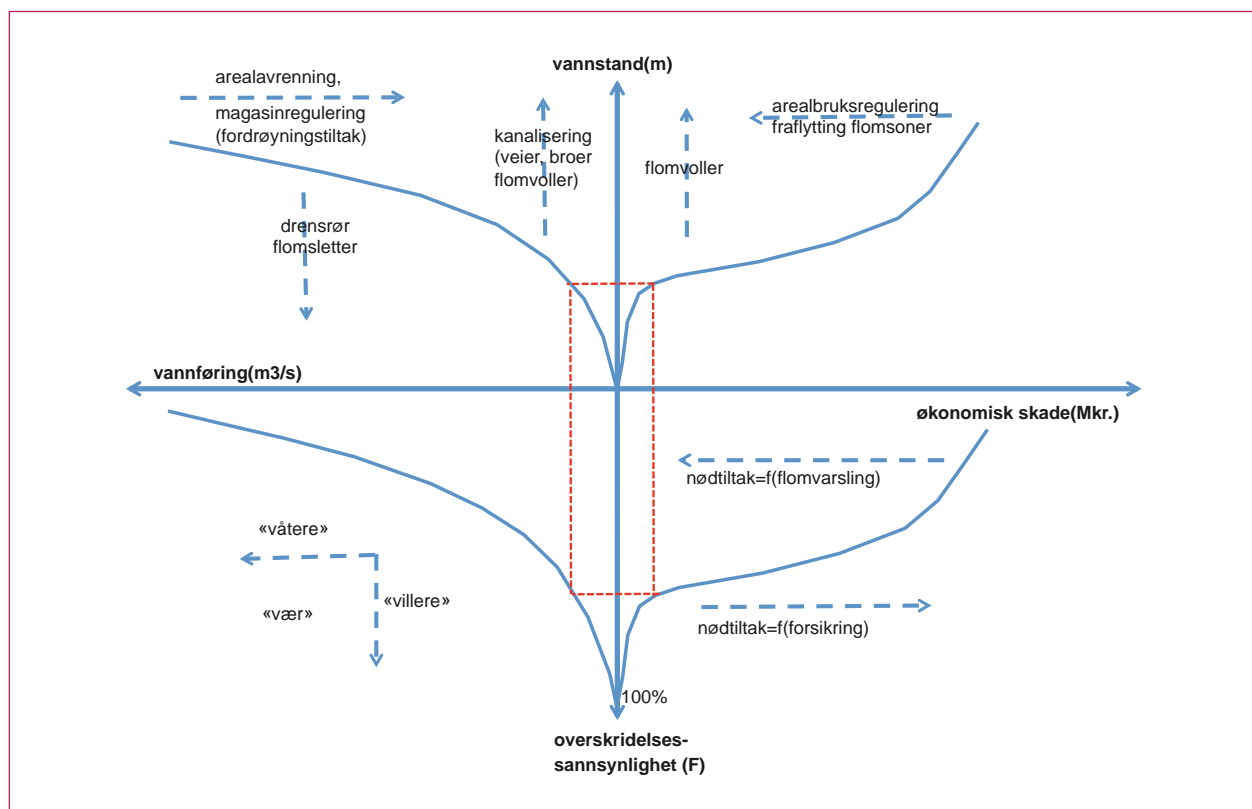
ØKOSYSTEMTJENESTER FRA NEDBØRFELT – «VERDSETTINGENS HYDRA»?

Herakles forteller om Hydra, et sjøhyre med ni hoder, hvorav ett var udødelig. Hugget man av et hode, var blodet giftig og det vokste straks tilbake to. Verdsetting av ØT fra nedbørfelt kan tidvis by på et slikt dilemma. Flere hydrologiske prosesser og menneskelige inngrep er koblet, og må bestemmes gjensidig i modellering av økosystemfunksjon.

Figur 2 er en prinsippsskisse av menneskelige inngrep og adferd som kan spille inn i økonomisk verdsetting av flomdempingstjenester. Eventuelle flomdempingstjenester er en «samproduksjon» av oppstrøms arealforvaltning, tekniske inngrep og regulering av vassdraget, og av nedstrøms planlegging og menneskelig tilpasning på flomutsatte arealer. Figur 2 antyder at hovedutfordringen ved verdsetting ligger i kvantifisering av økosystemfunksjon, der prising av flomrisiko bare er siste ledd i en lang kjede av overlappende modeller og antagelser om rettigheter, inngrep og adferd.

Mye av kritikken av verdsetting av ØT har vektlagt påliteligheten av ulike verdsettingsmetoder – altså det siste leddet i konsekvenskjeden. Vi mener at en mer kompleks praktisk utfordring ligger i den modelleringen av økosystemfunksjon som er nødvendig for å relatere tiltaksomfang oppstrøms til flomrisiko nedstrøms for bestemte aktører

Figur 3. Konseptuelle sammenhenger mellom (overskridelses)sannsynlighet for vannføring, vannstand, og økonomisk flomskade (tilpasset fra Sælthun m.fl. 2000). Hypoteser om hvordan funksjonsformene påvirkes av menneskelige inngrep, avbøtingstiltak og risikoadferd er antydnet med stiplede piler. For eksempel, flomvarsling gjør et nødtiltak som midlertidig flomvoller mer effektivt, som igjen reduserer forventet økonomisk skade ved en gitt overskridelses-sannsynlighet. Flomforsikring gjør det mindre sannsynlig at nødtiltak gjennomføres og øker forventet økonomisk skade.



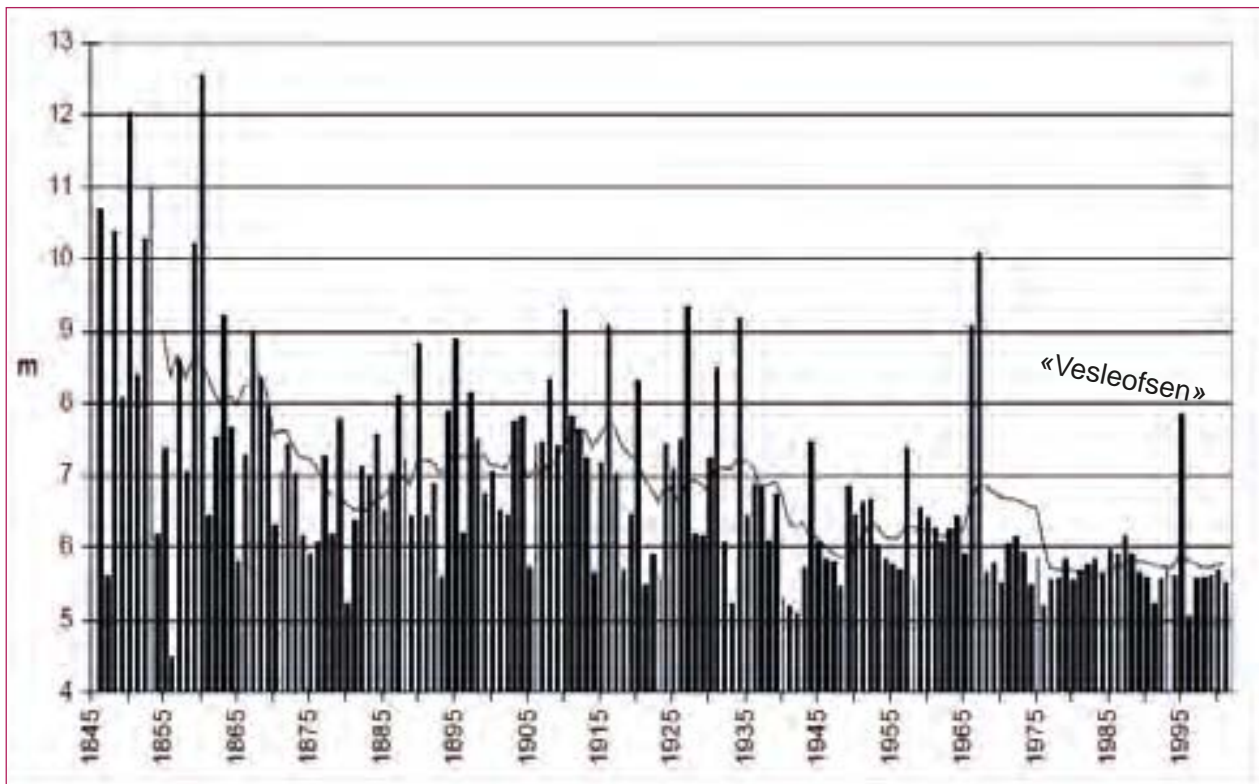
og lokaliteter. Sammenhengene mellom sannsynlighet for vannføring, vannstand, og økonomisk flomskade påvirkes av ulike menneskelige inngrep, avbøtingstiltak og risikoadferd. Fordi flomrisiko er samprodusert i samspillet mellom variasjon i været, hydrologisk «respons» fra ulike arealtyper, og menneskelig respons gjennom vassdragsregulering og risiko-avbøtende atferd, er kvantifisering av økosystemfunksjon en kompleks dynamisk oppgave.⁶ For eksempel vil et avbøtende tiltak for flomrisiko på flomsletter gjennom etablering av flomvoller, samtidig bidra til kanalisering som øker vannføring og vannstand nedstrøms; magasinregulering, flomvoller og flomforsikring er alle substitutter for avvergende adferd nedstrøms på lang og kort sikt (Figur 3). Noen av sammenhengene kan modelleres hydrologisk og hydraulisk, andre med atferdsstudier,

men de blir til sammen mer komplekse jo større nedbørfeltet og den menneskelig påvirkningen er.

Dersom vi fortsetter med metaforen om den greske helten Verdssetting og Hydra som mangehodet metode-uhyre, representerer fordelingseffekter Hydras ene udødelige hode. Vi argumenterte ovenfor at det ligger velferdsmessige fordelingseffekter av flom-dempingstiltak oppstrøms versus nedstrøms både i (1) tolkning av rettigheter til «flomdempingsgodet» og (2) den romlige fordelingen av tiltakskostnader og endring i flomrisiko. Her legger vi til at verdsetting av flomrisiko i en samfunnsøkonomisk analyse gjør antagelser om (3) hvor viktig flomrisiko er på marginen for det utsatte individet, og (4) hvor viktig en endring i nytte av redusert flomrisiko for det enkelte individet er for samlet velferd. Interessekonfliktene i et vassdrag viser at det er politikk som bør avgjøre hvordan eventuelle tiltakskostnader oppstrøms til slutt veies mot betalingsvillighet

⁶ Økonomer vil kalle det et «endogen» modelleringsproblem.

Figur 4. Flomvannstander i meter i Øyeren ved Mørkfoss, 1846–2001. Flommen «Vesleofsen» i 1995 er unntak som bekrefter reglen om stadig større regulering av vassdraget i et historisk perspektiv.



Kilde: Tilpasset fra Petterson (2002).

for mer (eller kompensasjon for mindre) flomdemping nedstrøms.⁷ Fordelingseffekter i offentlige prosjekter er i utgangspunktet komplekse og taler for at samfunnsøkonomisk analyse bare kan være et beslutningsgrunnlag for interessenter med ulike syn på fordeling (Nyborg, 2012). Bruk av begrepet «ØT» ved vurdering av offentlige naturgoder minner oss på at det også ligger en naturfaglig kompleksitet i fordelingseffekter. Den greske helten – Verdsetting – har ikke annet å gjøre enn å finne Hydra, telle og identifisere de ulike hodene og la de krangleverne gudene avgjøre sjøuhyrets skjebne.

HVA SLAGS TILTAK OG AREALBRUK HAR BETYDNING FOR AVRENNING?

Det er sjelden man har en systematisk evaluering av alle faktorer som påvirker avrenning i et stort nedbørfelt samtidig. Ikke tilfeldig, har vi en slik studie fra Glomma og

⁷ Arrows (1963) umulighetsteorem gir oss et teoretisk argument om at samfunnsøkonomisk analyse ikke kan finne en entydig rangering av tiltaksalternativer.

Lågen. I kjølvannet av en 100–200-års flom, «Vesleofsen», i Glomma-Lågen i 1995 satte NVE i gang forskningsprogrammet HYDRA. Vesleofsen var som navnet tilsier på langt nær den største flommen i Glomma-Lågens historie (Petterson 2002). Men den kom overraskende i et historisk stadig mer regulert vassdrag (Figur 4). Studiene under dette programmet viser hvor utfordrende det kan være å kvantifisere ØT, selv i nedbørfelt vi har studert og regulert i mer enn 100 år.

HYDRA vurderte hvilke effekter ulike typer av tiltak i ulike «naturtyper» har på omfanget av flom. Prosjektet vurderte hvordan flomforløpet i Vesleofsen ble påvirket av flomforbygninger på elvesletter, skog- og landbruksdrift, og urbane områder på flomforløpet til Vesleofsen. Man brukte hydrologiske modeller til å vurdere effekten av arealbruk i 1995 opp mot arealbruk rundt 1900. Jordbruksarealene i Glomma-Lågen er så små at endringene i forrige århundre ble vurdert til ubetydelige i forhold til forløpet av Vesleofsen. Flomforbygninger på elvesletter hadde små effekter på vannstands nivået, men førte lenger nedstrøms

til en forsinkelse i flomtoppen på opptil noen timer (Berg et al. 1999).

Glomma-Lågens nedbørfelt er om lag 37 % skog (forøvrig varierer arealanslag på dette økosystemet avhengig av hva som defineres som skog). Skogarealet har endret seg lite siden 1920, selv om skogvolumet per hektar hadde steget med om lag 75 % frem til 2000. For delnedbørfelt større enn 1000 km² kunne man ikke se noen flomeffekt av endret skogpraksis siden 1920. Hvis man derimot så på nedbørfelt på mindre enn 10 km² og samtidig antok 100 % flatehogst kunne avrenningen øke med mer enn halvparten (Rinde og andre 2000). Samme forhold gjelder imidlertid ikke for større nedbørfelt. Omfattende studier av arealendringer og hydrologisk modellering i Hydra og i internasjonal litteratur konkluderer på samme måte (Kiersch 2000, Calder 2005, Ennaanay m.fl. 2011):

- Arealbruksendringer kan ha større merkbare effekter lokalt i små nedbørfelt – nedbør og flomtopper jevnes ut i store nedbørfelt.
- Vegetasjon som skog har en synlig effekt på små og mellomstore flommer (10-årsflommer), men ingen merkbart effekt på store flommer (100-årsflommer eller mer).
- Elvesletter fungerer som lagringsmagasiner for vann, men de er relativt små i Glomma-Lågen og i norsk sammenheng.
- Skogdyrking, drenering og skogsveier har større effekt på avrenning enn skogarealet alene. Området med skogsveier og drenering i Glomma-Lågen var likevel så lite at man anså det ikke for å ha noen effekt.
- Lokale tekniske tiltak, som flomvern, regulering og vannsenkning hadde direkte og merkbart effekt. I Øyeren så man for eksempel flomnivået sank med 2,5 meter takket være flomsikringstiltak.

Flomdemping som ØT er altså ikke lett å generalisere som «verdien av natur uten inngrep». Inngrepenes utforming i tid og rom er avgjørende for størrelsen på flomskader og må dermed «trekkes fra» i analysen. Det blir også alltid et spørsmål om hva som er referansetilstanden? Er det norsk natur i 1900, i dag, før siste istid? Man kan se på nedbørfelt uten vannkraftreguleringer for å «trekke fra» menneskets nærvær. Nyere studier på tvers av uregulerte vassdrag i hele Norge har påvist noe effekt av skog og myr på lavvannsføring enten sommerstid eller vinterstid, og avhengig av hvilken landsdel man ser på (Engeland og Hisdal 2009). Videre er andelen isbre av totalarealet i nedbørfeltet viktig for lavvannsføring. Men er isbreer et økosystem?

For flomtopper har prosentarealet med innsjøer og hvor bratt elvene renner vist seg å være de viktigste faktorene (Skaugen og Væringstad 2005). Innsjøer betraktes som økosystem i TEEB, men det gjelder som biologisk rensebasseng, ikke som vannmagasin.

Det finnes ingen studier som fokuserer på den økonomiske verdien av skog og våtmarker for flomdemping eller vannforsyning i Norge. Her er det mye fjell, snø og is og «lite biologi» i forhold til i tropene. Imidlertid er snø viktig også for skog – studier i Sverige har vist at barskog om vinteren fører til høyere «sublimasjon» – fordampning – enn annen arealbruk (Lundberg og Koivusalo 2003). Dette fører igjen til mindre smelteflom om våren.

Det er utfordrende å trekke grenser mellom menneskelige inngrep og endringer forårsaket av natur alene, så vel som mellom deler av ulike naturtyper. I alle tilfelle må det detaljerte lokale arealbetraktninger til og skala på analysen kan avgjøre om man ser en effekt eller ikke. Lokale effekter av arealbruk kan være store, men forsvinner i store nedbørfelt og under store flommer. En del definisjoner av økosystemer vil også trekke opp mer eller mindre kunstige grenser mellom et «naturlig økosystem» og tekniske tiltak. For eksempel kan uregulerte innsjøer i øvre del av nedbørfeltet være naturlige økosystemer med betydelig flomdempende effekt, men når de har kunstige utløp og tappes i nedre del av nedbørfeltet har de fortsatt flomdempende effekt, men er ikke strengt naturlige.

HVILKE TJENESTER HAR VERDI, HVA SLAGS VERDIER OG FOR HVEM?

Økosystemtjenester kaster et nytt lys over det kjente begrepet fra norsk vannforvaltning – «brukerinteresser»⁸. ØT er definert av våre interesser. Hvis vi er opptatt av naturvern vil problemstillingen være at vi ønsker å vite hvilke menneskelige inngrep i naturen som reduserer naturlige flomdempingsprosesser og øker flomrisiko. Hvis vi representerer en næringsinteresse som vannkraft vil det kunne være å vise hvordan regulering av vannmagasiner kan bidra med flomdemping og «hjelpe» naturen. Hvis vi representerer skogeiere kan det være å vise hvordan skogdrift som reduserer drenering, avrenning fra skogsveier og flatehogst kan være flomdempende. Arealbruk som jevner ut avrenning kan gjøre nytte for mennesket på andre måter – bidra med andre ØT – for eksempel gi mer stabil lavvannsføring om sommeren som elvekraftverk og fiskere kan nyte godt av.

⁸ <http://www.vannportalen.no>

Eller arealbruk kan ha motsatt effekt. Om man har en ØT eller en «kostnad» påført av andre, avhenger av arealbruken eller inngrepet oppstrøms, hvem som bruker eller bor nær vassdraget nedstrøms og, som nevnt ovenfor, av hvem som med legitimitet kan gjøre krav på rettighetene til dagens situasjon. Noen har interesse av lav vannføring, og andre av høy vannføring, på bestemte deler av året. Flom er et fast definert statistisk hydrologisk begrep. Opplevelsen av høy vannstand som skadelig er likevel ikke entydig. Høy vannføring er noe mange organismer tidvis er avhengig av, og som noen brukerinteresser har tilpasset seg til. I Øyeren har, for eksempel, vannkraftprodusenten en fordel av å utnytte tapping om våren; vadefugl og bønder liker også lavvann i april-mai. Bønder liker å ha tilgang til åkeren for å drive jordarbeiding. Fisk og båtfolket liker høyvann. Man må ta høyde for at samme type naturlige økosystemer yter tjenester til noen og «økosystem-ulemp»⁹ til andre. For eksempel er elvesletter et naturlig habitat for nasjonale rødlistearter samtidig som de kan gi opphav til lokale myggplager og utgjøre en lokal flomtrussel (Barton og Dervo 2009). ØT av arealbruk oppstrøms gagnar ulike interesser, på ulike steder, til ulik tid.

HVORDAN KAN TJENESTEN FLOMDEMPING VERDSETTES ØKONOMISK?

Siden 60-tallet har økonomer utviklet en verktøykasse med metoder for å verdsette ØT (på den tiden het de «eksterne virkninger» på miljø, miljøkvalitet, miljø- eller naturgoder etc.). Et sett med metoder beregner verdien av miljøkvalitet indirekte gjennom å se «spor» av miljø i markedsprisene til varer, tjenester og investeringer, som «avslørt» gjennom folks atferd. For eksempel, kjøper vi kanskje dyrere villaks fordi den kommer fra et naturlig vannmiljø; vi kan bruke mer reisetid og utgifter på å komme til en innsjø med god vannkvalitet; tomtepriser kan variere med flomrisiko osv. Vi avslører indirekte våre preferanser for miljøegenskaper i de tingene vi kjøper og det vi gjør (derav «verdssettingsmetoder for avslørte preferanser»). Produktivitet av varer kan også avhenge av tilfanget og kvalitet på naturens goder som brukes i produksjonsprosesser, og det kan også verdsettes – mindre vannføring med mer sedimenter kan bety både lavere vannkraftproduksjon og lavere produktivitet i GWh/m³. Dette kalles produksjonsfunksjonsmetoder. Flomskader kan også verdsettes økonomisk, og i prinsippet spores tilbake med hydrologiske modeller til ulike inngrep (eller mangel på sådanne) i vassdraget. Dette kalles skadefunksjonsmetoder. Dersom økonomer ikke har

noen informasjon fra atferd de kan observere, fra produktivitetendringer eller naturskader, kan de også spørre folk direkte hva de er villige til å betale for å få mer av en ØT. For eksempel kan man spørre husstander hva de villige til å betale en vassdragsmyndighet for arealplanlegging som unngår fremtidige økninger i flomrisiko. Her «uttrykker» husstander sine preferanser gjennom en spørreundersøkelse. Dette kalles metoder for «uttrykkede preferanser».

I Øyeren-eksemplet vi nevnte tidligere kan man verdsette ØT «høy vannstand for fisk og båtfolk» indirekte ved å se på eventuelle tapte vannkraftinntekter ved tapt produksjon. Her anslo en studie at denne alternativkostnaden til minst 7.5 millioner kroner per år for perioden april-mai der man hadde vannstand på 4,8 meter eller mer (Barton et al. 2010). Denne tilnærmingen gir imidlertid bare et anslag på hva verdien av friluftsliv minst må være (såkalt implisitt verdsetting) for at det er fornuftig å prioritere denne framfor vannkraftproduksjon, ikke hva verdien faktisk er for de som driver fritidsaktiviteter der. En annen tilnærming er å bruke flomskadepåkostnader på bygg og infrastruktur, den såkalte skadefunksjonsmetoden. Med faktiske tall fra naturskadefondet anslo Sælthun og kolleger (2000) skadepåkostnadene i Åsnes og Grue kommuner med og uten flomvoller for mange ulike flommer med ulik forventet gjentakelsesintervall. De summerte opp produktet av skaden for alle de ulike flommene og deres sannsynligheter til en samlet, forventet skadepåkostnad. Forventet flomskade uten flomvern kom på om lag 50 millioner kroner/år. Med flomvoller ble forventet skade på om lag 5 millioner kroner/år. Altså en samfunnsøkonomisk verdi av flomvern på om lag 45 millioner per år for kommunene, som ville gjøre et slikt tiltak samfunnsøkonomisk lønnsomt hvis kostnaden ved å bygge flomvernet er lavere enn dette.

I den grad vi kan spore reduksjoner i flomskader til «mer naturlig arealbruk» som reduserer flomavrenning i nedbørfeltet, kan vi si at denne unngåtte skadepåkostnaden er verdien av ØT flomdemping. I forrige avsnitt så vi at det bare for noen typer nedbørfelt og på visse tider av året har vært mulig å påvise slike sammenhenger i Norge. En videre utfordring for verdsetting er hvordan folk reagerer i flomutsatte områder. Ved Kirkenær i Grue kommune kunne man forvente en skadepåkostnad på 900 millioner kroner ved den vannstanden som man fikk under Vesleofsen i 1995. Faktisk skadepåkostnad kom på 140 millioner kroner, fordi man bygde midlertidige flomvoller på toppen av de eksisterende som et nødtiltak (Sælthun m.fl. 2000). Man må ta høyde for tilpasning og avbøtende tiltak som folk i flomområdet foretar selv og som reduserer skadeomfanget.

⁹ «Ecosystem disservices» på engelsk

Flomberedskap skal redusere skadestrukturer. Med andre ord kan verdsetting av ØT ved hjelp av statistisk beregnede skadestrukturer overvurdere verdien om den ikke tar høyde for avbøtende atferd. Den riktige samfunnsøkonomiske verdien av flomreduserende tiltak i nedbørfeltet – deriblant ØT – er netto unngåtte flomskader pluss kostnadene ved flomberedskap og nødtiltak.

HVA SLAGS DATA MÅ VI HA FOR Å VURDERE FLOMDEMPINGSTJENESTER FRA NEDBØRFELT?

NVE har laget flomsonekart for hele Glomma og Lågen for flommer med gjentaksintervaller opp til 500 år. HYDRA-prosjektet utarbeidet også skadefunksjoner for bygninger, veier og jernbane, flomverk og jordbruksarealer. De fant at det vil være størst usikkerhet ved å bruke skadefunksjoner til å forutsi verdien av tapte jordbruksarealer på grunn av variasjon i hvor de ligger og når de dyrkes. Vi forventer at flomvarsler og flomforsikring har motstridende effekter på flomberedskap avbøtende nødtiltak. Skadestrukturer må også justeres for effekten av mer langsiktig flomberedskap og arealplanlegging basert på flomsoneisiko. Dette må i neste omgang kobles til en hydrologisk modell som kan vurdere ulike arealbruks-scenarier med og uten naturskjøtsels-tiltak, tekniske inngrep og ulike scenarier for magasinregulering med flomdemping.

VERDSETTING AV ØKOSYSTEMTJENESTER OG VANNFORSKRIFTEN – FRA EN 'GOD HISTORIE' TIL POLITIKK?

Hvilken rolle vil begrepet og verdsetting av økosystemtjenester som flomdemping kunne spille i norsk vassdragsforvaltning? Norsk vannforvaltning er godt i gang med en tilpasning til EUs Vannrammedirektiv gjennom vår egen Vannforskrift. Den har som mål at en rekke vannforekomster i prøvenedbørfelt skal nå god økologisk status (uregulert) eller godt økologisk potensiale (regulerte) innen 2015, og siden over hele landet i 2027. Unntak skal kunne gis om kostnadene ved tiltak er uforholdsmessig store i forhold til samfunnsnyttene. Det må jobbes videre med hva «uforholdsmessig» betyr, men beskrivelsen av ulike typer økosystemtjenester kan være en måte å klarere definere samfunnsnyttene av en forbedring i økologisk status for ulike samfunnsinteresser. Der Vannforskriften flytter fokus mot økologisk status – uavhengig av bruk – kan økosystemtjeneste-begrepet komme til å flytte fokuset tilbake til «brukerinteresser» i norsk vannforvaltningspraksis.

Økosystemtjenestebegrepet mobiliserer spørsmål om nytte av naturen for mennesker, og avveininger på tvers av mange interesser i samfunnet. Imidlertid kan økonomiske verdsettings-estimer både opplyse og tåkelegge. Verdien av økosystemtjenester av typen, «innlands våtmarker er verdsett til mellom X og Y kr./hektar», er ikke uvanlig i faglitteraturen. Dette er et netto-begrep uten identitet; en generisk gjennomsnittsverdi uten stedstilhørighet. 'God økologisk status' er på sin side stedbundet til en vannforekomst og dets biologiske mangfold. En vurdering av økosystemtjenester av å oppnå god økologisk status i en vannforekomst er avhengig av om analysen ser på verdier for en bestemt innsjø eller elv, for alle i et helt nedbørfelt, eller på tvers av nedbørfelt (Finstad m.fl. 2009). Gjør man samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsvurdering av miljømålet på tvers av nedbørfelt åpner man også opp for tanken om at tap av ØT i et nedbørfelt kan kompenseres ved restaurering i et annet. Dette kalles også for biomangfolds-kompenserende tiltak eller «biodiversity offsetting» (EFTEC 2010). Gjennomsnittsverdier på tvers av mange vannforekomster gir liten informasjon om slike stedsbundne avveininger.

Verdsetting av ØT kan bli satt på prøve av Vannforskriften – kan økonomer gå fra å fortelle en «god historie» om nedbørfeltets store naturverdier, til å vurdere konkrete steds-spesifikke forslag om tiltak? Vannforskriften utpeker god økologisk status som et *miljømål*, og åpner for at Vannregionmyndigheter skal vurdere nytte og kostnader av handlingsplaner i nedbørfelt; flomsikringstiltak skal også nytte-kostnadsvurderes av NVE. Her kan ØT utfylle det kjente begrepet *brukerinteresser* i å forklare når, hvor og for hvem miljømålet blir et *samfunns gode eller en –kostnad*. Økonomisk beregning av regulerende ØT som flomdemping er likevel forbundet med stor kompleksitet og usikkerhet. Hvor stor kan usikkerheten i økonomisk verdsetting av ØT være før man frafaller nytte-vurderinger og eventuelt faller tilbake på kostnadseffektivitets- og føre-var prinsippet? Hvilken plass vil vi gi Verdsetting i fortellingen om Hydra?

REFERANSER

Arrow, K. (1963) *Social choice and individual values*. Second edition, John Wiley and Sons.

Barton, D.N., H. Lindhjem, K. Magnussen, S. Holen (2012). Valuation of Ecosystem Services from Nordic Watersheds – From awareness-raising to policy support? (VALUESHED). TemaNord 2012:506. <http://www.norden.org/sv/publikationer/publikationer/2012–506>.

- Barton, D.N., Berge, D., Janssen, R. (2010). Pressure-impact multi-criteria environmental flow analysis: application in the Øyeren delta, Glomma River Basin, Norway. IWA Publishing, London UK.
- Barton, D.N., Dervo, B., (2009). Nytte-kostnadsanalyse av flomvern. En metodevurdering med eksempel fra Skarvvollene. NINA Rapport 464.
- Barton, D.N., Saloranta, T., Moe, S.J., Eggestad, H.O., Kuikka, S., (2008). *Bayesian belief networks as a meta-modeling tool in integrated river basin management – Pros and cons in evaluating nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin*. Ecological Economics 66, 91–104.
- Berg, H., Engen, I.K., Haddeland, I., Høydal, Ø., Traae, E., Skoglund, M., (1999). Effekter av flomsikringstiltak på flomforløpet. HYDRA-Rapport F05
- Calder, I.R., (2005). *Blue Revolution. Integrated Land and Water Resource Management* (2nd ed.). Earthscan, London, UK.
- Coase, Ronald. «The Problem of Social Cost» i *Journal of Law and Economics*, v. 3, n°1 s. 1–44, 1960
- Eftec, IEEP, IUCN, (2010). The use of market-based instruments for biodiversity protection –The case of habitat banking – Technical Report. London.
- Engeland, K., Hisdal, H., (2009). A Comparison of Low Flow Estimates in Ungauged Catchments Using Regional Regression and the HBV -Model. *Water Resour Management* 23, 2567–2586.
- Engeland, K., Hisdal, H., Orthe, N.K., Petersen-Øverleir, A., Voksø, A., (2008). Lavvannskart for Norge. NVE Rapport 5–2008.
- Finansdepartementet, (1997). Veileder i samfunnsøkonomiske analyser
- Finstad, A.G., Barton, D.N., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Järnegren, J., Sandlund, O.T., (2007). Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel.
- HYDRA, (2000). Flommen kommer...Sluttrapport fra HYDRA – et forskningsprogram om flom. NVE. In: Eikenæs, O., Njøs, A., Østdahl, T., Taugbøl, T. (Eds.).
- Kumar, P. (Ed), (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Earthscan, London.
- Lundberg, A., Koivusalo, H., (2003). Estimating winter evaporation in boreal forests with operational snow course data. *Hydrol. Process.* 17, 1479–1493.
- Morris, J., Camino, M., (2011). Economic Assessment of Freshwater, Wetland and Floodplain (FWF) Ecosystem Services. UK National Ecosystem Assessment Working Paper.
- NOU (2012) Samfunnsøkonomiske analyser. Norges offentlige utredninger 2012: 16.
- Nyborg, K. (2012). *The Ethics and Politics of Environmental Cost-Benefit Analysis*. Routledge.
- Pettersson, L.E.(2002). Flomberegning for Nedre Glomma. Flomsonekartprosjektet. 15–2002. NVE
- Rinde, T., Njøs, A., Grønlund, A., (2000). Virkningen av arealbruksendringer på avrenningsforhold. HYDRA Rapport N05.
- Skaugen, T., Væringstad, T., (2005). A methodology for regional flood frequency estimation based on scaling properties. *Hydrol. Process.* 19, 1481–1495.