

Økonomisk verdsetting av havmiljø

– Anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen

Claire W. Armstrong*, Viktoria Kahui* og Margrethe Aanesen[#]

* Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø

[#] NORUT, Tromsø

April, 2008

Takk går til referansegruppen på Miljøverndepartementet, Hallvard Ødegård, Idar Schei, Torbjørn Asgård og kolleger på Norges fiskerihøgskole for gode innspill til arbeidet. Eventuelle feil er våre egne.

Sammendrag

Med bakgrunn i mandat fra Miljøverndepartementet identifiseres og estimeres en rekke verdier som finnes i havområdet utenfor Lofoten-Vesterålen, med basis i såkalt Total Økonomisk Verdi (Total Economic Value - TEV). Bruksverdier og ikke-bruksverdier identifiseres, og metoder for å innhente mål for disse verdiene er presentert. Rapporten diskuterer internasjonale studier av verdier i havet, og drøfter problemer knyttet til TEV metoden for sammenstilling av verdier i naturmiljø. Basert på verdier som identifiseres i TEV, har vi, der det har vært mulig gitt de begrensninger vi har stått overfor, innhentet data og estimert verdier. Av hensyn til tilgjengelighet og sammenlignbarhet av data, er tall for farvannet utenfor hele Nordland fylke benyttet.

Direkte bruksverdier, som består av verdiskapingen i reiseliv, fiskeri, oppdrett og videreforedling av marine produkter, beregnes til å ha en nåverdi på i underkant av 160 milliarder kroner, målt som bruttoprodukt. Dette anses å være et lavt estimat. Indirekte bruksverdier, herunder naturbasert rekreasjon for lokalbefolkningen, sirkulasjon av næringsstoffer, håndtering av avløp, gass- og klima regulering og habitatverdier er også estimert. Målene er svært forskjellige og vurderes såpass ulikt at vi mener det ikke er forsvarlig å summere dem. Naturbaserte rekreasjonsverdier for lokalbefolkningen gir en nåverdi på 80 milliarder, og anses som usikker. Sirkulasjon av næringsstoffer gir en nåverdi på mellom NOK 6.3 og 395.6 mrd, og anses som spekulativ. Håndtering av avløp gir en nåverdi på i underkant av 5 mrd kroner og anses som akseptabel. Gass- og klimaregulering gir en nåverdi på 22 milliarder kroner, noe som anses å være et underestimat. Habitatverdier i form av overførte rehabiliteringsverdier estimeres å være 2807 milliarder kroner, men dette tallet anses å være spekulativt. Ved overføring fra andre studier beregnes eksistensverdier for noen få arter til en nåverdi på 8 milliarder kroner, og vi mener dette er et underestimat. Til tross for at ikke-bruksverdiene og eksistensverdiene er høyst usikre anser vi det som ikke usannsynlig at de totalt utgjør en adskillig større verdi enn de samlede bruksverdiene. Avslutningsvis i rapporten identifiseres en rekke kunnskapsmangler forbundet med verdsetting av havmiljø, og felt der videre arbeid er påkrevd for å få en bedre forståelse av de verdier som eksisterer i et rent og produktivt havmiljø.

Innhold

1. Introduksjon	4
2. Total Økonomisk Verdi (Total Economic Value; TEV)	
2.1 Innholdet i TEV	6
2.2 Metoder for beregning av TEV	8
2.3 TEV i litteraturen	12
3. Verdier i havmiljø – en drøfting	
3.1 Innledning	14
3.2 Økonomisk verdsetting av <i>direkte</i> bruksverdier	14
3.3 Økonomisk verdsetting av <i>indirekte</i> bruksverdier	16
4. Diskusjon av problemer knyttet til TEV	28
5. TEV og Lofoten-Vesterålen området	32
5.1 Direkte bruksverdier	33
5.2 Indirekte bruksverdier	40
5.3 Opsjonsverdier	52
5.4 Eksistens og bevaringsverdier	53
5.5 Sammendrag av ulike verdier	55
5.6 Noen kritiske momenter	56
6. TEV i norske farvann – mulige kunnskapsbehov	57
Appendiks 1	59
Appendiks 2	63
Referanser	68

1. Introduksjon

Denne utredning er ment å være med på å styrke beslutningsgrunnlaget for helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder ved å gi en innføring i økonomisk verdsetting av havmiljø. Det forutsettes at vi forholder oss til et rent, produktivt havmiljø med et intakt biologisk mangfold slik forholdene i Lofoten-Vesterålen beskrives å være (Anon 2005a). Denne studien er et første steg, og ikke en utfyllende beskrivelse av de økonomiske verdiene knyttet til havområdene ved Lofoten-Vesterålen.

I dette arbeidet presenteres metodikk for økonomisk verdsetting av miljø, basert på konseptet Total Økonomisk Verdi¹ (Total Economic Value; TEV), som ivaretar både bruksverdier og ikke-bruks verdier. Studien presenterer både de verdier som finnes i markeder, og de som ikke blir direkte omsatt. Et slikt arbeid er på mange måter flerdisiplinært av natur, men vi fokuserer på økonomisk verdsetting². Videre identifiseres en del hull og begrensninger i kunnskapen slik den oppleves i dag.

Det eksisterer en rekke studier av verdsetting av ulike elementer i havet (se Ledoux og Turner (2002) for en oversikt). Sentrale og relevante studier med tanke på TEV presenteres og diskuteres. Disse studiene legger grunnlaget for å vurdere hvilke er de relevante verdiene forbundet med havmiljøet, og hvorvidt disse kan avdekkes og aggregeres. Videre tas opp i hvilken grad verdsetting fra andre havområder kan benyttes for å vurdere verdier i Lofoten-Vesterålen.

Bakgrunnen for mye av behovet for verdsetting av havmiljøet ligger i de beslutningene som stadig må tas med hensyn på ulike inngrep i form av menneskelige aktiviteter i havmiljøet. I slike sammenhenger er man interessert i å vurdere eventuelt endret samlet verdi ved ny virksomhet. Eller mer spesifikt; hva er forholdet mellom økte verdier skapt ved den nye aktiviteten og eventuelle endringer i eksisterende verdier, slik som miljøverdier, som denne

¹ For noen eksempler på bruk av TEV, se Costanza et al (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253-260, og Turpie et al (2003), Economic value of terrestrial and marine biodiversity in Cape Floristic region: implications for defining effective and socially optimal conservation strategies, *Biological Conservation* 112, 233-251.

² Økonomisk verdsetting er kontroversielt også blant økonomer, og ikke-monetære verdsettingsmetoder har blitt presentert og benyttet (Getzner et al. 2005). *Biologisk* verdsetting av havmiljø er også presentert i litteraturen (Derous et al. 2007). Her omtales verdi eller rangering av områder ut fra grad av særegenhet, uberørthet, representativitet, sårbarhet, samt en lang rekke andre kriterier.

nye aktiviteten medfører? I en slik sammenheng er det verdi *endringer* som det fokuseres på, noe som også kan vurderes ut fra villighet til å betale for å unngå endringer, og eventuelle beregninger av tap og gevinster ved endringer. I en slik sammenheng er det viktig å identifisere *endringen*. I dette arbeidet vil vi, med bakgrunn i mandatet for utredningen, ta utgangspunkt i *eksisterende* verdier i havmiljøet. Ingen spesifikk endring er gitt, og studien er derfor en oversikt over eksisterende verdier. Dette arbeidet gjøres ved å benytte TEV. Vi vurderer verdier som skapes i ulike næringer som fiske og turisme, der et rent og produktivt havmiljø er en sentral innsatsfaktor i produksjonen. Slik verdsetting er kjent fra nasjonalregnskapet. Men også verdier som ikke gjenfinnes i slike regnskaper er relevante i denne sammenheng. Vurderinger om optimal utnyttelse versus faktisk utnyttelse vil være av relevans. Det fokuseres både på *direkte* bruksverdier for Lofoten-Vesterålen området, og *indirekte* bruksverdier som blant annet habitater, sirkulering av næringsstoffer, regulering av gasser avfallsbehandling og rekreasjonstjenester. Opsjonsverdier og ikke-bruksverdier drøftes også.

Det å gi naturmiljø en prislapp oppleves av mange som problematisk og til dels umoralsk. Kan vi sette en pris på naturen? Et problem i dagens samfunn er at dersom det ikke settes en pris eller en verdi på naturen, vil naturen ofte prises lik null, noe som medfører at tap av natur ikke koster noe. I en slik sammenheng vil økonomisk utvikling i form av utbygging som skader eller reduserer naturmiljø alltid foretrekkes fremfor å bevare naturen. Å sette en pris på naturen er dermed med på å stille naturens verdi opp mot alternative verdier som oppstår med tap av natur som følge. Hvor gode slike verdsettinger er, vil alltid være et relevant spørsmål. Dersom verdsettingen av miljøet settes for høyt, vil dette kunne medføre at utvikling med påfølgende miljøtap som ville vært samfunnsøkonomisk forsvarlig, ikke blir gjennomført. Imidlertid, som gjennomgangen under vil påpeke, så er det mest sannsynlig at man undervurderer miljøets verdi med de verdsettingsmetodikker som fins i dag. Det er imidlertid ikke slik at det kun er økonomisk verdsetting som er verdifullt for beslutninger. Også kvalitative, etiske eller andre vurderinger spiller en rolle i politiske beslutninger.

Økonomisk verdsetting av eksempelvis utbygginger i naturmiljø består i å studere verdiendringer forbundet med slike spesifikke aktiviteter. Verdsetting i en sådan sammenheng vil kunne inngå i nytte-kostnads evalueringer av eventuelle utbygginger. I vår studie er imidlertid ingen spesifikke endringer identifisert, da mandatet er å vurdere eksisterende verdier i naturmiljøet. De verdier som dermed forekommer kan ikke direkte settes inn i en

nytte-kostnadsvurdering. I så fall må miljøets eventuelle endringer identifiseres, og relateres til tap av verdier slik de fremkommer i det rene, produktive og intakte havmiljøet. Denne studien gir imidlertid en oversikt over verdiene som tilbys av naturmiljøet, og dermed et refereansekart for fremtidig verdsetting av eventuelle endringer i naturmiljøet. En videre identifikasjon av former for inngrep som påvirker disse verdiene vil dermed bidra til å identifisere hvilke forvaltningsvalg som er mest relevante og aktuelle. Oversikten over naturmiljøets goder og tjenester illustrerer også den bredden av verdier som et rent, produktivt og intakt havmiljø tilbyr.

Rapporten er organisert som følger. I neste kapittel presenteres TEV rammeverket og dets bestanddeler, metoder for verdsetting av bestanddelene, og eksempler på bruk av TEV i litteraturen. I kapittel 3 illustreres ulike verdier fra en rekke studier av verdsetting av havmiljø. Deretter følger en diskusjon av problemområder knyttet til TEV. Kapittel 5 tar for seg estimering av verdier for havområdene utenfor Lofoten-Vesterålen, og avslutningsvis blir kunnskapsbehov identifisert.

2. Total Økonomisk Verdi (Total Economic Value TEV)

2.1 Innholdet i TEV

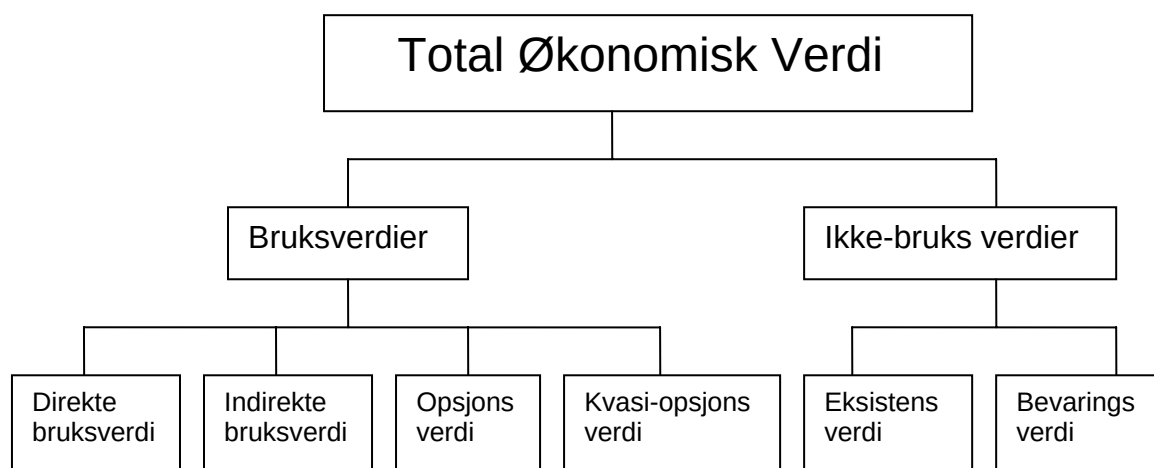
Konseptet *Total Økonomisk Verdi* (Total Economic Value; TEV) gir en nyttig ramme for de verdier som kan knyttes til naturmiljø (Pearce & Turner 1990)³. I Figur 1 vises innholdet i TEV, som inndeles i bruksverdier og ikke-bruksverdier⁴, der bruksverdiene inneholder verdier som oppstår gjennom direkte bruk av miljøet som studeres og ikke-bruksverdiene er verdier som oppstår uten at miljøet brukes direkte.

Bruksverdiene deles inn i flere grupperinger; de direkte bruksverdiene kan oftest måles direkte i en eller annen form gjennom markedsinteraksjoner. Typiske eksempler fra marine miljø er fiske og turisme, hvis varer og tjenester omsettes i markedet. De indirekte

³ Det eksisterer også andre innfallsvinkler til verdsetting av økosystemgoder og tjenester (se for eksempel Kumar og Kumar (2008) og Chee (2004))

⁴ Det er mange ulike variasjoner av TEV konseptet, og innholdet i de ulike verdiene varierer. Se Pearce og Turner (1990) for en viss oversikt over diskusjonen om temaet.

bruksverdiene er verdier som ikke finnes direkte i markedet, men som støtter opp om eller bidrar til de direkte bruksverdiene. I det marine miljø vil habitat og mat for kommersielle arter være nærliggende eksempler med tanke på innsatsfaktorer i fiskerier. Men også tjenester som rensing av vann og sirkulering av næringsstoffer er indirekte verdier som kan affekttere andre bruksverdier. Opsjonsverdier er verdien av miljø som potensiell verdiskaper. Denne verdien uttrykker hva mennesker er villig å betale for å beholde et naturmiljø ut fra en sannsynlighet for fremtidige bruksverdier. Kvasi-opsjonsverdier uttrykker hva samfunnet er villig å betale for å beholde et naturmiljø ut fra en forventning om fremtidig økning i kunnskap om slike verdier.



Figur 1. Total Økonomisk Verdi (TEV)

Ikke-bruksverdiene deles i to grupperinger; eksistensverdier og bevaringsverdier. Eksistensverdier uttrykker en verdsetting av miljøet som ikke relaterer til mulig fremtidig bruk eller nytelse, men en verdsetting av pur eksistens. Mange mennesker betaler for medlemskap i organisasjoner som beskytter miljø og dyr, som medlemmene aldri kommer til å oppleve selv, men som de verdsetter eksistensen av uavhengig av egen fysisk opplevelse. Bevaringsverdier uttrykker hva mennesker er villig til å betale for å bevare miljø for fremtidige generasjoner.

I tillegg til verdiene som presenteres i Figur 1 omtales også infrastrukturverdier, det såkalte *limet* (glue) i økosystemet (Turner et al. 2003). Limet refererer til de underliggende

strukturelle effektene av økosystemtjenestene som dermed har verdi utover summen av enkelt tjenestene.

2.2 Metoder for beregning av TEV

Det fins en lang rekke metoder for å finne de ulike verdiene i TEV. En enkelt verditype kan inneholde varer og tjenester som ikke kan estimeres med en og samme metodikk. For eksempel vil det å innhente verdier for ulike varer og tjenester i havet med bruksverdi, slik som fisk og turisme, kunne kreve bruk av mer enn bare markedspriser. For eksempel vil man også kunne bli nødt til benytte mer indirekte metoder, slik som hedonisk prising eller reisekostnadsmetoden for å finne den fulle verdsetting av rekreasjonstjenester.

I Tabell 1 vises ulike metoder eller kilder for å bestemme de ulike bestanddelene i TEV. I det følgende skal vi kort gå gjennom de ulike metodene for å uttrykke verdiene i TEV. Vi ser av tabellen at en enkel verdi kan finnes ved anvendelse av ulike metoder.

Tabell 1. Metoder for å estimere verdiene i TEV

TEV:	Verdsettingsmetoder
Direkte bruksverdier	Markedsanalyser, Offentlig prising, CVM, Hedonisk prising, Reisekostnadsmetoden, Erstatning og Restaureringskostnader
Indirekte bruksverdier	Markedsanalyser, Offentlig prising, CVM, Bioøkonomisk modellering, Produktfunksjonsmetoden, Hedonisk prising, Reisekostnadsmetoden, Skadekostnader, Defensive kostnader, Relokaliseringskostnader, Erstatning og Restaureringskostnader
Opsjons- og Kvasiopsjons-verdier	Offentlig prising, CVM, Hedonisk prising, Bioøkonomisk modellering, Erstatning og Restaureringskostnader
Ikke-bruksverdier	Offentlig prising, CVM, Erstatning og Restaureringskostnader

Markedsanalyser

Analyse av priser i markeder for varer og tjenester som havmiljøet tilbyr gir verdier for varer som fisk og reiselivsprodukter. Disse prisene vil i stor grad også dekke en lang rekke indirekte bruksverdier, der disse er innsatsfaktorer i varer og tjenester som har direkte bruksverdi. Videre kan havmiljøet tilby indirekte bruksverdier slik som avfallsbehandling,

hvor kostnader forbundet med rensing av vann og lignende viser verdien av den rensjetjenesten havet gjør gratis. En annen type markedsanalyse er beregning av verdi av et naturmiljø gjennom vurderingen av produktivitets- eller verditap eller vinning ved endringer i miljøet.

Inngrep i eksisterende marked kan føre til at goder som er substitutt eller komplementære til godene som omsettes i de markedene hvor det gjøres inngrep også får endret sin verdi. For eksempel når energiprisene i Europa går opp som følge av CO₂-avgiften så vil tømmer få alternativ verdi som brensel. Uten avgiften kan tømmer ikke konkurrere med andre måter å fremstille energi på, og det vil dermed ikke eksistere noe marked for tømmer som brensel. På samme måte vil CO₂-avgiften også gi rent hav sin evne til å absorbere CO₂ en verdi. Denne kan måles ved enhetsprisen for CO₂-utslipp, nemlig avgiften.

Offentlig prising

Offentlig investering, i form av eiendomskjøp, oppryddingsaktiviteter, eller monetære insentiver kan være et surrogat for markedsinteraksjoner. Eksempelvis vil statens oppkjøp av eiendom for å danne naturreservat kunne inneholde ikke bare publikums bruksverdier, men også verdsetting av indirekte bruksverdier, opsjonsverdier, samt ikke-bruksverdier med tanke på fremtidige generasjoner. Men det er også klart at en slik prising er en mindre oversiktlig tilnærming til en mer omfattende analyse av individuell betalingsvillighet. I forbindelse med innhenting av verdifastsetting som innspill i fremtidig politiske beslutninger vil ikke slik verdsetting nødvendigvis være relevant. Men i en overordnet verdsetting, slik vi er bedt om i denne studien vil slike vurderinger kunne anvendes.

Hedonisk prising

Hedonisk prising (også kalt Eiendomsverdimetoden) er en metode brukt for eksempelvis å hente ut miljøverdier som inngår i prisen på en vare i et marked. Altså der miljø er karakteristika ved en vare som har en pris i markedet. Det klassiske eksempelet er kjøp av hus i nærheten av en park. Her vil nærhet til parken inngå som en del av husprisen, og vil kunne skilles ut ved å sammenligne med hus som ikke har slik nærhet. Ikke bare vil bruksverdier inngå, men også verdien på opsjonen til å bruke parken. Hedonisk prising kan benyttes til å vurdere verdien av et spesielt eller rent naturmiljø i forbindelse med eksempelvis turisme eller fiskevarer.

Som økonomiske aktører foretar vi stadig prioriteringer og valg i forhold til goder som ikke har markedspriser. Et eksempel er bosted. En viktig forklaringsfaktor for valg av bosted er arbeids- og inntektsmuligheter. Det er goder som omsettes i et marked; arbeidsmarkedet. Andre forklaringsfaktorer for valg av bosted er tilhørighet til et sted og kvaliteter i form av natur- og kulturgoder på stedet. Dette er goder som ikke har noen markedsverdi. Det ville imidlertid være feil å si at de dermed ikke har noen verdi. I mange europeiske land er f.eks. priser på boliger ved kysten høyere enn tilsvarende boliger inne i landet. Det kan både ha med knapphet på kystlinje å gjøre, og med at utsikt over havet er et gode i seg selv. Prisforskjellen mellom hus med havutsikt og tilsvarende hus uten slik utsikt vil da kunne være en indikasjon på verdien av utsikten, en implisitt verdsetting. Hedonisk prising er et spesialtilfelle av en mer generell implisitt verdsetting. For eksempel når vi velger å bosette oss utenfor større senter hvor vi kan tjene mye mer, så vil forskjellen i inntekt mellom det alternativet der vi har høyest inntekt og det alternativet vi velger indikere hva vi er villig til å betale, eller oppgi av inntekt, for å beholde tilhørighet, eller nyte godt av natur- og kulturkvaliteter på det valgte bostedet.

Reisekostmetoden

Reisekostmetoden estimerer bruksverdier gjennom identifikasjon av reisekostnader til et bestemt naturmiljø, altså vurderes bruksverdien ut fra individenes villighet til å betale for å bruke et naturmiljø. Som for hedonisk prising vil ikke-bruksverdier ekskluderes i disse estimatene, siden verdsettingen kun fokuserer på villighet til å betale for å oppnå bruk. Videre vil reisekostnadsmetoden ikke inkludere opsjonsverdier.

CVM

Betinget verdsettingsmetode (Contingent Valuation Method; CVM) er en metode for å direkte etterspørre, beregne og aggregere individuell verdsetting gjennom utviklingen av et hypotetisk marked. Gjennom ulike typer spørreundersøkelser vil individuell verdsetting kunne fremvise verdsetting for alle former for goder og tjenester som et bestemt havmiljø kan tilby.

Bioøkonomisk modellering

Bioøkonomisk modellering kombinerer biologiske og økonomiske modeller for å vurdere ulike forvaltningsregimer for biologiske ressurser. Slike modeller vil kunne beregne markedsverdier eller ressursrente for fiskeressurser, og sammenligne disse verdiene for status quo versus optimal forvaltning. Videre kan slike modeller benyttes til å demonstrere indirekte verdier, gjennom flerartsmodellering som viser hvordan innsatsfaktorer i form av habitat eller

byttedyr virker inn på tilgjengelige kommersielle fiskeressurser. En kan argumentere for at differansen mellom status quo og disse optimaliserte verdiene er en form for opsjonsverdi, det vil si det en er villig til å betale gitt en endret adferd.

Produktfunksjonsmetoden

Produktfunksjonsmetoden kan demonstrere indirekte bruksverdier gjennom modellering og statistisk identifikasjon av sammenhengene mellom eksempelvis spesifikke habitater og kommersielle arter. Slik kan man så estimere verdien av slike habitater med tanke på hvorvidt habitat kun er preferert miljø eller essensielt miljø for en kommersielt interessant art.

Skadekostnader

Skadekostnader er kostnader som kan påløpe hvis et spesifikt miljø ikke var tilstede, og skade dermed oppstår av naturlige eller andre årsaker. Et kjent eksempel er at tap av mangroveskoger langs en rekke kystlinjer har medført økte skader ved stormer og tsunamier, da mangroveskogen fungerte som en buffer mot havet.

Defensive kostnader

Beaumont et al. (2006) påpeker at marin flora og fauna spiller en viktig rolle som forsvarsverk mot miljøforstyrrelser slik som tidevann, storm og oversvømmelser i kystregioner. Defensive kostnader er kostnader som påløper for å unngå effekter av tap av slike miljø. Dette kan være faktiske investeringer eller forsikringspremier.

Relokaliseringskostnader

Relokaliseringskostnader er kostnader som påløper for relokalisering av aktører eller aktiviteter som påvirkes ved tap av naturmiljø. Bruk av relokaliseringskostnader forutsetter at verdien av et habitat er ekvivalent med kostnadene forbundet med å relokalisere habitatet eller aktuelle aktører annetsteds. Relokaliseringskostnader kan beregnes som kostnadene forbundet med å flytte eller etablere kunstige rev, våtmarksområder for vannrensing eller andre miljøtjenester.

Erstatning og Rehabiliteringskostnader

Erstatning og Rehabiliteringskostnader er kostnader som påløper for erstatte tapt funksjon eller rehabilitere tapt eller skadet miljø. Benyttelse av erstatning og rehabiliteringskostnader fungerer på samme måte som relokaliseringskostnader, det vil si et habitat er verdsatt i

forhold til kostnadene forbundet med å erstatte det med et menneskelaget miljø, eller kostnadene forbundet med å rehabilitere det. Eksempelvis kan verdien av kystfarvanns evne til å absorbere avløpsvann fra husholdninger uttrykkes som kostnadene forbundet med å etablere og drive rensing av avløp

Alle metodene over har en rekke problemer⁵. Å gå inn på disse er for omfattende for denne studien. Videre er det klart at mange av metodene er overlappende, og man må anvende med varsomhet dersom flere metoder brukes i en og same TEV analyse.

2.3 TEV i litteraturen

Verdsetting av miljøtjenester generelt, og bruk av Total Økonomisk Verdi (TEV) konseptet spesielt, er en de raskest voksende områdene innen miljø- og økologisk økonomi i de senere år (Turner et al. 2003). Imidlertid anvender ikke de fleste studiene TEV konseptet i sin fulle bredde, men finner noen mer isolerte økonomiske verdier for økosystem tjenester (Bergstrom et al. 1990; Creedy & Wurzbacher 2001; Croitoru 2007; De Groote et al. 2003; Folke et al. 1991; Gilbert & Janssen 1998; Guo et al. 2001; Navrud & Mungatana 1994; Niskanen 1998; Ronnback 1999; Seidl & Moraes 2000; Shrestha et al. 2002; Spurgeon 1992; Steer et al. 2003; Torras 2000; van Beukering et al. 2003; Zhongmin 2003). Et eksempel er Loomis et al. (2000) som har estimert TEV ved tilbakeføring av fem økosystem tjenester (uttynnning av kloakk, naturlig rensing av vann, erosjonskontroll, habitat for fisk og vilt, samt rekreasjon) langs den forurensede elven Platte i Colorado, USA. Direkte bruksverdier i form av rekreasjon eller fisk ble ikke studert. Basert på en CVM studie fant de at husholdninger som bor langs elven verdsetter de ovenfor nevnte spesifikke tjenestene til mellom **NOK 192 og 709 millioner** (i 2008 verdier⁶), avhengig av om de som nektet å delta på studien skal tillegges en verdsetting lik 0 eller ikke.

I det følgende gis noen eksempler på omfattende TEV anvendelser både i terrestriske og marine miljøer. For eksempel estimerer Turpie et al. (2003) den økonomiske verdien av terrestrisk og marin biodiversitet i Cape Floristic Region i Sør Africa. Med dette som

⁵ Se Nyborg (2002) for noen betraktninger om betalingsvillighet, samt (Anon 2005b)

⁶ Alle verdier i januar 2008 kroner

grunnlag vurderer de implikasjonene av ulike forvaltningsregimer. Direkte bruksverdier finnes for høsting av marine arter, terrestriske planter og trær, samt inntekt fra natur basert turisme. Indirekte bruksverdier vurderes også, deriblant bienes tilskudd til den kommersielle frukt produksjonen, samt tilskudd til regionens vannbeholdning fra fjellene. Betinget verdsettingsmetode (CVM) ble benyttet for å finne eksistensverdier og opsjonsverdier med hensyn på fremtidig bruk av regionens biodiversitet. TEV for regionen ble estimert til å være NOK 14.5 mrd (i 2008 verdier) per år.

En relevant studie for dette arbeidet er beskrevet i en rapport for Britiske DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) med tittelen 'Marine biodiversity. An economic valuation' (Beaumont et al. 2006). Denne rapporten søker å verdsette økosystem varer og tjenester i Britiske farvann. Beaumont et al. (2006) benytter TEV til å dele opp alle varer og tjenester i Britiske farvann i direkte bruksverdier (mat og råvarer), indirekte bruksverdier (fritid, resiliens, sirkulasjon av næringsstoffer, gass og klimaregulering, biologisk rensing av avfall, habitat, hindring av forstyrrelse, kulturelle og kognitive verdier), opsjonsverdier og ikke-bruksverdier (eksistens og bevaringsverdier). Ved å benytte eksempler og case studier der dette var tilgjengelig, finner forfatterne åtte av de 13 varer og tjenester som var identifisert. Forfatterne velger å ikke aggregere disse verdiene for å fremsette en total verdi på Britiske havområder, på grunn av de mange ulike metodene som er benyttet for å kalkulere verdiene anses ikke å gjøre dem direkte sammenlignbar. De fastslår at å presentere en total verdi vil feilaktig forutsette en overordnet sammenheng.

Costanza et al. (1997) gjør en mye sitert⁷ global TEV studie der de ved hjelp av mer enn 100 ulike økosystem verdsettingsstudier finner verdier for verdens økosystem tjenester og naturressurser, deriblant også marine miljøer. Constanza et al. (1997) finner gjennomsnittlige verdier per hektar for 17 økosystem tjenester (for eksempel gass og klima regulering, sirkulering av næringsstoffer, osv) over 16 biomer (åpent hav, kyst, skog, sletter, innsjøer/elver, osv), og ekstrapolerer disse verdiene ved å multiplisere med hver biom sitt totale areal. Den totale aggregerte verdien av verdens økosystemtjenester er slik estimert til å være mellom NOK 149.000 og 503.000 mrd (i 2008 verdier).

⁷ Artikkelen er kritisert for en lang rekke forhold, som sammenligning og summering av ikke sammenlignbare størrelser, dobbel telling, verdsetting av uendelige verdier, samt kritikkverdigg metodebruk, men får også ros for å ha stimulert forskning og debatt innen emnet (se en oversikt i (Toman 1998)).

3. Verdier i havmiljø – en drøfting

3.1 Innledning

Det ligger en stor utfordring i det å skulle verdsette de ulike funksjonene et havområde har (se Figur 1). Dette henger sammen med to ting: For det første har mange av disse funksjonene de samme egenskapene som kollektive goder. Det betyr at de er ikke-ekskluderende, med andre ord at det er vanskelig å stenge folk ute fra tilgang til dem. Det er vanskelig å opprette marked for goder som ikke kan privatiseres, som igjen betyr at markedspriser ikke eksisterer. For det andre bygger økonomisk teori og modeller på at vi etterspør varer og tjenester enten for å konsumere dem eller bruke dem som verdioppbevaring. Ting som vi ikke har bruk for eller er villig til å betale for har i snever forstand ingen økonomisk verdi i dette systemet.

I det følgende vil vi diskutere økonomisk verdsetting av *direkte* og *indirekte* bruksverdier. For direkte bruksverdier vil vi gå inn på de ulike økonomiske målene på verdi som kan benyttes, slik som bruttoprodukt, brutto produksjonsverdi, profitt og ressursrente. Vi vil videre identifisere og diskutere de ulike indirekte bruksverdiene som fremkommer i marine miljø og hvordan de kan verdsettes.

3.2 Økonomisk verdsetting av *direkte* bruksverdier

De direkte bruksverdiene omfatter varer og tjenester som omsettes i et marked. Eksempler på dette er fisk og andre kommersielle marine produkter, marine enzymer og lignende som brukes som innsatsfaktorer i farmasøyt- og helsekostindustrien, og reiselivsprodukter.

Markedsbaserte varer og tjenester

Varer og tjenester som omsettes i et marked er de som er lettest å verdsette. Da er markedsverdien på godet det som konsumentene er villig til å betale for en marginal enhet, og når markedet er i likevekt, altså markedsprisen. Omsetning, dvs. pris multiplisert med mengde, kan brukes som estimator for brutto produksjonsverdi for godet. Om vi tar hensyn til kostnadene ved å fremskaffe godet, så vil driftsresultatet (profitten) kunne brukes som en estimator for netto verdien av produksjonen av godet. En tredje type verdi, som ligger mellom brutto produksjonsverdi og netto verdien er brutto produktet. Dette er et mål på verdiskaping

som brukes blant annet i nasjonalregnskapet (brutto nasjonalprodukt). Bruttoproduktet defineres som brutto produksjonsverdi minus vareinnsats. Det vil si det er den verdien som er igjen til å avlønne de primære innsatsfaktorene arbeid og kapital

I naturressursbaserte næringer er det også vanlig å beregne ressursrente. Med ressursrente menes det økonomiske overskuddet som naturressursen gir utover normal avlønning av arbeidskraft, kapital og andre produksjonsfaktorer. Det kan tolkes som den del av overskuddet som kan tilskrives innsatsen til naturressursen.

Omsetning, verdiskaping, overskudd og ressursrente er alle mål som kan og blir brukt for å fastslå verdien av naturressurser. Omsetning og ressursrente vil ofte være to ytterpunkt i forhold til å måle verdien på en naturressurs, der førstnevnte vil være en øvre grense og sistnevnte en nedre grense.

Disse målene er alle relevant å bruke for samtlige bruksverdier der godet omsettes i et marked. For marine områder vil dette typisk være fiske, fangst og reiseliv. Ved fiske og fangst vil det å bruke omsetning som mål ofte måtte korrigeres for tap i framtidige inntekter i tilfelle overfiske og høye kostnader knyttet til det å fiske på lave bestander (Dánielsson 2005). Det å bruke ressursrenten som mål på verdien av kommersielle fiskebestander og andre sjødyrbestander vil ofte være problematisk fordi denne av strukturelle årsaker (almennings tragedie) ofte er negativ eller ikke-observerbar. På den annen side anbefales nettopp ressursrenten som mål for verdien av et lands naturressurser ved måling av nasjonalformuen (Greaker et al. 2005). I de tilfeller fiske og fangst er regulert ved bruk av omsettelige kvoter, vil kvoteprisen i markedet kunne brukes som basis for å anslå ressursrenta (Dánielsson 2005).

Reiselivsnæringene baserer også sin aktivitet på bruk av naturressurser, og i prinsippet vil det kunne eksistere en form for ressursrente også her. Den vil kunne uttrykkes i form av at aktører i et særlig naturskjønt område kan ta høyere priser for samme reiselivstjenester sammenlignet med aktører i mindre naturskjønne områder. Om det ikke er forskjeller i kostnadene vil førstnevnte aktører oppnå høyere profitt. Forskjellen i profitt mellom bedrifter lokalisert i områder med ulik grad av naturskjønnhet vil kunne tolkes som ressursrente. Alternativet her er selvsagt å bruke omsetning og overskudd som mål.

Uansett hvilken type verdsetting en bruker, er det nødvendig å ta hensyn til at fornybare naturressurser vil kunne generere verdier i en rekke år. Det kan gjøres ved å bruke prinsipper for verdsetting av aksjeselskap eller private bedrifter. Ifølge ett slikt prinsipp er verdien av en bedrift lik den aggregerte, neddiskonterte strømmen av framtidig profitt som bedriftene antas å generere. Det er selvsagt umulig å forutsi framtidig profitt. I stedet brukes ofte en gjennomsnittlig profitt for en representativ periode. Denne aggregeres og neddiskonteres. På samme måte kan en vurdere verdien av en fornybar naturressurs, f.eks. en fiskebestand, som den neddiskonterte verdien av framtidig inntekt eller ressursrente i overskuelig framtid.

Den vanligste metoden for å estimere direkte bruksverdier er markedsanalyser. Andre metoder, som offentlig prising vil også være relevant her.

3.3 Økonomisk verdsetting av *indirekte* bruksverdier

De indirekte bruksverdiene til et havområde er verdien av de goder og tjenester området ”tilbyr”, men som ikke omsettes i et marked. Dette er typisk verdier knyttet til det økologiske systemet i havet som genererer de produktene og tjenestene som vi bruker, og omfatter ofte positive eksternaliteter som ikke er internalisert, altså ikke betalt for. Det vil være habitatfunksjoner, rensingsfunksjoner og lignende.

Problematikk rundt estimering og spesielt aggregering av disse verdiene diskuteres i del 4.

Naturbaserte rekreasjonstjenester

For rekreasjonstjenester, som ikke omsettes i et marked, må vi bruke såkalte indirekte metoder for å fastsette en verdi. Dette er tjenester som fritidsfiske, bading, turer i fjæra, osv. for lokalbefolkning og tilreisende, og som de ikke betaler eksplisitt for. Disse verdiene kan også omfatte verdsetting av naturskjønne omgivelser i hverdagen. Noen av disse verdiene kan argumenteres for at hører mer hjemme under direkte bruksverdier, men vi har valgt å plassere dem her på grunn av de indirekte metodene som vi anvender for å estimere dem.

Når det gjelder turister er spørsmålet om de implisitt betaler for rekreasjonstjenester ved at prisene som reiselivsbedriftene tar er høyere enn tilsvarende bedrifter i områder uten de samme naturkvalitetene kan ta. Da er vi inne på hedonisk prising. En mulighet her er å ta

utgangspunkt i de markedsbaserte prisene i reiselivsnæringen, og på grunnlag av disse beregne et sett hedoniske priser som kan brukes til å verdsette rekreasjonstjenester generelt. Problemet er at for å korrigere markedsprisene må vi finne sammenlignbare områder uten de samme miljøkvalitetene. Lokalbefolkningens implisitte verdsetting kan imidlertid studeres gjennom sammenligning av inntektsnivåer. CVM kan også benyttes for å estimere verdien av ikke-markedsbaserte varer og tjenester, men en slik analyse er utenfor denne studiens omfang.

I det følgende vil vi diskutere tilveiebringelse av innsatsfaktorer til bruksverdiene i naturmiljøet, spesifikt havets rolle i de fundamentale globale omløpsprosessene som ligger til grunn for alt liv på jorda.

Sirkulasjon av næringsstoffer

Definisjon

“The storage, cycling and maintenance of availability of nutrients by living marine organisms.” (Costanza et al. 1997)

Næringsstoffer består av mer enn 22 kjemiske elementer som er essensielle for vekst hos levende organismer (Lavelle et al. 2005). Hovelelementene er karbon, nitrogen og fosfor. Siden starten på menneskelig næringsvirksomhet, i hovedsak forbundet med jordbruk, har årlig tilsig av uorganiske næringsstoffer til naturen progressivt økt (hovedsaklig nitrogen og fosfor). Konsekvensene beskrives som eutrofiering (økt tilskudd av uorganiske næringsstoffer som konverteres til organisk materiale i et system), som medfører en myriade av økosystem skader slik som algeoppblomstring, anoksiske (oksygen mangel) forhold, økt fiske- og skalldyrsdødelighet, nedgang i transparens av vann, smak og luktproblemer forbundet med vann, vannbehandlingsproblematikk og korall dødelighet i kystnære områder (Lavelle et al. 2005). Peterson og Lubchenco (1997) beskriver hvordan dagens behandling av kloakk resulterer i store mengder uorganiske næringsstoffer (eksempelvis nitrogen og fosfor), som ender opp i havet og tas opp av fytoplankton. Også forbrenning av fossilt brensel produserer nitrogenholdige næringsstoffer som tas opp i estuarier og andre kystnære strøk gjennom sur nedbør. Eutrofiering som oppstår gjennom slik tilgang på organisk materiale kan medføre lavt oksygeninnivå og alge oppblomstring, som igjen kan dramatisk påvirke systemets evne til å omsette næringsstoffer.

Verdsetting

Peterson & Lubchenco (1997) presenterer en enkel måte å fange opp noen av verdiene forbundet med sirkulering av næringsstoffer i et marint økosystem, ved å beregne kostnadene forbundet med konstruksjonen av en avfallsbehandlingsenhet for en gitt populasjon med en gitt mengde avfallsbehandling per dag. Dette tilsvarer metoden for erstatning og rehabiliteringskostnader.

Ketunnen & Brink (2006) rapporterer eksempler fra EU der tap av biodiversitet har medført tapte økosystemtjenester. De viser til rehabiliteringsverdier i form av absorpsjon av nitrogen og fosfor i Donau deltaet på NOK 1,134 mill og 181 mill p.a. (2008 kroner), respektivt. Videre rapporteres om kostnader på NOK 191-3309 (2008 kroner) per m² p.a. for å erstatte denitrifiserings tjenester i kysthabitat med avløpsrensing. Nunneri et al. (2007) diskuterer eutrofiering i Nordsjøen og simulerer reduksjoner i utslipp av næringsstoffer gjennom etablering av våtmarksområder. På denne måte beregnes rensekostnader forbundet med slike naturmiljøer. Nunneri et al. (2007) simulerer reduksjon i avrenning av næringsstoffer gjennom ulike politikk; etablering av flere våtmarksområder, endringer i landbruksvirke samt avfallsbehandling. Avhengig av reduksjonsmålet, mellom 11 og 75% reduksjon i nitrogen og fosfor avrenning, beregnes en total rensekostnad på mellom NOK 348 og 1,385 mill (i 2008 kroner).

I sin globale TEV studie beregner Costanza et al. (1997) en per hektar verdi for sirkulering av næringsstoffer. De fokuserer på nitrogen og fosfor fra terrestrisk avrenning, og definerer verdien havet som mottaker og omsetter av næringsstoffer for hele klodens elvevann. Uten havets sirkulasjonskapasitet for næringsstoffer, ville denne bestemte tjenesten måtte bli utført av mennesker. De forutsetter at 1/3 av denne tjenesten er ivarettatt av estuarier og resten av kysten og åpent hav. Videre bruker de en studie av erstatningskostnader for fjerning av nitrogen og fosfor (Postel & Carpenter 1997a), og kommer fram til at totalverdien av havet med hensyn på sirkulering av næringsstoffer er mellom NOK 578 og 1621 per hektar hver år.

Beaumont et al. (2006) justerer verdiene for sirkulering av næringsstoffer i Costanza et al. (1997) basert på erstatningskostnader i 2004 priser (NOK 1.36-3.81 per m³ i 2008 kroner) og multipliserer dette med det volum av britisk territorialfarvann (8×10^{12} m³). Dermed kommer de fram til en estimert erstatningskostnad for sirkulering av næringsstoffer på mellom NOK 10,578 - 30,676 mldr (i 2008 kroner) for behandle britiske havvann en gang.

Avfallsbehandling

Definisjon

“Recovery of mobile nutrients and removal or breakdown of excess or xenic nutrients and compounds, for example, waste treatment, pollution control and detoxification.”(Costanza et al. 1997)

Menneskeskapt avfall kan være organisk (olje eller kloakk) eller uorganisk (metaller eller syntetiske kjemikalier). En betydelig andel av dette avfallet ender i havet ved uhell, for eksempel ved skipsulykker eller industrielle utslipp, eller med viten og vilje som i tilfellet kloakk. Marine organismer lagrer, fortynner, begraver og transformerer avfall som resulterer i avgiftning og rensing. Disse prosessene er svært komplekse og vil i stor grad avhenge av nivå på biodiversitet og nøkkel arter i økosystemet.

Verdsetting

Breaux et al. (1995) gir en av få estimater på verdsetting av rensing og avgiftning av avfall i et marint miljø, med fokus på våtmarker. De beregner kostnadsbesparelse oppnåelig ved å bruke våtmark som avfallmottaker istedenfor industriell rensing i Louisiana, USA. Besparelsen kom på mellom NOK 2,561 og 113,198 per ha (2008 kroner). Dette tilsvarer metoden skadekostnad.

Beaumont et al. (2006) foreslår en mer direkte metode ved å kvantifisere ubehandlet avfallsutslipp i havet, og estimerer kostnadene forbundet med å behandle dette avfallet på et tertiært nivå. De beregner dette å være NOK 38,7 mill per dag for hele Storbritannia. Altså er

denne kostnaden unngått ved å benytte det marine miljøets kapasitet som avfallsmottaker. Dette tilsvarer også skadekostnadsmetoden.

Gass og klimaregulering

Definisjon

“The balance and maintenance of the chemical composition of the atmosphere and oceans by marine living organisms.” (Beaumont et al. 2006).

Beaumont and Tinch (Beaumont & Tinch 2003) forklarer at biokjemiske prosesser ivaretar atmosfærens og havets kjemiske struktur. Prosesser som regulering av CO₂/O₂ balansen, ozon, og SO_x er essensielle for å sikre luft som kan pustes, og dermed terrestrisk liv slik vi kjenner det. Marint bentisk miljø fungerer som en CO₂ lagrer, og er slik essensiell for reguleringen av karbon flyt. Regulering av gasser spiller også en viktig rolle i klimareguleringen. Primærproduksjonen i havet er sentral med hensyn på evnen til å lagre karbon i dette miljø, gjennom konvertering av CO₂ til organisk materiale. Mer spesifikt, planteplankton tar opp CO₂, slik at årlig primærproduksjon kan beregnes som mengden karbon som lagres av en gitt biomasse fyttoplankton (Beaumont et al. 2006).

Verdsetting

Costanza et al. (1997) verdsetter havets CO₂ absorpsjons kapasitet til NOK 186 per tonn (2008 kroner), men Beaumont og Tinch (2003) påpeker at estimater for skader som følge av klima endringer er svært usikre på grunn av kompleksitet og følsomhet for forutsetningene som ligger til grunn for analysen, spesielt når diskontering av fremtiden inkluderes. De foreslår et alternativt estimat i form av rensekostnader. Her beregnes de marginale kostnadene forbundet med å oppnå bestemte mål for å være NOK 467 (2008 kroner) eller mer, per tonn karbon renset.

Beaumont et al. (2006) beregner primærproduksjonen i britiske territorialfarvann ved å anvende en fotosyntese modell som gir en gjennomsnittlig årlig primærproduksjon på 0.07 (+/- 0.004) Gtonn karbon per år. Basert på en studie av Clarkson og Deyes (2002), som foreslår en samfunnsmessig verdi per tonn lagret karbon på NOK 79-1599, utleder Beaumont et al. verdien på denne tjenesten til å være mellom NOK 5,5 og 112 mrd (2008 kroner) per år. Dette kan også ses på som en anvendelse av skadekostnadsmetoden.

Habitat

Definisjon

“Habitat for resident and transient populations, such as nurseries, habitat for migratory species, regional habitats for locally harvested species, or overwintering grounds.” (Costanza et al. 1997)

Habitat endringer i havet som resultat av fiskeaktivitet, antropogen utvikling i kystsonen, samt klima er kjent (Botsford et al. 1997; Turner et al. 1999). Imidlertid er det ikke kjent hvor viktig habitat er for de fleste arter i havet, og dermed for det økonomiske utkommet fra fiskeri (OSB 2002; Turner et al. 1999). Noen forbindelser mellom kommersielt interessante arter og habitat er imidlertid slått fast (Husbø et al. 2002), selv om spørsmålet om hvilke elementer av antropogen påvirkning av havmiljø som har størst innvirkning fortsatt er ubesvart (Hawkins et al. 2006).

Verdsetting

Direkte forbindelser mellom marine habitater og kommersielle arter er lite kjent. Imidlertid har produksjonsfunksjonsmetoden blitt anvendt for å gi innsikt i verdsettingen av habitat som en miljømessig innsatsfaktor i fiskeri, og det har vært gjort en rekke studier som estimerer forbindelse mellom våtmark og fiskeri. Lynne et al. (1981) integrerer våtmarksområder i vekstfunksjonen til krabbe. Barbier and Strand (1998) modellerer forholdet mellom tropiske reke fiskerier og mangrove systemer gjennom effekter i vekstfunksjonen til reka. Dermed

beregnes økonomiske effekter av reduksjon i mangrove områder til å være ekvivalent med reduksjon i årlig rekefangster verdt NOK 1,1 til 2 mill per år (2008 kroner).

Spurgeon (1998) presenterer ekstrapolerte rehabiliteringskostnader beregnet i forbindelse med betaling av kompensasjon for grunnstøting av båter på tropisk korallrev i Puerto Rico og i Florida Keys National Marine Sanctuary. Disse ekstrapolerte kostnadene utgjør NOK 17.55 mill og NOK 50.24 mill per ha (2008 priser), respektivt, og omfatter restaurering og rehabilitering av rev, inkludert fjerning av avfall, stabilisering av substrat, transplantering av korall og svamp osv.

Regulering av forstyrrelse og skade

Definisjon

“The dampening of environmental fluctuations, e.g. storm protection, flood control and drought recovery.” (Costanza et al. 1997)

Beaumont et al. (2006) bemerker at levende marin flora og fauna kan begrense og hindre miljømessige fluktuasjoner, slik som det som forårsakes av tidevann, stormer og oversvømmelser, ved å binde og stabilisere sedimenter primært i strandsonen.

Verdsetting

Beaumont et al. (2006) finner at salte sumpområder (saltmarshes) bidrar i stor grad til å hindre miljømessig forstyrrelse i Storbritannia. Basert på per hektar kostnadsbesparing i forsvar mot slik forstyrrelse, beskrevet av King og Lester (1995), estimerer de NOK 225 - 423 mrd i kapital kostnader og NOK 3.97 mrd (2008 kroner) per år i vedlikeholdskostnader for alle Storbritannias salte sumpområder. Costanza et al. (1997) rapporterer en estimert verdi per hektar på NOK 820 – 25,614 for regulering av forstyrrelse langs kysten, i estuarier og korallrev, respektivt.

Resiliens

Definisjon

Resiliens blir ofte definert som i hvilken grad et økosystem klarer å absorbere gjentatte naturlige og menneskelagde forstyrrelser, og fortsette å regenerere uten å degenerere eller uforutsett skifte til en alternativ tilstand (Hughes et al. 2005). Resiliens konseptet er relatert til *tiden* det tar for et naturlig system å returnere til sin opprinnelige tilstand etter at en forstyrrelse har funnet sted (Pimm 1984), men også *omfanget* av en slik forstyrrelse som systemet kan absorbere før det skifter til en alternativ tilstand (Holling 1973). Begge disse aspektene beskriver stabiliteten til et system som utsettes for antropogene og miljømessige sjokk og forstyrrelser.

I en bred oversikt over kunnskapen om hvordan økosystem funksjon er betinget av biodiversitet, understreker Hooper et al. (Hooper et al. 2005) at økologer har en hypotese om at økosystem stabilitet stiger jo høyere nivå på biodiversitet, for et gitt system. Det er bred enighet om at slik diversitet er avhengig av at det eksisterer ulik følsomhet med hensyn på miljøfaktorer innen et økosystem, noe som sikrer økt resiliens. I tillegg må antall arter for å ivareta økosystem funksjoner, være økende jo større areal og lengre tidshorisont man opererer med. Det vil si, for økende variabilitet i biotiske og abiotiske samfunn, så må antallet arter eller genetisk diversitet innen arter øke dersom økosystem egenskaper skal forbli stabile over tid.

Verdsetting

Vi er ikke kjent med noen studier som identifiserer den økonomiske verdien av resiliens i et økosystem. Perrings (1998) diskuterer to økonomiske angrepsvinkler med hensyn på resiliens i økosystemer. Det ene fokuserer på overlevelse av gitte arter i forhold til sannsynligheten for deres kollaps. Her har marint reservat litteraturen vært et av få steder der en slik angrepsvinkel er benyttet (Grafton 1996; Grafton et al. 2005; Kahui & Alexander forthcoming).

Den andre angrepsvinkelen fokuserer på resiliens målt i sannsynligheten for at miljøet plutselig vil gå over til en annen tilstand. For eksempel har mangroveskoger og våtmarker vist seg å ha buffer effekter i forbindelse med stormer og tsunamier (Danielsen et al. 2005), og at

kapasiteten for denne buffertjenesten avhenger av systemets resiliens som igjen er avhengig av størrelsen på disse områdene og stormens alvorlighetsgrad.

Vi ser her at kapasiteten et økosystem har til å motstå antropogene eller naturlige sjokk avhenger av at en rekke nøkkelarter eller habitater klarer å utføre kritiske funksjoner og tjenester. Monetær verdsetting av resiliensegenskaper til økosystemer er foreløpig ikke mulig, og utelatelsen av slike systemer i verdsetting vil ofte være en klar svakhet. Bioøkonomiske studier og modellering av marine reservat demonstrerer imidlertid verdien av resiliens for enkelte kommersielle arter (Grafton et al. 2005). Også skadekostnadsmetoden er her relevant.

Kultur og Forskning

Definisjon

“Providing opportunities for non-commercial use, such as aesthetic, artistic, educational, spiritual, and/or scientific values of ecosystems.” (Costanza et al. 1997)

Mennesker har lenge hatt et nært forhold til havet og marine miljø. Spesielt gjelder dette for kystnasjoner som kan knytte store deler av deres kulturelle arv og identitet til havet. Marin biodiversitet spiller også en viktig utdanningsmessig og vitenskapelig rolle.

Verdsetting

Beaumont et al. (2006) bemerker at det er lite informasjon tilgjengelig med hensyn på de kulturelle gevinstene forbundet med havet i Storbritannia. Imidlertid diskuterer de data som viser verdiskapning i marin forskning og utvikling til å være NOK 3,8 mrd i Storbritannia (Pugh & Skinner 2002). Et eksempel på småskala estimering av gevinster er analysen av Marine Centre og dets marine miljø i Otago, New Zealand (Schneider & Alexander 2002). Schneider and Alexander (2002) beregner gevinstene for det tilknyttede University of Otago med hensyn på student rekruttering og positiv medieomtale til ha en verdi av NOK 529,042 p.a. pluss indirekte gevinster på en størrelse NOK 386,608 p.a. i form av konsumentoverskudd (se Appendiks 1 for definering av konsumentoverskudd) for

besøkende⁸. Dette kalles i økonomien gjerne eksternaliteter, og defineres som effekter av en virksomhet som agenten som forårsaker dem ikke selv har eller tar kontroll over.

Opsjonsverdi

Definisjon

“The potential use benefit of an environmental good, i.e. the willingness-to-pay for the preservation of a natural resource that may be utilised at a later date”. (Bishop 1982)

Som nevnt tidligere refererer opsjonsverdien av et miljøgode eller en miljøtjeneste til verdien av å beholde muligheten til å benytte seg av godet eller tjenesten på et senere tidspunkt. Biodiversitet har typisk en opsjonsverdi, der man sikrer en fremtidig naturlig genbank som farmasøytisk, jordbruks- eller annen forskning kan anvende i fremtiden. Videre er det en rekke ressurser som i dag ikke utnyttes, som økt kunnskap kunne medføre bruken av.

Verdsetting

Forskning på verdsetting av genetiske ressurser i marine miljøer er svært begrenset, mens dette for tropisk regnskog er verdsatt til NOK 381 per hektar (Costanza et al. 1997). Imidlertid har dypvannsbioprospektering, definert som søken etter og utnyttelse av verdifulle enheter fra genetiske ressurser på havbunnen, (Arico & Salpin 2005), understreket den økende kommersielle interessen for havet som et skattkammer for fremtidige oppdagelser av unike genetiske ressurser.

Freiwald et al. (Freiwald et al. 2004) viser til at det er økende interesse fra vitenskapsfolk, samt bioteknologi og farmasøytiske selskaper for dypvannskorall habitater og assosiert fauna for å utvikle eksempelvis antibakteriell og antiviral substanser. Mens bioprospektering tradisjonelt har fokusert på biodiversitets “hotspots” som tropisk skog og korallrev, har nyere interesse inkludert dypvannskorallrev som man forventer inneholder en rekke økosystem

⁸ Det er ikke gitt at slike estimeringer kan overføres til det nasjonale plan, all den tid det sannsynligvis er en gitt mengde studenter, hvor en økning til et universitet medfører nedgang til et annet.

verdier. Rausser and Small (2000) undersøker hvorvidt inntekter fra bioprospektering kan overstige alternativ kostnaden ved å beskytte genetiske ressurser. Basert på en modell som beskriver forskningsprosesser argumenterer Simpson et al (1996) at gevinster fra genetiske ressurser sannsynligvis ikke vil være store nok til å generere insentiver for konservering. Dette resultatet er basert på forutsetningen om et stort antall arter i verden, og der forventet avkastning til marginale arter blir lav. Rausser og Small (2000) påpeker imidlertid at dette resultatet hviler på forutsetningen om at forskningsprosessen består i å undersøke en stor mengde objekter i tilfeldig orden. De presenterer en teoretisk modell der initiale resultater er differensiert etter sin forventede kvalitet, og finner at verdien av bioprospektering av enkelte genetiske ressurser, slik som korall, kan bli stor nok til å sikre markedsbasert beskyttelse av biodiversitet.

Opsjonsverdien av miljø med tanke på endrede forvaltningsforhold og lignende kan kalkuleres ved hjelp av modeller som tar inn over seg optimal forvaltning. Et eksempel er å studere opsjonsverdien av optimal forvaltning av fiskeressurser i forhold til dagens forvaltning.

Til tross for økende interesse for bioprospektering i dyphavet og på dypvannskorallrev slik som Røst revet utenfor Lofoten, så eksisterer det i dag ingen studier som utleder eksplisitte opsjonsverdier fra slike ressurser.

Ikke-bruksverdier (Eksistens og Bevaringsverdier)

Definisjon

Verdi av eksistensen av miljøressurser, uten bruke dem.

Krutilla (1967) var den første som bemerket at mennesker oppnår glede eller velvære ved å vite at visse miljømessige goder eller tjenester vedvarer å eksistere, uavhengig av om de noensinne ville oppleve eller nyte dem. Målingen av slik verdsetting er uttrykt ved

eksistensverdier, mens bevaringverdier refererer til nåværende generasjoners verdsetting av at naturmiljø bevares også for fremtidige generasjoner.

Verdsetting

Eksistens- og bevaringsverdier er vanskelige å bestemme nøyaktig, men det eksisterer studier med hensyn på slike verdier for enkelte arter. Eksempelvis estimerer Loomis and White (1996) at en gjennomsnittlig husholdning er villig å betale mellom NOK 270 og 656 (2008 kroner) per år for å sikre overlevelse av ulike marine pattedyr. Beaumont et al. (2006) presenterer kort problemene forbundet med å uttrykke betalingsvillighet for ulike marine pattedyr. Green et al (1994) gjorde en studie av betalingsvillighet for å redde fugler fra død forårsaket av oljeutslipp, og beregnet en betalingsvillighet på NOK 94 per fugl (2008 priser). Studien begrenset seg til 62 respondenter på San Francisco Exploratorium (et vitenskapssenter), og var en respons på tidligere studier med betydelig høyere estimerer for slik verdsetting. Dette er eksempler på CVM, eller betinget verdsettingsmetode.

Videre vil det kunne være eksistensverdier i enkelte rehabiliteringsverdier. Det vil si, når amerikanske myndigheter velger å rehabilitere tropisk korallrev, slik beskrevet tidligere, så er det klart at slike rev har bruksverdier i form av turisme. Myndighetene kan imidlertid velge å rehabilitere utover de bruksverdiene som er tilstede i det aktuelle miljøet fordi det også er eksistensverdier forbundet med ressursen. I slike tilfeller vil en kunne bruke implisitt verdsetting for å estimere omfanget på eksistensverdien.

4. Diskusjon av problemer knyttet til TEV

I det følgende diskuteres kort noen kritiske momenter forbundet med TEV og metodene som oftest brukes for å vurdere TEV.

Monetære verdier på indirekte bruk

Det er betydelig uenighet forbundet med om det er riktig å sette monetære størrelser på indirekte bruksverdier. Dette er et av skillene mellom det som kalles økologisk økonomi og miljøøkonomi (ecological economics og environmental economics)⁹. Spørsmålet er hvorvidt det overhodet er mulig eller ønskelig å samle miljøet i ett monetært mål. For eksempel, er det mulig å verdsette tap av arter i kun økonomiske termer? En rekke økonomer inn økologisk økonomi tradisjonen mener at rangering basert på miljønivåer og anvendelse av mer diskursive metoder for slike rangeringer er å foretrekke framfor en sammenlignbar monetær verdsetting basert på individbaserte undersøkelser (se Getzner, Spash og Stagl (2005) for en oversikt). Dette er for så vidt ikke en kritikk av selve TEV systemet, men de metoder som tradisjonelt har vært benyttet i verdsettingen av elementene i TEV.

Det kan argumenteres for at en kombinasjon av kvalitative og kvantitative mål for verdier av miljø er nyttig i utformingen av politikk. Det eksisterer en lang rekke metoder for å bestemme mer kvalitative verdier, som i større grad inkluderer holdninger, følelser, forståelser osv, som mer kvantitative metoder ikke tar inn over seg. Avhengig av hva som er målsettingen, så vil ulike verdimål også være relevant. I denne begrensede studien har vi konsentrert oss om monetære mål.

Nytteoverføringer

Wilson og Hoehn (2006) gir en oversikt over fordelene og ulempene forbundet med økende bruk av teknikker for overføring av nytte. De definerer nytteoverføringer som bruk av økonomisk informasjon hentet fra et gitt sted på et gitt tidspunkt for å opplyse om økonomiske verdier forbundet med miljømessige goder og tjenester et annet sted til en annen

⁹ Dette skillet er ikke absolutt, da det finnes økonomer som kaller seg økologiske økonomer som også anvender monetære størrelser på indirekte bruksverdier.

tid. Politikere må i økende grad vurdere hvordan politiske valg påvirker miljømessige forhold. Imidlertid er det sjelden tid og ressurser til å gjennomføre fullstendige vitenskapelig vurderinger som fanger opp miljøverdier som ikke fins i markeder for det spesifikke området som omhandles. Gitt slike problemer har nytteoverføringslitteraturen vokst betydelig siste tiår, og økonomiske verdier fra eksisterende studier har blitt overført til nye studiesteder. En slik nytteoverføring kan gjelde enhetsverdier (unit value transfer), eller funksjons overføring (function transfer) (Navrud & Ready 2007). Førstnevnte forutsetter at den marginale verdsettingen av et miljøgode er det samme for et individ i et område som et annet. Sistnevnte forutsetter at relevante funksjonelle sammenhenger, som eksempelvis inntekt og verdsetting av et miljøgode, er lik for to studiesteder.

Slike overføringer er imidlertid ikke uproblematisk. Wilson og Hoehn (2006) påpeker at målefeil fra opprinnelige studier vil bli overført og muligens være økende for det nye studiestedet. Det kan også være nødvendig å justere overførte nytteverdier, eksempelvis for befolkningsstørrelse, inntektsnivå, biofysisk kontekst og tilstedeværelse av substitutter. Til tross for disse og andre problemer har nytteoverføringer den fordel at de er tids- og kostnadseffektive, og kan bidra med vurderinger om mer inngående studier bør gjennomføres.

Gitt våre begrensninger i tid og ressurser, har vi anvendt nytteoverføringer, noe som ofte medfører at vi anser resultatmålet som usikkert eller spekulativt. Tross dette mener vi at resultatet gir en indikasjon av verdier på nasjonalt eller regionalt nivå.

Aggregering

Hvordan bør man behandle indirekte bruksverdier basert på ulike estimerings- eller målemetoder? Som nevnt tidligere er det problematisk å summere de ulike verdiene som fremkommer i en TEV analyse all den tid de ofte fremkommer på svært ulike måter.

Det er viktig å merke seg at økonomisk verdsetting av naturressurser som inkluderer økosystem funksjoner verdsetter ikke biodiversitet *per se*, men heller elementer av økologiske tjenester (Turner et al. 2003). Aggregering av økosystemers funksjonsbaserte verdier i et TEV rammeverk er ikke uproblematisk. For det første så er mange økologiske tjenester avhengige av hverandre, og mulig *dobbeltelling* må kontrolleres for. Turner et al. (2003) påpeker de

mange komplementære og konkurrerende økosystem tjenester som må identifiseres ved estimering av TEV. For det andre viser Turner et al. (2003) til at monetær verdsetting gir mest mening når det er marginale endringer som vurderes, fremfor globale verdier. Miljøpolitikk på det lokale nivå fokuserer på press på økosystemer i form av årlig tap i økosystem funksjoner (som for eksempel avskogingsrater eller forurensning). Globale verdier passer derfor ikke inn i standard nytte-kostnads analyser, der man tar for seg nytte og kostnader forbundet med spesifikke endringer. Nunneri et al. (2007) bemerker at den totale ødeleggelse av hele økosystemer (inkludert såkalte "life support systems") impliserer en uendelig høy monetær verdi. Et eksempel ville være at tap av alle skogsområder på hele kloden ville medføre konsekvenser for menneskehetens overlevelse utover økonomisk analyse. Til tross for dette har som nevnt globale verdier for verdens økosystemer blitt forsøkt estimert (Costanza et al. 1997). Det må imidlertid også bemerkes at mange hver for seg små endringer kan gi store totalvirkninger, noe som understreker behovet for mer helhetlige planer. Videre anfører Turner et al. (2003) at aggregering av TEV for tjenestene til et gitt økosystem ikke nødvendigvis reflekterer de totale verdiene i systemet, fordi summen av de individuelle funksjonene ikke fanger opp infrastruktur verdier, såkalt lim (*glue*), som relaterer til de underliggende strukturelle effektene av økosystem tjenestene. Gitt slike faktorer, er komplett verdsettingen av naturmiljøenes tjenester svært krevende. Økosystem tjenester er komplekse og lite forstått, slik at enhver monetær estimering av verdi må behandles med forsiktighet. Til tross for dette er det imidlertid klart at ved å *ikke* inkludere økosystemverdier i en TEV eller nytte-kostnadsstudie, blir disse verdiene altfor lett skjøvet tilside. En mest mulig fornuftig fremgangsmåte er å anvende en rekke monetære verdier hvor dette er mulig, og diskutere potensiell følsomhet og begrensninger forbundet med utledningen av disse verdiene.

Diskontering av fremtiden

Økonomer viser til at mennesker diskonterer fremtiden i de valg som gjøres, det vil si at fremtiden tillegges mindre vekt enn nåtiden. Diskontering av fremtiden står sentralt i økonomisk analyse, men er også kritisert fra mange hold. Diskontering av fremtiden er spesielt kritisert i forbindelse med miljøvurderinger langt fram i tid, der eksempelvis store miljøskader som ikke oppstår eller affekterer publikum før om mange år, ikke verdsettes på samme måte som skader (eller gevinster) som eventuelt oppstår i dag og i de nærmeste år.

Hvordan skal man verdsette en i prinsippet uendelig strøm av goder og tjenester fra naturen? Vi har valgt det såkalte nåverdiprinsippet, der vi aggregerer all framtidig inntekt/nytte som godene og tjenestene gir. Når dette ikke blir en sum som går mot uendelig, skyldes det at all framtidig inntekt/nytte diskonteres med en konstant diskonteringsrate. Dette er en metode som er svært vanlig i all verdsettingslitteratur.

Det ovenstående leder også til problematikk forbundet med usikkerhet. Usikkerhet gjelder en lang rekke forhold, både med hensyn til forståelsen av miljøet og dets virke, samt menneskelig verdsetting både nå og i fremtiden. I den forstand at vi inkorporerer usikkerhet i denne analyse er det i forhold til å diskutere opsjonsverdier. Utenom dette opererer vi hovedsakelig deterministisk.

5. TEV og Lofoten-Vesterålen området

I Stortingsmelding nr. 8 2005-2006 har Miljøverndepartementet utarbeidet en forvaltningsplan for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Anon 2005a), for å danne et rammeverk for bærekraftig utnyttelse av naturressurser i disse områdene. Områdene vi studerer, fra Lofoten til og med Tromsøflaket, betegnes som særlig verdifulle og sårbare. Her er sentrale gyte-, egg-, og larvedriftsområder for kommersielt viktige arter slik som torsk og sild. Noen av disse områdene er også viktige hekke-, myte- (fjærskifte) og overvintringsområder for sjøfugl bestander, slik som nordlig sildemåke, stellerand og lunde. Videre er området også kjent for betydelige forekomster av sårbar bentisk fauna, slik som dypvannskorall og svamper. Området karakteriseres i et internasjonalt perspektiv som rent, produktivt og rikt. Tradisjonell bruk av disse havområdene er hovedsakelig fiske og maritim transport, men det er en økende interesse med hensyn på olje og gassutnyttelse, transport av olje, turisme og marin bioprospektering.

I det følgende vil vi presentere, med bakgrunn i tidligere studier og ovenfor nevnte teori, verdsetting av de ulike goder og tjenester som havmiljøet utenfor Lofoten-Vesterålen tilbyr (se Tabell 2). I kapittel 3 ble generelle definisjoner og verdsettinger av viktige økosystemgoder og tjenester, samt ikke-bruks verdier i et velfungerende og produktivt marint miljø presentert, slik som resiliens, sirkulering av næringsstoffer, avfallsbehandling, gass og klimaregulering, habitat, regulering av forstyrrelse og skade, kulturelle og forskningsverdier, opsjons og ulike ikke-bruksverdier. Alle disse direkte og indirekte inntektene og nytteverdiene kan gjenfinnes i Lofoten-Vesterålen området, og vi estimerer relevante og tilgjengelige økonomiske verdier. I tillegg vil økonomiske verdier forbundet med dypvannskorallrev både med hensyn på bioprospektering og habitat for kommersielle fiskeressurser bli diskutert.

Tabell 2. TEV – verdier for Lofoten-Vesterålen som omtales i denne studien

TEV:	i Lofoten-Vesterålen
Direkte bruksverdier	Fiske, fangst og oppdrett, reiseliv
Indirekte bruksverdier	Rekreasjon, habitat, sirkulasjon av næringsstoffer, gass og klimaregulering, håndtering av avløp, forskning og utdanning
Opsjonsverdier¹	Bioprospektering
Eksistensverdier	Dypvannskoraller, spekkhoggere, sjøfugl
Bevaringsverdier	Kulturverdier som Lofotfiske, levende kystsamfunn og lignende

¹ Vi har valgt å ikke skille mellom opsjons- og kvasiopsjonsverdier her, da vi ikke har noen spesifikke verdier for kvasiopsjoner.

5.1 Direkte bruksverdier

De direkte bruksverdiene som omhandles her er fiskeri, i form av førstehåndsverdier for fiske (inkludert all høsting i havet), oppdrett (inklusive skjell), videreforedling av marine produkter, og reiseliv. Vi inkluderer ikke avledede verdier fra de nevnte aktiviteter, og tar dermed ikke med multiplikator effekter, dette i henhold til Finansdepartementets egen anbefaling (Anon 2005b).

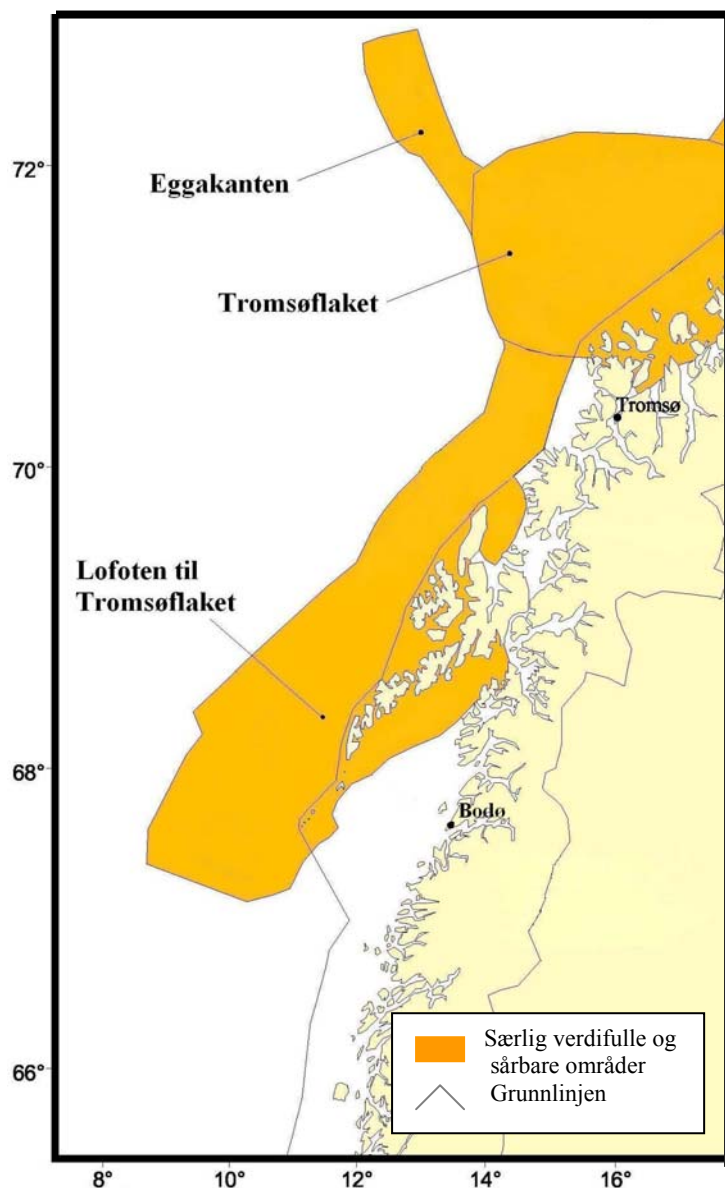
Som nevnt i del 3 er det mange mulige måter å måle verdier i havet. Vi vil i det følgende benytte bruttoproduktet som verdimål. Andre aktuelle verdimål og deres verdier presenteres i Appendix 2.

Geografisk avgrensning

Av interesse for denne studien er spesielt de produktive havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen (se Figur 2). Imidlertid har disse havområdene betydning for ressurser som man finner langt utenfor disse områdene i og med deres betydning for migrerende fiske- og fuglebestander. For eksempel er disse havområdene de viktigste gyteområdene for hyse og torsk, samt overvintringssted for sild siden bestandskollapset på 1970-tallet, og dermed av betydning for de økonomiske verdiene som fremkommer ved høsting av sild, hyse og torsk andre steder enn kun her¹⁰. Hva som skal inkluderes i fangstverdier for dette havområder er dermed et tolkningsspørsmål. Vi har valgt å operere med den geografiske inndelingen som vi

¹⁰ Lofoten-Vesterålen er ikke essensiell for torskens og hysas gyting, eller for sildas overvintring, men er foretrukket habitat for gyting under visse forhold.

kan innhente mest mulig data på for de ulike direkte bruksverdiene som vi opererer med; fiskeri, oppdrett, videreforedling av marine produkter og reiseliv. Fiskeridata er særdeles finmasket og kan innhentes på det mest disaggregerte nivået. Oppdrettsdataene er imidlertid kun på fylkesnivå, og vi har dermed valgt å se på alle tall på dette nivå. Dette medfører at i forhold til å kun se på Lofoten-Vesterålen området tas med Helgeland, mens deler av Sør-Troms som det kunne være aktuelt å inkludere, ikke tas med.



Figur 2. Kart over områder relatert til Lofoten-Vesterålen som identifiseres som særlig verdifulle og sårbare (omarbeidet fra Anon 2005)

Reiseliv

At rene havområder utenfor Lofoten og Vesterålen bidrar til å trekke turister dit burde være udiskutabelt. Det kan imidlertid stilles spørsmål ved hvor stor andel av den samlede turismen på øygruppene som kan tilskrives nærheten til havområdene. Vårt utgangspunkt er at havet i kombinasjon med fjellene er det som gjør regionen unik i en reiselivssammenheng. Begge naturelementene er nødvendige for regionens attraktivitet. På den annen side kan en spørre hvor stor reduksjon i turismen regionen ville hatt dersom havområdene rundt den hadde blitt ”ødelagt”. Svaret på det ville kunne angi havet sitt bidrag til å gjøre regionen attraktiv for turister. Ettersom det ikke finnes data på slike forhold, og det faktum at hele problemstillingen blir svært hypotetisk, så velger vi å se på kombinasjonen av hav og fjell, og der begge deler er nødvendig, som det avgjørende for regionen som turistmål. Dermed antar vi implisitt at hele reiselivets verdiskaping i regionen kan tillegges havet (og fjellene), og dets kvalitet som rent og produktivt.

Det finnes i hovedsak to tilnærmingmåter for å måle verdiskapingen i reiselivet.

- 1) basert på data fra tilbudssiden
- 2) basert på data fra etterspørselssiden

Under førstnevnte tar en utgangspunkt i data på bedriftsnivå, dvs i de tallene bedriftene innenfor reiselivet oppgir. Under sistnevnte tar en utgangspunkt i data på forbruk, dvs i det turister oppgir at de etterspør av varer og tjenester.

Problemet med data fra tilbudssiden er at bedrifter som leverer varer og tjenester til turister også vil betjene fastboende. Da er det vanskelig å fastsette en andel av omsetningen som kan tillegges turistene. Denne andelen vil også variere fra bedrift til bedrift. Videre vil det innenfor en og samme næring finnes både bedrifter som er svært orientert mot reiselivet og bedrifter som i hovedsak betjener fastboende. Dette kan være tilfelle selv om næringen som helhet er definert som en reiselivsnæring. Et eksempel er landtransport, som omfatter alt fra jernbane og kommunale busselskap til leiebiler og charterbuss selskap. Mange datakilder på tilbudssiden vil ikke være i stand til å skille mellom de nevnte undergruppene av landtransport, og dermed blir alt regnet som reiseliv.

Problemet med å skille ut den delen av virksomheten i næringer og enkeltbedrifter som er rettet mot turister fører til at tall på den økonomiske aktiviteten i reiselivet basert på data fra tilbudssiden i stor grad vil overestimere denne aktiviteten. Desto lavere geografisk nivå en opererer på jo større blir dette problemet, fordi aggregeringen av data (sammenslåing av bedrifter og næringer) vil være større på lave geografiske nivå.

Statistisk Sentralbyrå er den største leverandøren av statistikk på økonomisk aktivitet basert på data fra tilbudssiden (bedrifter). På høyt aggregert geografisk nivå, f eks for hele landet, er slike data svært detaljert mhp hvilke type bedrifter en næring omfatter. På lavere nivå må detaljerte data om hver enkelt næring spesialbestilles.

Som et alternativ til tilbudsbaserte data på reiselivet blir det utarbeidet statistikk basert på turistenes informasjon om hva de etterspør av varer og tjenester. I Norge er det Transportøkonomisk Institutt (TØI) som er den største leverandøren av forbruksundersøkelser blant turister. Disse tar hensyn både til ulike typer turister (norske, utenlandske), til ulike destinasjoner (geografisk), og til overnattingsalternativ (hotell, hytte, privat). Alle overnattingsbedrifter plikter å samle inn og oppgi data på antall overnattinger (kalt gjestedøgn) per år, fordelt på gjestens nasjonalitet. Ved å multiplisere antall gjestedøgn med estimert forbruk per døgn kommer en fram til et anslag på hvor stor samlet etterspørsel fra turister i et område er. En antar så at denne etterspørselen blir dekket av lokale (reiselivs)bedrifter. Det betyr at det som måles er hva turister legger igjen i form av kroner og øre på destinasjonen, som igjen vil utgjøre en del av omsetningen til reiselivsbedriftene og andre bedrifter som betjener turister. Omsetning er brutto produkt pluss vareinnsats, og vil dermed overestimere verdiskapingen som turistenes etterspørsel legger grunnlag for.

Data fra de to typene kilde nevnt ovenfor er i liten grad sammenlignbare. Det skyldes hvilket mål de bruker på økonomisk aktivitet. Data fra SSB er i stor grad verdiskaping, dvs omsetning korrigert for bruk av innsatsfaktorer. De etterspørselsbaserte dataene går på omsetning, og er ikke korrigert for vareinnsats. Det betyr isolert sett at de etterspørselsbaserte tallene vil være høyere.

Hva som skal defineres som verdiskaping basert på naturressurser (her havområder) i en markedsbasert næring er ikke entydig. I utgangspunktet vil begrepet brutto produkt, som er omsetning korrigert for vareinnsats, være det mest korrekte. Det gir uttrykk for hvilken

merverdi aktiviteten i en næring har tilført de innsatsfaktorene som er brukt. Strengt tatt er det dette som er verdiskaping. Det er bare SSB som produserer tall for brutto produktet på næringsnivå i Norge. Som redegjort ovenfor vil slike tall tendere til å overestimere den økonomiske aktiviteten i reiselivet.

Den etterspørselsbaserte statistikken på økonomisk aktivitet i reiselivet bygger på omsetning, og det vil kreve en betydelig innsats og mange forutsetninger å beregne verdiskaping på grunnlag av omsetningstallene.

Et alternativ mål er bedrifters driftsresultat. Dette er omsetning korrigert for varekjøp og lønnskostnader. Da får vi fram overskuddet fra den økonomiske aktiviteten i en næring. En slik størrelse utelukker verdien av sysselsettingen og vil derfor gi for lavt estimat på verdiskapingen. Data på bedriftsnivå hentet fra bedriftsdatabaser vil som regel omfatte både omsetning og driftsresultat.

Slik vi ser det er det brutto produktet, slik det fremkommer i nasjonalregnskapstallene til SSB, som gir det beste uttrykket for verdiskaping i en næring. Det kan argumenteres for at den etterspørselsbaserte tilnærmingen gir en bedre nærings- og bedriftsmessig avgrensing av reiselivet. På den andre siden har vi der bare omsetningstall, som vil omfatte mer enn selve verdiskapingen ved at den også inkluderer all bruk av input (innsatsfaktorer).

Tabell 3 gir en oversikt over verdiskaping i reiselivsnæringene hotell og restaurant og transport i Nordland.

Tabell 3. Verdiskaping i reiselivsnæringene i Nordland, mill kr, faste priser (2008), basert på tall fra 2004.

Næring	
Hotell og restaurant	1.006
Transport, ekskl rørtransport og utenriks sjøfart	2.708
Totalt reiselivet	3.714

Kilde: SSB

Verdiskapingen i de to mest sentrale reiselivsnæringene i Nordland fylke var i 2004 vel 3.7 mrd kr. Dette tallet omfatter verdiskapingen i bedrifter som strengt tatt har lite med reiselivsaktiviteter å gjøre, som f eks rutegående landtransport, lagringsvirksomhet, og catering. Det bidrar isolert sett til at tallene er høye i forhold til faktisk reiselivsaktivitet i fylket. På den andre siden vil det finnes bedrifter i andre næringer som er innrettet mot å betjene turister. Her kan særlig nevnes opplevelsesfirma, guidefirma, museer og annen

kunstnerisk virksomhet. Tallene på verdiskaping i slike virksomheter er ikke direkte tilgjengelig. Det trekkes isolert sett i retning av at tallene i tabell 1 er lave i forhold til faktisk reiselivsaktivitet i fylket. Gitt disse to motstridende effektene på de presenterte tallene i Tabell 3, er det vanskelig å si noe om hvorvidt disse er for høye eller for lave i forhold til faktisk verdiskaping innenfor reiselivet i Nordland fylke.

Det må imidlertid bemerkes at såfremt reiselivsmarkedet ikke klarer å prisdifferensiere, så identifiseres ikke konsumentoverskuddet her, en størrelse som kan være betydelig. Vi opererer dermed med et underestimat for denne verdien.

I Appendiks 2 presenterer vi noen alternative tall for den økonomiske aktiviteten innenfor reiselivet i Nordland fylke. De kan brukes som basis i en drøfting av hvorvidt tallene i tabell 3 kan betraktes som en øvre eller nedre grense for den økonomiske aktiviteten i reiselivet i Nordland fylke. Vi trekker imidlertid konklusjonen at verditallet som fremkommer for reiseliv i vår analyse (presentert i Tabell 8) er usikkert.

Fiske, fangst og oppdrett

Verdier for fiske, fangst og oppdrett kan presenteres på en rekke ulike måter, som nevnt i del 3. For eksempel kan man finne omsetningstall basert på kvantum landet og produsert mengde multiplisert med pris, hentet fra salgslag og Fiskeridirektoratet. Videre har fiskeridirektoratet gjennomsnittets kostnadsdata innhentet fra et utvalg av næringsdrivende både innen fiskeri og oppdrett. Med basis i dette kan omsetning, overskudd og ressursrente beregnes for de ulike sektorene.

I og med at det i denne sammenheng ikke er nødvendig med en oppdeling av sektorene, velger vi å benytte nasjonalregnskapstall for verdiskaping i det marine miljø, eller bruttoproduktet. Statistisk Sentralbyrå presenterer bruttoproduktet innen fiske, fangst og oppdrett i nasjonalregnskapet for 2004 med en verdi på i overkant av 1,5 mrd kroner for Nordland fylke. Dette omfatter ikke bearbeiding og eventuelle multiplikator effekter.

Det er imidlertid verdt å merke at tallene for fiske, fangst og oppdrett gjelder havprodukter levert i Nordland fylke. Det er imidlertid klart at en del fisk som leveres i Nordland har blitt

fisket utenfor fylkets tilhørende territorialfarvann, og eventuelt også i territorialfarvann til andre fylker. Videre må det bemerkes at fisk som fiskes i farvann rundt Lofoten-Vesterålen også til en viss grad leveres andre steder. Det mest korrekte vil innebære å identifisere fisket i bestemte havområder, finne markedspriser og kostnader, og kalkulere bruttoprodukt for de valgte havområdene.

I og med at Lofoten-Vesterålen er et viktig gyte- og oppvekstområde i flere viktige fiskebestanders livssyklus, bidrar disse farvannene også positivt til fangster som tas andre steder. Vi vil derfor hevde at bruttoproduktet slik definert her er en underestimert av bruksverdien av disse farvannene med hensyn på fiskeri, til tross for at også andre farvann bidrar til fisket i Lofoten-Vesterålen.

Tallene presentert over gjelder fiske- og oppdrettsaktivitet. Videreforedling av marine produkter, og verdiene forbundet med dette presenteres i neste avsnitt.

Videreforedling av marint råstoff

Fisk som fanges i havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen og bringes til land i fylket legger grunnlag for ytterligere verdiskaping. Dette skjer på ulike måter. For det første har vi den tradisjonelle fiskeforedlingen. Videre brukes fett og andre biprodukt fra fisk som innsatsfaktor i helsekost, kosttilskudd og medisin. Til slutt er marine enzymer blitt et attraktivt råstoff innenfor bioteknologien, hvor den legger grunnlag for utvikling av medisiner og helsekost.

Fiskeforedling

Deler av det marine råstoffet som landes i Nordland går til foredling. Verdiskapingen innenfor nærings- og nytelsesmiddelindustri, hvor foredling av fisk inngår, var i Nordland i 2004 på NOK 1,5 mrd. Samlet sysselsetting innenfor denne næringen var samme året vel 3600, og 60% av disse (2170) jobbet innenfor fiskeindustrien. Om vi antar samme forhold mellom sysselsatte og bearbeidingsverdi i hele industrien, betyr det at verdiskapingen i fiskeindustrien i Nordland i 2004 var NOK 900 mill. Målt i 2008-priser blir det 965 mill kroner.

Foredling av biprodukt

Siden 1980-tallet er det blitt økende oppmerksomhet rundt biprodukt av marint råstoff. En målsetting har vært å øke verdiskapingen basert på slike biprodukt. Per i dag anslås verdiskapingen basert på marine biprodukt å være rundt 1,2 mrd for hele landet.

Det er mange produkt som lages av marine biprodukt. Her kan nevnes fôr til dyr og fisk, ingredienser til helsekost og farmasøytisk industri og konsumvarer. Per i dag er det hovedsakelig som innsatsfaktor i dyre- og fiskefôr og i helsekostmidler at biproduktene kommer til anvendelse. Det var i 2004 i alt 58 sysselsatte innenfor produksjon basert på biprodukt fra marint råstoff i Nordland fylke. Det er 1,6% av alle som jobbet innenfor nærings- og nytelsesmiddelindustri. Om vi antar samme forhold mellom sysselsatte og bearbeidingsverdi i hele industrien, betyr det at verdiskapingen innenfor foredling av biprodukt i Nordland i 2004 var 24 mill kr. Målt i 2008-priser blir det 25,7 mill kr. Den totale verdiskaping fra videreforedling av marine produkter er presentert i Tabell 4.

Tabell 4. Verdiskaping basert på videreforedling av marint råstoff, Nordland, mill kr, faste priser 2008, basert på tall fra 2004.

Næring	Mill kr 2008-priser
Fiskeindustri	965
Foredling av biprodukt	25,7
totalt	990,7

Kilde: SSB

Andre biokjemiske produkter omtales under opsjonsverdier.

5.2 Indirekte bruksverdier

Indirekte bruksverdier som vi har beregnet omhandler rekreasjon, sirkulering av næringsstoff, rensing av avløpsvann, gass og klimaregulering, samt habitat¹¹. For indirekte bruksverdier er det ingen mål på bruttoprodukt tilgjengelig. Disse verdiene er funnet med basis i implisitt verdsetting, rehabiliteringskostnader, rensekostnader og lignende. Dermed er disse verdiene ikke direkte sammenlignbare med bruksverdiene, men gir til en viss grad indikasjoner på eksempelvis konsumentoverskudd slik beskrevet i Appendiks 1.

¹¹ Det har ikke lyktes oss å finne relevante verdsettelsesmål for kulturelle verdier, resiliens, regulering av forstyrrelse og skade, med hensyn på Lofoten/Vesterålen. Dette betyr imidlertid ikke at slike økologiske tjenester ikke eksisterer og har en verdi.

Naturbaserte rekreasjonstjenester for lokalbefolkningen

Eksempler på rekreasjonstjenester er turer i naturen og på havet, fiske og strandliv. Tradisjonelt sett har rekreasjon for lokalbefolkning vært regnet som en del av frie, eller ikke-markedsbaserte goder. Det innebærer at det ikke eksisterer priser som kan angir hvordan folk verdsetter dem. De senere årene har det vokst fram et markedsbasert tilbud av rekreasjonstjenester rettet mot både lokalbefolkning så vel som turister. Dette er tilbud som guidede turer og turer med turleder, arrangerte fisketurer på havet, padlekurs og padleturer.

Selv om det markedsbaserte tilbudet av rekreasjonstjenester øker antar vi at folks frie (ubetalte) bruk av naturen til rekreasjon dominerer. Det gjelder særlig i spredtbygde strøk der tilbudet av slike tjenester er mindre mangfoldig. Kombinert med vanskelig tilgang på data på folks konsum av betalte rekreasjonstjenester har vi valgt å utelate den kommersielle delen av lokalbefolkningens bruk av naturbaserte rekreasjonstjenester.

Da sitter vi igjen med lokalbefolkningens private bruk av naturen til rekreasjon. Siden det ikke betales noe for slik bruk av naturen må en finne andre måter å fastsette verdien av de rekreasjonstjenestene naturen yter. Ulike metoder er utviklet for dette (reisekostnadsmetoden, hedonisk prising, betinget verdsetting). Disse er presentert i del 3. Oss bekjent er det ikke utført undersøkelser der noen av disse metodene har vært brukt blant respondenter (befolkningen) i Lofoten, Vesterålen eller Nordland forøvrig. Som et alternativ er det mulig å bruke resultat fra andre steder der slike undersøkelser er gjort og drøfte hvorvidt resultatene er overførbare til vårt undersøkelsesområde. I mangel av slike studier har vi imidlertid valgt en noe annen tilnærming som presenteres under.

Innenfor betinget verdsetting (se omtale i kap 3) finner vi begrepene kompensert variasjon og ekvivalent variasjon (se f eks NOU (1997)). Kompensert variasjon angir hvor mye en person er villig til å gi opp av f eks inntekt for å få mer av et annet (ikke markedsbasert) gode, f eks naturbaserte rekreasjonstjenester, gitt at nyttenivået (hvor godt han/hun har det) skal være uforandret. Tilsvarende kan kompensert variasjon også angi hvor mye mer i f eks inntekt en person må ha dersom hun/han mister tilgangen til et (ikke markedsbasert) gode, f eks naturbaserte rekreasjonstjenester, gitt at han/hun skal ha det like bra.

Kompenserende variasjon kan indirekte brukes på private husholdningers verdsetting av naturbaserte rekreasjonsgoder. Det er mange forhold som påvirker folks beslutning om hvor de skal bo. Blant disse kan nevnes lønns- og arbeidsforhold, familie og tilhørighet, og tilgang til rekreasjonsgoder. I økonomisk litteratur er det vanlig å anta at alle goder bidrar positivt til hvor bra en person har det (derav navnet goder). På den annen side er det substitusjonsforhold mellom de fleste goder. Det betyr at om en person får mer av ett gode så vil han eller hun kunne akseptere å få mindre av et annet gode. Anta at inntekt er ett gode og at ikke-materielle goder, som familie og tilhørighet og tilgang til naturbaserte rekreasjonstjenester, er et annet gode. Hvis de nevnte ikke-materielle godene representerer alle ikke-materielle goder så vil det at en person velger et alternativ med lavere inntekt bety at han/hun verdsetter de ikke-materielle godene positivt. Hvor høyt han/hun verdsetter de ikke materielle godene er forskjellen i inntekt i det alternativet personen velger og den høyest mulige inntekten personen kunne fått en indikasjon på.

Vi antar at innbyggerne i Nordland fylke frivillig har valgt å bo der. Alternativet er å flytte til et annet sted i landet eller til utlandet. Lønnsmessig er det Oslo og Akershus som ligger høyest i landet. I tillegg viser flyttestatistikk at Oslo/Akershus er de viktigste tilflyttingsfylkene for nordlendinger.

Tabell 5 gir en oversikt over gjennomsnittlig inntekt og lønnsinntekt for bosatte i henholdsvis Nordland, Oslo og Akershus, samt gjennomsnittet for hele landet. Tallene er basert på selvangivelse fra registrert bosatte i det enkelte fylket.

Tabell 5. Bruttoinntekt og lønnsinntekt for bosatte i Nordland, Oslo, Akershus og hele landet, tall fra 2006, i faste priser (2008)

	<i>Nordland</i>	<i>Oslo</i>	<i>Landet</i>
Brutto inntekt	268.675	350.500	302.580
Lønnsinntekt	187.250	254.040	216.630

Kilde: SSB

Både brutto inntekt og lønnsinntekt er betydelig lavere i Nordland fylke enn både landsgjennomsnittet og der hvor lønn- og inntektsnivået er høyest. I 2006 utgjorde inntektsforskjellen mellom Nordland og landet sett under ett vel kr. 30.000, mens den mellom Nordland og Oslo utgjorde rundt nesten 80.000 kr. Lønnsforskjellen mellom Nordland og

Oslo var noe lavere, vel kr. 65.000, mens den i forhold til landet sett under ett var nesten 30.000 kr.

Inntektsforskjellen må korrigeres for forskjeller i levekostnader. Det finnes ingen offisiell statistikk på regionale forskjeller i levekostnader. Det er imidlertid mulig å bruke forskjellene i sosialstønadssatser som en estimator. Sosial stønad er ment å skulle dekke nødvendige utgifter til livsopphold for personer som ikke har annen inntekt. Gjennomsnittlige satser per person per år på landsbasis var 37.600 kr, mens de i Nordland var 26.640 kr. Det gir en forskjell på knappe 30% (SSB).

Inntektsforskjellen mellom Nordland og Oslo/Akershus vil kunne tolkes som en kompenserende variasjon for ikke-materielle goder, herunder tilgang til rekreasjonstjenester. I Tabell 6 har vi tatt utgangspunkt i lønnsforskjeller mellom Nordland og henholdsvis landsgjennomsnittet og Oslo, og korrigert dette for forskjeller i levekostnader. Det vi sitter igjen med tolker vi som en kompenserende variasjon som betyr at personer bosatt i Nordland er villig til å oppgi av inntekt for å beholde tilgangen til ikke-materielle goder som tilhørighet, familie, og naturbaserte rekreasjonstjenester. Vi gjør ikke noe forsøk på å skille mellom de ulike typene ikke-materielle tjenester, slik at en andel kan tillegges tilgangen til naturbaserte rekreasjonstjenester. Årsaken er at vi ikke har noe informasjon å gjøre en slik inndeling ut fra.

Tabell 6 Beregning av verdi av naturbaserte rekreasjonstjenester for lokalbefolkningen, kr, faste priser (2008)

	Sammenligning hele landet	Sammenligning Oslo
Forskjell i lønnsinntekt	29.380	66.790
Befolkning i arbeidsfør alder	154.950	154.950
Forskjell lønnsinntekt for arbeidsfør befolkning	4.552.400.000	10.349.000.000
- korrigering for levekostnader (30%)	- 1.365.720.000	- 3.104.700.000
Forskjell i reell lønnsinntekt	3.186.680.000	7.244.300.000

Kilde: SSB, egne beregninger

Vi tar utgangspunkt i lønnsinntekt, fordi det er denne folk i første omgang kan påvirke ved å flytte. Dersom vi sammenligner med snittet for Oslo ligger personer i Nordland kr.60.000 lavere i snitt i lønnsinntekt. Om vi multipliserer dette med antall personer i arbeidsfør alder, ettersom det er disse som kan gjøre et valg av bosted, så utgjør denne lønnsdifferansen over 10 mrd kr. Dette tallet må vi korrigere for forskjell i levekostnader (30%). Da får vi en forskjell i reell lønnsinntekt på rundt 7,25 mrd kr. Dette er det beløpet som personer i

arbeidsfør alder bosatt i Nordland gir avkall på i form av potensiell lønnsinntekt ved å flytte (til Oslo). Årsaken til at en gir avkall på inntekt må være at det finnes kvalitative, ikke markedsbaserte goder der en har valgt å bo, som veier opp for ”inntektstapet”. Det er verdien av disse vi har laget et anslag på i Tabell 6. Om vi sammenligner med landsgjennomsnittet så utgjør ”inntektstapet” ved å bo i Nordland 3,2 mrd kr.

Hvor mye av dette beløpet som kan tilskrives tilgangen på naturbaserte rekreasjonstjenester i Nordland har vi ikke noe holdepunkt for å uttale oss om, men vi kan stipulere at forholdet mellom ”inntektstapet” relatert til hele landet kan identifisere det som måler det spesielle ved å bo i Nordland, som er utover det å bo i nærheten av familie, venner og lignende. Vi vil derfor benytte denne differansen på 3,2 mrd kroner som proxy for rekreasjonsverdier for Nordland.

Sirkulasjon av næringsstoffer

De indirekte bruksverdiene, presentert i del 3, bidrar med innsikt i økonomisk verdi forbundet med sirkulasjon av næringsstoffer. Men ikke mange av disse er direkte overførbar til Lofoten-Vesterålen området. Lofoten-Vesterålen er relativt tynt befolket slik at utslipp fra husholdninger er beskjedent. Jordbrukstilsig er ikke en stor trussel mot vannkvalitet i nordlige farvann i Norge. Oppdrett er imidlertid den dominerende aktiviteten med hensyn på utslipp av nitrogen og fosfor langs norskekysten (NIVA, 2005)¹², og Nordland er vårt største oppdrettsfylke¹³. I så måte fungerer havet som en tjenestegiver i rensing av disse eksterne effektene som oppdrett påfører miljøet.

Vi følger Beaumont et al. (2006) og anvender Costanza et al. (1997) sine verdier for næringsstoff sirkulasjon (tatt fra Richard et al. (1991), sitert i Postel and Carpenter (1997b)). Richard et al. (1991) utleder kostnader på mellom 0.15 og 0.42 USD/m³ forbundet med avansert behandling for fjerning av nitrogen og fosfor. Variasjonen i kostnader avhenger av

¹² Langs norskekysten utgjør utslipp fra oppdrett mer enn 40% av totale menneskeskapt tilførsel av nitrogen og 70% av menneskeskapt tilførsel av fosfor (NIVA 2006), mens tilsvarende tall for Nordland er 69% og 87%, respektivt (John Selvik, NIVA, pers. med.).

¹³ I en rapport for WWF i Skottland, estimerer MacGarvin (2000) at skotsk akvakultur med en årlig produksjon på 125.000 tonn slipper ut nitrogen i mengder tilsvarende en befolkning på 3.2 mill mennesker, og fosfor tilsvarende en befolkning på 9.4 mill mennesker. Norsk produksjon av laks ligger på omkring 600.000 tonn, altså mer enn fem ganger Skottlands produksjon.

type og omfang av enhet. Konvertert til norske januar 2008 priser (1.36-3.81 NOK/m³) og multiplisert med volumet på territorialfarvannet i Nordland¹⁴ (overflate × gjennomsnittlig dybde = 57,439,690,000 m² × 230 m = 1.32 × 10¹² m³) får vi en verdi på NOK 1,797-5,033 mrd. Dette representerer estimerte erstatningsverdier for sirkulasjon av næringssalter, ved en gangs behandling av Nordland fylkes territorialfarvann¹⁵.

Da tallene til Richard et al. (1991) er såpass gamle, og man kan forvente at det har skjedd teknologisk utvikling som kanskje er med på å senke renseskostnadene, har vi forsøkt å finne nyere data. Organisasjonen Norsk Vann har et benchmarking prosjekt der kommunenes kostnader knyttet til vann og avløp analyseres. 25 kommuner er per 2007 med i prosjektet, og det omfatter både kommuner med mekanisk og kjemisk rensing. Prosjektet avgir årlig rapport som inneholder tallmateriale på forholdene nevnt ovenfor, samt i hvilken grad deltakerkommunene oppfyller pålagte renskrav.

Vi har kjørt en regresjonsanalyse på tallmaterialet fra benchmarking prosjektet til Norsk Vann. Analysen ga få robuste resultat. De viktigste er at slammengde og krav om rensing av fosfor bidrar til å øke renseskostnadene. I snitt er slammengde ved kjemisk rensing rundt 3 ganger høyere enn ved mekanisk rensing. Pålegg om å øke fosfor rensing fra 0 til 100% vil ifølge regresjonsanalysens resultater øke renseskostnadene med 205 kr per person per år, eller rundt 30% av basis renseskostnad. Vi benytter dette tallet for å gjøre en lignende analyse som Costanza et al (1997), og får en verdi på rensing av hele Nordlands territorialfarvann en gang på NOK 3712 mrd. Det må imidlertid bemerkes at dette gjelder kun rensing av fosfor.

Metoden benyttet av Costanza et al. (1997) og Beaumont et al. (2006) reiser spørsmål om riktigheten av å benytte potensielle verdier i form av hvilke tjenester som maksimalt kan tilbys, og faktiske verdier i form av hva som eksempelvis slippes ut i og renses av havmiljøet.

¹⁴ Se Statens Kartverk www.statkart.no

¹⁵ Disse tallene er betydelige, og vi har dermed sammenlignet disse verdiene med et case stadium i Ketunnen og Brink (2006) som presenterer erstatningen av denitrifiseringstjenester i svensk kysthabitat (spesifikt på grunn og myk bunn) med avløpsrensing. Konvertert til norske januar 2008 priser (189-3,308 NOK/m²) og multiplisert med Nordlands overflate areal i territorialfarvannet, blir sirkulasjon av næringsstoffer gitt en verdi på NOK 10,856-190,010 mrd per år. Dette tallet langt overgår norsk BNP i 2007, og vil ut fra argumentasjon om at betalingsvillighet for miljø ikke kan overgå inntekt (Pearse 1998), ikke være akseptabelt. Imidlertid kan man argumentere at det ikke er kun norsk men en mer internasjonal verdsetting som bør spille en rolle her. Det er allikevel sannsynlig at selv om denne metoden er akseptabel for et begrenset område av svenskekysten, så er den ikke reproduserbar for hele Nordlands territorialfarvann.

Vi anser dette målet for å være svært spekulativt. Vi mener at en mer riktig verdsettingsmetodikk av havets næringsstoff sirkuleringstjeneste er å beregne kostnadene forbundet med alternativ rensing. For eksempel, all den tid havbasert oppdrett står for stordelen av utslippene av fosfor og nitrogen i Nordland, så vil alternativ rensing av utslipp kreve overgang til landbasert oppdrett. I landbasert oppdrett er det nødvendig for fiskens velvære med utstrakt resirkulering og rensing av vann, ikke bare av nitrogen og fosfor men også ammoniakk og CO₂. Ved å anta mellom 0.16 og 1.0 liter vann per kg fisk i minuttet¹⁶, der mellom 1 og 10% av vannet renses, og en produksjon av oppdrettslaks i Nordland i 2006 på 107135 tonn (foreløpige tall), vil total vannmengde renses være mellom 90 mill og 5,5 mrd m³ dersom all laks ble produsert på landbaserte anlegg. Gitt en rensekostnad for fosfor¹⁷ på kr 2.81/m³, kan vi dermed si at havet utfører en tjeneste som ville ha kostet mellom NOK 253 mill og 15 mrd årlig, eller som har en nåverdi på NOK 6.3 og 137.5 mrd, gitt en diskonteringsrate på 4%. Disse tallene gjelder kun for rensing av fosfor, mens havet leverer også tjenester til havbasert oppdrett i form av rensing av nitrogen, ammoniakk og CO₂. Vi merker at verdien på denne tjenesten er betydelig, men langt lavere enn lignende tall fra Costanza et al. (1997) og Beaumont et al. (2006). Det må videre bemerkes at overgang til landbasert oppdrett vil bidra med å redusere kostnader som det kan sies at havmiljøet påfører havbasert oppdrett, i form av kritiske værforhold, sykdom og temperaturendringer. Slik sett måtte man kanskje også se på kostnadene som havet påfører. Det må imidlertid påpekes at så å si all oppdrett av matfisk i Norge er havbasert, noe som indikerer at det er verdier, også andre enn de skildret her¹⁸, forbundet med å drive oppdrett i havet kontra på land.

De høye verdiene som vi beregner over med hensyn på opptak av næringssalter er reflektert i Norskehavets høye primærproduksjon og gjennomstrømning (Dale et al. 1999). Sirkulasjon av næringsstoffer er underliggende essensielt for at marine økosystemer skal fungere, og dermed essensielt for all menneskelig aktivitet relatert til havet, slik som kommersielt fiske, rekreasjonsfiske og lignende. Verdiene forbundet med dette aspektet ved næringsstoff sirkulasjon kan imidlertid sies å allerede være en del av den verdiskaping som beskrives i de

¹⁶ Førstnevnte mål er for et svært effektivt landbasert anlegg, mens siste mål er en mer standard tommelfinger regel.

¹⁷ Fra regresjonsanalysen på data fra Norsk Vanns benchmarking prosjekt (se Sirkulasjon av næringsstoffer tidligere) får vi NOK 205 per person per år for rensing av fosfor. Dette deles på mengde vann (200 liter per person per dag), som gir en kostnad for fosforrensing lik NOK 2.81 per m³. Det må imidlertid bemerkes at rensing av kloakk ikke er direkte sammenlignbart med resirkulering av vann i landbasert oppdrett. Videre er det stort potensial for utvikling av for slik at større andel av fosforet utnyttes av fisken i fremtiden.

¹⁸ Her kan nevnes kostnader forbundet med eiendom på land.

direkte bruksverdiene. Å telle med denne tjenesten her vil dermed kunne være en dobbelttelling, all den tid vi tar med de direkte bruksverdiene for fiske.

Håndtering av avløp

Krav til rensing av kommunalt avløpsvann differensieres ut fra to kriterier; kvaliteten på resipienten og størrelsen på utslippet fra avløpet. Det siste er relevant i denne sammenhengen. Desto mindre belastet en resipient er jo mindre strenge vil kravene til rensing av avløpsvannet være. I mange tilfeller vil en ved svært gode resipienter kunne operere med minimumskrav til rensing av avløpsvannet. Ved resipienter som er belastet vil kravene til rensing ofte være strengere enn minimumskravene.

Det kan skilles mellom to typer krav som stilles til rensing av avløpsvann; mekanisk og kjemisk rensing. Det finnes også en kombinasjon av disse. I tillegg blir noen kommuner pålagt krav om rensing av nitrogen og fosfor før avløpsvannet slippes ut.

Når avløpsvann slippes ut i havet og samlet belastning (mengde avløpsvann) er begrenset relativt til størrelsen på resipienten er det normalt bare krav om mekanisk rensing. Dette gjelder langs hele kysten nordover fra sørvestlandet. Avløpsvann som slippes ut i vassdrag, ferskvann og i Skagerrak er pålagt kjemisk rensing. Noen kommuner i Indre Oslofjorden er også pålagt å fjerne nitrogen fra avløpsvannet før det slippes ut.

I utgangspunktet kunne en tenke seg at forskjellen i rensekostnader mellom mekanisk og kjemisk rensing er et rimelig estimat på verdien av rensetjenester fra et havområde brukt som resipient for avløpsvann.

KOSTRA (SSB) gir tall på kostnadene for å framskaffe en rekke ulike kommunale tjenester, deriblant avløpstjenester, spesifisert på alle kommunene i landet. Når en vet hvilke kommuner som bruker mekanisk og kjemisk rensing er det mulig å beregne en gjennomsnittlig forskjell i kostnader mellom kommuner med kjemisk og mekanisk rensing.

Denne kostnadsforskjellen vil imidlertid kunne omfatte flere forhold enn de som har med rensekostnadene å gjøre. For eksempel er det slik at de kommunene som har mekanisk rensing

ofte bruker flere små renseanlegg, mens ved kjemisk rensing samler en rensingen i noen få, store anlegg. Ved kjemiske rensing utnyttes med andre ord stordriftsfordeler i renseprosessen bedre. I kjemiske anlegg er renseprosessen grundigere og medfører mer slam. Det øker kostnadene knyttet til å frakte bort og deponere slammet. På den annen side er vannet som slippes ut renere etter å ha vært gjennom en kjemisk renseprosess. Kostnadene som oppgis i KOSTRA er oppgitt per innbygger. Det betyr at kommuner med mange innbyggere konsentrert på et lite areal vil kunne ha en stordriftsfordel. Dette er forhold som ideelt sett burde vært korrigert for når en skal vurdere kostnader knyttet til ulike former for rensing av avløpsvann.

Blant fagfolk innenfor vann- og avløp i kommunene blir det som en tommelfinger regel anslått at mekanisk rensing koster 1/3 av det kjemisk rensing koster. Deler av resultatene fra benchmarking prosjektet understøtter et slikt anslag, f eks dersom en antar at kostnadene er sterkt avhengig av slammengde og øker proporsjonalt med den. De to kommunene som er med i benchmarking prosjektet og som har mekanisk rensing har en gjennomsnittlig rensekostnad (drift) på kr. 415 per innbygger. Dersom vi antar at kjemisk rensekostnad er 3 ganger høyere, vil kommuner med kjemisk rensing i snitt ha driftskostnader for rensing på kr. 1245 per innbygger. Som en svært røff tilnærming bruker vi disse estimatene på rensekostnader per innbygger ved henholdsvis mekanisk og kjemisk rensing av avløpsvannet.

Tabell 7 gir en oversikt over forskjell i rensekostnad for mekanisk og kjemisk rensing, anslått mengde avløpsvann per hushold og antall hushold i regionen/fylket. Samlet gir det et estimat på hva samfunnet (kommunene) sparer i renseutgifter ved å kunne slippe avløpsvannet ut i et havområde med et intakt økosystem.

Tabell 7 Kostnader ved mekanisk og kjemisk rensing for avløpsvann, mill kr, faste priser (2008)

	<i>Nordland</i>
Rensekostnader kjemisk, kr per innbygger	1245
Rensekostnader, mekanisk, kr per innbygger	415
Antall innbyggere	235.450
Sparte rensekostnader (mill kr)	195

Kilde: Norsk Vann, egne beregninger

Tabell 7 viser at dersom alle kommunene i Nordland fylke har samme kostnadsfordel som i eksempelet ovenfor vil sparte rensekostnader for fylket kunne utgjøre 195 mill kr årlig.

I Appendiks 2 er KOSTRA tall for avløpskostnader per hushold for alle kommunene i Lofoten og Vesterålen, samt snittet for Nordland fylke og for landet sett under ett oppgitt. Dette er totaltall som omfatter både selve renssekostnadene og kapital kostnader, og som ikke korrigerer for andre faktorer som påvirker renssekostnadene

Gass og klima regulering

Vi estimerer karbon lagrings tjenesten i Nordlands territorialfarvann tilsvarende det som Beaumont et al. (2006) gjør i sin studie av britiske farvann. Skogen et al. (2007) studerer nivå på primærproduksjon i nordiske hav ved å bruke en tredimensjonal fysisk, kjemisk og biologisk havmodell. De beregner en gjennomsnittlig primærproduksjon i Norskehavet på 79 gC per m² (på linje med tidligere studier som estimerer 80 gC per m², med høyeste nivå i den norske kyststrømmen på 80-120 gC per m²). Dette konverterer til en primærproduksjon på 0.004 Gt C (eller 0.004-0.006 GtC i kyststrømmer) i Nordlands territorialfarvann.

Vi konverterer Clarkson og Deyes's (2002) foretrukne estimat på marginal skade basert på de ifølge dem mest avanserte publiserte studiene (GBP 70/tonn C, med øvre og nedre nivå på GBP 35-140 /tonn C) til norske januar 2008 priser, altså NOK 653/tonn C (NOK 327-1,306/tonn C), slik at lagringsverdi for karbon i Nordlands territorialfarvann beregnes til å være NOK 2.96 mrd (NOK 1.48-5.93 mrd). Imidlertid, gitt prisen på omsatt CO₂ kvoter i EU (NOK 195 /tonn C, i Futures Market (ECX) i januar 2008 priser), blir verdien ut fra dagens karbonkvotepris NOK 0.884 mrd. Den markedsbaserte verdien reflekterer bedre nåværende verdi av karbon lagring, selv om karbon lagring i havet ikke regnes blant mekanismene i Kyoto protokollen. Det er imidlertid verdt å merke at disse verdiene er uansett sannsynligvis underestimerer, siden kun primærproduksjonens evne til karbonlagring er tatt med.

Vi har beregnet karbonlagringstjenesten som Nordlands territorialfarvann tilbyr ved å multiplisere Norskehavets gjennomsnittlig primærproduksjon med nåværende markedspris på karbonutslippstillatelser i EU. Dette gir oss et statisk konsument- og produsentoverskudd. Dette fordi markedsprisen for CO₂ utslippstillatelser oppstår i skjæringspunktet mellom tilbud og etterspørsel for tillatelser, der tilbudet ideelt beskrives av marginal skadekostnad og

etterspørsel ideelt beskrives av marginal rensekostnad. Marginal skadekostnad kan bestemmes av reguleringsmyndighetene (Hanley et al. 1997), noe som kan sies å være tilfellet for EU som bestemmer et gitt utslippsmål (vertikal marginal skadekostnadskurve) og prisen bestemmes av skjæringspunktet med den avtagende marginale rensekostnadskurven. Ved å benytte denne effisiente markedsprisen i beregningen av karbonlagringstjenesten i Nordlands territorialfarvann, fås verdien av karbonlagringskapasiteten som nå tilbys gratis (positiv eksternalitet) tilsvarende det som eksisterer i skog og andre CO₂ absorberende naturmiljøer i Norge.

Habitat

Som nevnt tidligere påpeker forvaltningsplanen for *Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten* (NOU 2005-2006) at Lofoten området er spesielt verdifullt og sårbart. Imidlertid er de eneste habitatverdiene som vi har klart å kvantifisere forbundet med dypvannskorallrevet, Røstrevet, selv om dette ligger utenfor territorialfarvannet i Nordland (dog ikke langt utenfor). Freiwald et al. (2004) rapporterer at Røstrevet, observert av biologer første gang i 2002¹⁹, er ansett for å være verdens største dypvannskorallrev med en størrelse på ca 100 km².

Spurgeon (1998) påpeker at de potensielt mest kostbare marine habitater å rehabilitere er nettopp korallrev. Kostnadene Spurgeon (1998) presenterer (se del 3 i denne rapporten) omfatter restaurering og rehabilitering av rev, inkludert fjerning av avfall, stabilisering av substrat, transplantering av korall og svamp osv. Til tross for at disse kostnadene er beregnet for tropisk korallrev, gir de en viss indikasjon på verdi. Restaureringskostnader for dypvannskorall vil imidlertid være adskillig høyere på grunn av dybde og andre kompleksiteter relatert til disse dypvannsstrukturene. Restaureringskostnadene for revene i Puerto Rico og Florida er direkte konvertert til januar 2008 norske priser (NOK 17.55 og 50.24 mill per ha, respektivt), og multiplisert med Røstrevets areal, som gir oss en potensiell restaureringsverdi på mellom NOK 175.5 og 502.4 mrd.

¹⁹ Revet er blitt vernet med hensyn på bunntål siden 2003.

Det må imidlertid bemerkes at vi her overfører amerikanske myndigheters rehabiliteringskostnader av tropiske korallrev til et norsk dypvannskorallrev. De tropiske korallrevene har turisme og rekreasjonsverdier, og muligens også habitatverdier som inngår i kommersielt fiske. Videre kan disse rehabiliteringskostnadene inkludere eksistensverdier til den amerikanske befolkning med hensyn på disse korallrevene, samt opsjonsverdier. For det norske tilfellet er det kun eksistens og opsjonsverdier som gjelder, all den tid vi ikke kjenner til dypvannskorallenes funksjon i økosystemene i dyphavet. Dersom de amerikanske tallene inkluderer eksistensverdier, så må de justeres for befolkning. Vi har dermed justert de to amerikanske tilfellene for befolkningstall i Puerto Rico og Florida, noe som gir ekvivalente restaureringsverdier for Røstrevet på NOK 212.2 og 112.3 mrd, respektivt. I tillegg må det bemerkes at rehabiliteringskostnader trenger ikke å uttrykke den totale verdsettingen av disse revene.

I tillegg må nevnes at Lofoten/Vesterålens marine habitater sannsynligvis spiller en viktig rolle i ulike livsstadier hos kommersielle fiskearter og andre ikke-kommersielle arter. I så måte har dette miljøet en verdi som ikke er direkte kvantifiserbart i dag. For eksempel er det påvist stor taredød langs Norskekysten i senere år, der klima, predasjon, økning i utslipp av næringssalter og nedslamming er blitt nevnt som mulige årsaker. Hva denne reduksjonen betyr for ulike arter og for kystlandskapet er imidlertid ikke kjent. Mer forskning med hensyn på avklare forhold mellom habitater og kommersielt interessante arter vil kunne medføre at vi i fremtiden vil kunne si mer om disse habitat verdiene.

Vi har ikke lyktes i å finne verdier med hensyn på resiliens og regulering av forstyrrelse for Lofoten/Vesterålen. Det betyr imidlertid ikke at det ikke eksisterer slike verdier for dette området.

Forsknings- og undervisningsverdier

Det er ikke enkelt å isolere hvilke forsknings- og undervisningsverdier som stammer fra havområdene utenfor Lofoten-Vesterålen. Disse verdiene inkluderer undervisning slik som student reiser for å studere fiskeriene i Lofoten-Vesterålen, undervisningstokt og marin forskning utenfor Lofoten-Vesterålen. Imidlertid er det uklart om disse verdiene er direkte

relatert til det spesielle ved Lofoten-Vesterålen, eller om det er mer tilfeldig at denne aktivitet skjer i dette området. Man kan argumentere at de kostnader som påløper i forbindelse med slik aktivitet er betalingsvilligheten for å bruke disse havområder for utdanning og forskning. En mulig måling av slike kostnader er å finne tokt tid i disse farvannene²⁰. Det begrensede tallmaterialet og usikkerhetene forbundet med disse tallene gjør at vi velger å ikke inkludere dette i den videre analysen. Dette betyr imidlertid ikke at det ikke eksisterer slike verdier forbundet med Lofoten-Vesterålen.

5.3 Opsjonsverdier

Foreløpig er videreforedling av marint råstoff ved bruk av bioteknologi mest på forsknings- og utviklingsstadiet. Svært få bedrifter har klart å få fram produkt med stor salgsverdi på internasjonale marked. På den annen side vitner et fåtall suksesshistorier om at det kan være et betydelig verdiskapingspotensial i slik produksjon.

Siden januar 2004 har Bioklynge Nord spilt en aktiv rolle i å stimulere til klyngebasert utvikling innenfor akvakultur- og fiskerirelatert bioteknologi i Nordland og Troms (Normann 2005). Høsten 2007 var 30 bedrifter og organisasjoner knyttet til dette arbeidet (Aksjonsprogrammet). Arbeidet med å bygge opp en kompetansebasert industri basert på marine råstoff og ny teknologi startet i Nord-Norge på 1980-tallet. De kommersielle resultatene er så langt begrensede, men satsingen har de aller siste årene begynt å vise resultat som indikerer et betydelig potensial for slik virksomhet.

Høsten 2006 ble bioteknologi selskapet Biotec Pharmacon i Tromsø børsnotert. Dette er ett av fire nordnorske selskap som er notert på børsen. Et annet bioteknologi selskap, Probio, med salgs- og utviklingsavdeling i Tromsø og produksjonsavdelinger i Båtsfjord og Vesterålen, jobber mot å bli børsnotert.

²⁰ Vi fant toktøgn, fartøytype og kostnader for tokt gjennomført i eller i forbindelse med farvannene utenfor Nordland for Havforskningsinstituttet (HI), Norges fiskerihøgskole, og Norge Geologiske Undersøkelser. Fartøy kostnadene for tokt i disse områdene kom på i overkant av 10 mill kroner, uten arbeidskostnader til forskere osv. Det eksisterer imidlertid flere institusjoner som også har tokt i disse farvann (eks. Universitetet i Bergen som vi ikke har klart å få data fra), og det er også uklart hvorvidt man skal kategorisere noen forskningstokt (eksempelvis gjennomført av HI) som kostnader forbundet med fiskeriaktivitet fremfor verdier forbundet med det marine miljø.

I Appendiks 2 er en oversikt over produksjonsbedrifter som tilhører nettverket Bioklynge Nord, med informasjon om lokalisering, antall ansatte og omsetning. Tabellen viser en relativt begrenset produksjon så langt. I 2006 var samlet omsetning for de kommersielle, markedsrettede selskapene 180 mill kr. Ser en utelukkende på selskapene som er lokalisert i Nordland er omsetningen på ca 45 mill kr.

På den andre siden antyder børsnoteringene betydelige forventninger til framtidig omsetning og fortjeneste. Den børsnoterte verdien på et selskap beregnes grovt sett som summen av neddiskontert framtidig overskudd pluss verdien av selskapets aktiva. På nyåret 2008 var børsverdien på Biotec Pharmacon vel 550 mill kr. Det er nesten tre ganger så mye som samlet produksjon i de kommersielle selskapene i Bioklynge Nord som ved bruk av bioteknologi framstiller produkt basert på marine biprodukt i 2006.

Det faktum at det foregår utvikling innen marine biprodukt, særlig i forhold til bruk av bioteknologi for omdanning til ingredienser til helsekost og farmasøytisk industri, betyr at det gir mer mening å omtale verdiene av slike biprodukt som en opsjonsverdi enn faktisk bruksverdi. Om en velger å bruke opsjonsverdi som en tilnærming til hva denne industrien er verdt, så kan en bruke aksjeverdien av (nordnorske) bioteknologi selskap på børsen. Her har vi foreløpig bare ett eksempel, Biotec Pharmacon, som per januar 2008 har en børsverdi på vel 550 mill kr. Hvor mye av dette som eventuelt kan tilskrives havmiljøet utenfor Lofoten-Vesterålen er imidlertid uklart.

5.4 Eksistens og bevaringsverdier

Ifølge forvaltningsplanen for *Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten* (NOU 2005-2006) er Lofoten området påpekt å være spesielt viktig for en rekke sjøfugl populasjoner. Anker-Nilsson (2006) rapporterer for NINA at Røst, den sørligste kommunen i Lofoten innehar den største aggregeringen av hekkende sjøfugl på det Europeiske fastland, og 20% av total hekking av sjøfugl langs norskekysten. Området har status som IBA (Important Bird Area) for bl.a. hekkende lunde, og er viktig for overvintrende praktærfugl. NINA rapporten gir det ferskeste populasjonsanslaget på 529,580 sjøfugl (inkludert 11 arter som enten hekker eller overvintrer i Lofoten området, der lunde og praktærfugl representerer de største populasjonene). Ved å anvende Green et al (1994) sin

CVM studie (presentert i del 3) for betalingsvillighet for å beskytte fugl mot oljesøl, kan vi få en pekepinn med hensyn på eksistensverdier for sjøfugl i Lofoten-Vesterålen området. Vi konverterer Green et al's (1994) verdier per fugl til januar 2008 norske priser (NOK 93.71) og multipliserer med antall sjøfugl i Lofoten området, og får dermed en eksistensverdi for sjøfugl på NOK 49.6 mill.

Eksistensverdier for den sesongmessige tilgjengeligheten av spekkhoggere langs norskekysten kan også beregnes. Christensen (1988) estimerer at minimum 1,500 spekkhoggere er tilstede langs norskekysten under sildemigrasjonen. I Lofoten, som er overvintringsområde for silda, er oktober til januar hovedsesongen for både sild og spekkhogger tilstedeværelse. Loomis and White (1996) utfører en meta-analyse av betalingsvillighetsestimater for ulike sjeldne arter identifisert i ulike studier. Spekkhoggere er ikke en truet art, og verdiene for spekkhoggeren er dermed sannsynligvis ikke direkte sammenlignbar med gråhvalens verdi (lav verdi på USD 17, høy verdi på USD 33, gjennomsnittlig verdi USD 26, i 1996, per art per husholdning) eller knølhvalens verdi (gjennomsnittlig verdi på USD 173). Men da det ikke eksisterer noen andre relevante studier, anvender vi den laveste verdien på USD 17 som et konservativt, men muligens allikevel et overestimat på eksistensverdi for spekkhoggere på totalt NOK 302 mill i januar 2008 (NOK 140 multiplisert med antall norske husholdninger). Det må imidlertid bemerkes at vi her har estimert eksistensverdi for kun sjøfugl og spekkhoggere til totalt ca 353 mill kroner. Det er klart at dette ikke er de eneste arter som det hefter eksistensverdier ved. Derfor er det å forvente at til tross for at verdiene beregnet her kan være overestimeringer av eksistensverdier for disse spesifikke artene, så utgjør dette allikevel mest sannsynlig en underestimert av den totale eksistensverdien for området.

Som nevnt i del 3 kan rehabiliteringskostnader som påløper faktiske rehabiliteringsaktiviteter inkludere eksistensverdier. Dermed kan noe av det som beregnes som verdi av dypvannskorallrevet Røst inkludere individers verdsetting av eksistens av denne ressursen.

Det har ikke lyktes oss å finne gode verdsettinger av kulturelle verdier i denne sammenheng. Men det bør påpekes at seks kommuner i Lofoten har søkt om opptak på UNESCOs verdensarvliste. Utgangspunktet er å utrede både natur- og kulturforhold i Lofoten med tanke på en såkalt "mixed site" nominering. Da vil vurderinger av området omfatte både sjø og

landområder i hele Lofoten. Naturkriteriene som UNESCO opererer med er blant annet at området inneholder fremstående eksempler som representerer betydningsfulle pågående økologiske og biologiske prosesser i utviklingen av terrestriske, ferskvanns eller marine økosystem og samfunn av planter og dyr. Målet for arbeidet til Lofoten-kommunene er at det fattes vedtak på om at Lofoten skal innlemmes i Unescos verdensarvliste under det 34. møte i World Heritage Committee. Dette er et eksempel på bevaringsverdi knyttet til Lofoten og omkringliggende marine områder, uten at denne dermed kan verdsettes.

5.5 Sammendrag av de ulike verdiene

I Tabell 8 og Tabell 9 presenteres henholdsvis direkte og indirekte bruksverdier for det marine miljøet i studieområdet, Nordland. I og med at alle de direkte bruksverdiene er innhentet på samme måte, nemlig som bruttoprodukt velger vi å summere disse til en total nåverdi på i overkant av 158 mrd. Som nevnt er dette sannsynligvis et underestimat av den totale økonomiske bruksverdien fordi konsument overskuddet ikke er forventet inkludert i tallet (i tillegg til at en rekke miljøeffekter forbundet med viktige fiskebestander heller ikke er inkludert).

Tabell 8. *Direkte bruksverdier i mill kr, årlig og neddiskontert fremtidig verdi, målt som bruttoprodukt basert på 2004 tall og inflasjonsjustert til januar 2008 kroner.*

Vare/Tjeneste	Monetær verdi per år	Nåverdi for all fremtid	Vurdering
Reiseliv	3 714	92 850	Usikker
Fiskeri/oppdrett	1 665	41 620	Underestimat
Videreforedling marine produkter	965	24 125	Underestimat
TOTALT	6 344	158 595	

En diskonteringsrate på 4% er benyttet

Når det gjelder de indirekte bruksverdiene og eksistensverdiene, så er disse skilt ut i Tabell 9, fordi disse verdiene er av såpass forskjellig opprinnelse og basert på ulik metodikk i forhold til det som er presentert for direkte bruksverdier. Det er videre store forskjeller i metode og mål anvendt på de ulike indirekte bruksverdiene og eksistensverdiene. Tabell 9 viser også at det er stor forskjell på hvordan vi vurderer statusen til de ulike verdimålene. Vi velger derfor ikke å aggregere disse størrelsene, slik vi har gjort for de direkte bruksverdiene.

Tabell 9. *Indirekte bruksverdier og eksistensverdier i mill kr, årlig og neddiskontert fremtidig verdi, i januar 2008 kroner.*

Vare/Tjeneste	Monetær verdi per år	Nåverdi for all fremtid	Metode/mål	Vurdering
Rekreasjon	3 200	80 000	Implisitt verdi (KO ¹)	Usikker
Sirkulasjon av næringsstoffer	253 - 15 823	6 329 - 395 579	Alternativ rensing	Spekulativ
Håndtering av avløp	195	4 875	Alternativ rensing	Akseptabel
Gass og klima-Regulering	884	22 100	Beregnet CO ₂ lagringsverdi (KO og PO ²)	Underestimat
Habitat	112 300	2 807 500	Overført rehabiliteringsverdi (KO)	Spekulativ
Eksistensverdier	352	8 800	Betalingsvillighet (KO)	Underestimat

¹Måler konsumentoverskudd (KO)

²Måler produsentoverskudd (PO)

5.6 Noen kritiske momenter

I denne analysen har vi ikke vurdert ringvirkninger av den aktivitet som det marine miljø skaper. Det har imidlertid blitt vist til at økonomisk aktivitet skaper ringvirkninger i form av tjenesteyting både i privat og offentlig regi (SSB sine makro økonomiske modeller). Til tross for at ringvirkninger ikke er videre relevante i en økonomi med noenlunde full utnyttelse, vil konjunkturrendringer over tid medføre at slike forhold kan spille en viktig rolle, spesielt i samfunn med begrensede alternativer.

Videre må det bemerkes at fiskeriaktivitet i Norge har historisk blitt regulert ut fra en rekke politisk bestemte målsettinger, deriblant sikring av bosetting og sysselsetting langs norskekysten. Maksimal verdiskaping slik målt i denne studien har dermed ikke vært eneste kriterium for regulering. En mer riktig veiing av verdiene forbundet med det marine miljø vil i så måte inkludere disse verdiene som politisk har vært sett på som ønskelig. Studier av ressursrente i fiskeriene slår også dette fast, der det vises til at reorganisering av næringen vil medføre økt verdiskaping og ressursrente. Denne type tenkning gjelder også for oppdrett, til tross for at myndighetsregulering i denne bransjen har vært langt mindre begrensende på den økonomiske organiseringen av næringen i senere år.

6. TEV i norske marine miljøer – noen kunnskapsbehov

Arbeidet med denne rapporten har ført til en erkjennelse av en rekke kunnskapsbegrensninger, både på vegne av forfatterne og faget eller fagene. At dette emnet i stor grad ligger i skjæringsfeltet mellom natur- og samfunnsvitenskap er helt klart. Spesielt vil samarbeid mellom økonomer og økologer som er vant til å jobbe i dette skjæringsfeltet være fruktbart med hensyn på å besvare noen av de mange spørsmål som oppstår i et arbeid rettet mot å verdsette et spesifikt havmiljø.

For å starte med de direkte bruksverdiene er det klart at konsumentoverskuddet er, gitt at det ikke eksisterer prisdifferensiering, i stor grad ukjent. For å identifisere denne ofte betydelige verdien må etterspørselsfunksjonene til konsumentene identifiseres. Når det gjelder de indirekte bruksverdiene er konsumentoverskuddet ofte inkludert i verdiene som identifiseres, men disse verdiene er til gjengjeld ofte mindre sikre. Her er det for det første usikkerhet med hensyn på det økologiske. Kvalitative marine økosysteminteraksjoner av betydning for sirkulasjon av næringsstoffer, gass og klimaregulering er til dels kjent, men mange viktige kvantitative mål er mindre kjent. Viktigheten av marine organismer med hensyn på habitat, resiliens og regulering av forstyrrelse og skade er lite kjent, og det virker sannsynlig at mer kunnskap vil identifisere flere viktige elementer som vi i dag ikke kjenner til. Dette kunnskapshullet gjelder også biodiversitet generelt i det marine miljø.

I Norge har vi erfaring fra fredning av kulturminner, men også fredning av kulturmiljø, slik som eksempelvis fiskeværet Sør-Gjæslingan i Nord-Trøndelag. Slik fredning er basert på at dette kulturmiljøet har en verdi som gjør det verdt å ta de kostnader fredning eventuelt medfører. En mer økonomisk inngående forståelse av disse verdiene og identifisering av eventuelle kostnader og gevinster er av interesse med hensyn på områder som Lofoten-Vesterålen som besitter kulturaktiviteter som har pågått i mange hundre år, og som fortsatt pågår. I denne forbindelse oppstår også spørsmål om disse områdene besitter spesielle forsknings- og undervisningsverdier. Dette gjelder med hensyn på både kulturmiljø og naturmiljø.

Opsjonsverdier er også lite kjent for det marine miljø. I det hele tatt er det gjort lite studier av de økonomiske verdiene som ligger i bioprospektering i havet. Andre mulige opsjonsverdier bør også i større grad identifiseres.

Norsk politikk når det gjelder fiskeriregulering og regulering av oppdrettskonsesjoner er med på å bestemme hvor store verdier som tas ut av havet. Her er det ofte en rekke avveininger tilstede. Studier som viser de verdier som på bærekraftig vis er *potensielt* mulige å hente opp er av interesse for å identifisere alternativ kostnadene forbundet med politiske mål. Videre vil slike studier kunne identifisere avveininger mellom ulike aktiviteter og mål, og illustrere opsjonsverdier ved ulik forvaltning.

Videre er det klart at det er et stort hull med hensyn på eksistensverdier for slike havmiljø. Det er veldig uklart hvordan disse størrelsene er i forhold til direkte bruksverdier. Her oppstår også et spørsmål om det er tilstrekkelig å studere norske eksistensverdier, eller om dette området er viktig i en større målestokk, også utenfor landets grenser.

For å følge en mer tradisjonell og akseptert verdsettingsmetodikk bør en spesifikk miljøendring eller risiko for en slik endring identifiseres for Lofoten-Vesterålen, og følgene av denne endringen bestemmes og kvantifiseres. Ut fra dette kan verdiene forbundet med betalingsvillighet for å unngå en slik endring bestemmes.

Vår analyse i denne rapporten er statisk og geografisk begrenset. Både økologien og økonomien er imidlertid dynamiske enheter med både romlige og temporale interaksjoner, og innlemming av dynamiske elementer i en verdsettingsanalyse er essensielt for i større grad å fange opp de faktiske forhold.

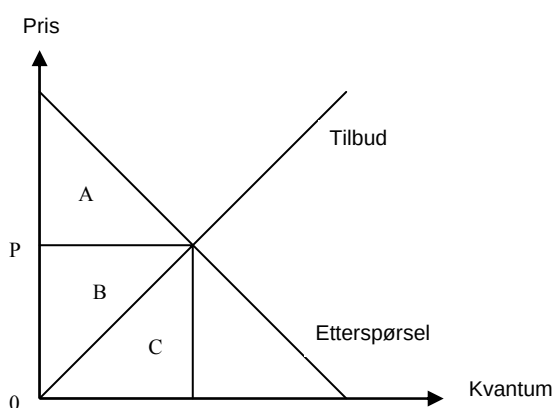
Den begrensede naturvitenskapelige kunnskapen gjør videre verdsetting vanskelig og usikker. Vi mener imidlertid at identifisering av de verdier som er kjent i dag er viktig, og videre arbeid med å identifisere mulige verdier i fremtiden er essensiell for å sikre seg mot at disse verdiene forsvinner som resultat av mangel på kunnskap om deres eksisterende eller potensielle verdi for samfunnet.

Appendiks 1. Økonomisk teori og verdsetting

I det følgende presenterer vi hvordan verdier i en Total Økonomisk Verdi (Total Economic Value – TEV) analyse kan innpasses med standard økonomisk verdiforståelse. Vi viser hvordan bruttoproduktet som vi benytter som målparameter for direkte bruksverdier passer inn i standard tilbuds- og etterspørselssammenhenger. Videre viser vi hvordan de positive eksterne effektene som er grunnlaget for noen indirekte bruksverdier identifiseres i slike samfunnsøkonomiske sammenhenger. Tilsvarende gjøres også for økosystemgoder og tjenester, samt eksistensverdier.

Direkte bruksverdier

I økonomisk teori forventes som regel at etterspørselen er avtagende i pris på etterspurt vare, mens tilbudet er økende, slik vist i Figur A1. Kvantum omsatt i markedet vil bestemmes av etterspørsel lik tilbud, med resulterende likevektspris, P (se Figur A1). I denne sammenheng betaler konsumentene pris multiplisert med kvantum, eller arealene B og C i Figur A1. Dette er omsetningsverdien. Imidlertid er konsumentene villig å betale mer enn dette, nemlig også arealet A, som kalles konsumentoverskuddet. Produsenten mottar omsetningsverdien, men må selv betale produksjonskostnadene som er arealet under tilbudskurven, C.



Figur A1 Konsument og produsent overskudd, omsetning og bruttoprodukt i et marked i likevekt

Produsentoverskuddet blir dermed arealet B. Konsument- og produsentoverskuddet; A og B, er det samfunnsøkonomiske overskuddet, som er det man fra et samfunnsøkonomisk ståsted

ønsker å maksimere. I prinsippet er det denne verdien vi vil være interessert i uttrykke for havområdene i Lofoten-Vesterålen. Dette er imidlertid verdier som ikke alltid er like tilgjengelige.

Summen av B og C er markedsverdien i Figur A1, og B kan dermed beregnes om man kjenner kostnadene. A kan imidlertid kun uttrykkes dersom man kan beskrive etterspørselsfunksjonene til konsumentene eller kjenner konsumentenes verdsetting utover det som kommer til uttrykk i markedspriser. Slik tegnet i Figur A1 er C like stor som A, men det er intet som skulle tilsi at dette trenger å være tilfellet. Det kan heller tenkes at når man går mot lavere kvantum av godet så går verdsettingen av denne varen mot uendelig, eller i alle fall mot en veldig høy pris.

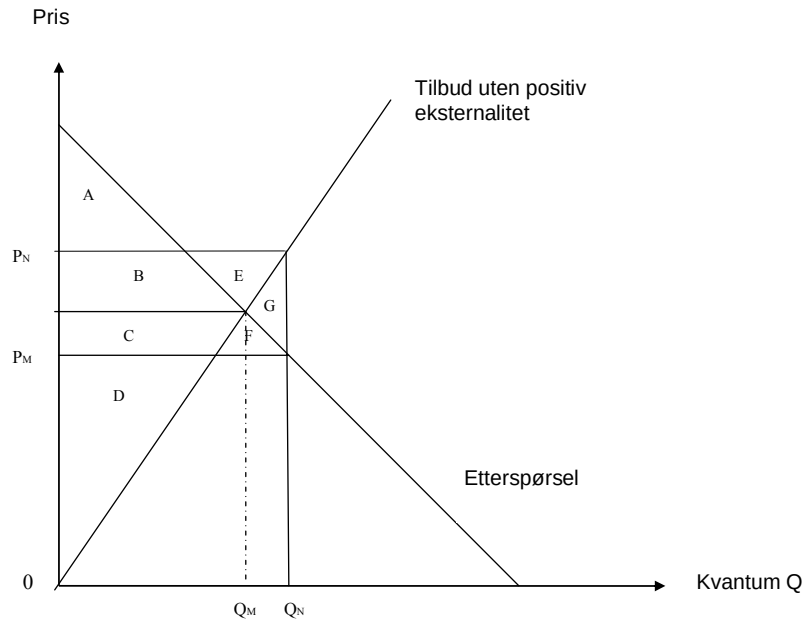
Bruttoprodukt eller verdiskaping som brukes som mål i nasjonalregnskapet, og som vi benytter i analysen av direkte bruksverdier for Lofoten/Vesterålen, er imidlertid ikke beskrevet av verken A, B eller C i Figur A1. Bruttoproduktet er markedsverdi minus produktinnsats. I termene over er det omsetningen (B pluss C) minus kostnadene forbundet med vareinnsats. Altså vil bruttoproduktet utgjøre B pluss en del av C.

For de direkte bruksverdiene fra havet utenfor Lofoten-Vesterålen som det eksisterer målinger for, vil vi benytte bruttoprodukt som verdimål. I appendiks 2 beskrives imidlertid en rekke andre mulige verdier.

Indirekte bruksverdier og eksistensverdier

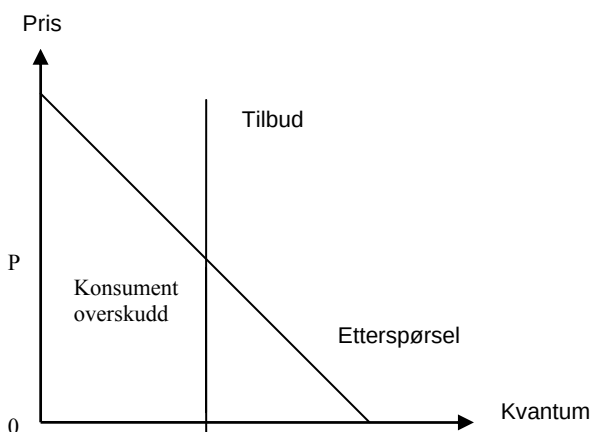
De indirekte bruksverdiene kjennetegnes ofte ved at de er positive eksternaliteter som naturen tilbyr. I Figur A2 behandler vi en slik positiv eksternalitet (for eksempel rensing av fosfor fra avløpsvann) som en subsidie fra naturen (område B+C+E+F+G) som tilbys produsenten²¹. Denne subsidien gjør at det er optimalt for produsenten å produsere mer (Q_N) enn det markedet ville tillatt i fravær av subsidien (Q_M).

²¹ Denne figuren kunne også alternativt tegnes opp med to tilbudskurver; en med internalisert positiv eksternalitet, og en som beskriver tilbudet slik produsenten opplever det uten å måtte betale for den positive eksternaliteten. Resultatet blir det samme.



Figur A2. Produsent- og konsument overskudd når en positiv eksternalitet er tilstede.

Konsumentoverskuddet uten den positive eksternaliteten er $A+B$ og produsentoverskuddet er $C+D$. Med naturens subsidie økes konsumentoverskuddet med $C+F$, og produsentoverskuddet med $B+E$, altså hele naturens subsidie med unntak av området G . Merk at dersom vi måler hele subsidien fra naturen som den verdien naturen tilbyr, så overestimerer vi tilskuddet til konsument- og produsentoverskuddet med området G .



Figur A3. Konsumentoverskudd som fremkommer av eksistensverdier i et naturmiljø.

I Figur A3 vises en annen form for konsumentoverskudd som eksempelvis naturmiljøer tilbyr. Herunder kan tenkes generelt naturmiljøet i Lofoten/Vesterålen, eller mer spesielt

dypvannskorallrev i disse farvann. Tilbudet er en gitt mengde, hvor reduksjon i dette tilbudet gir tap av konsumentoverskudd. Noe av dette konsumentoverskuddet kunne være eksistensverdier, altså verdsetting av pur eksistens (eksempelvis dypvannskorallrev), mens noe kan også være relatert til bruk hvor det ikke fins noe marked (rekreasjonstjenester langs kysten).

Forskjellen mellom tilfellene i Figur A2 og Figur A3 er at førstnevnte er et markedssystem, mens sistnevnte er et naturgode som ikke nødvendigvis kan stykkes opp og omsettes i et marked.

Appendiks 2. Om verdier for en del ulike goder og tjenester fra havet utenfor Lofoten/Vesterålen

Reiseliv

SSB beregner jevnlig brutto produktet (verdiskapingen) innenfor hver næring på fylkesnivå. Reiselivsnæringene defineres ofte som hotell og restaurant, samt transport. Næringsnivået en opererer på er relativt aggregert. For eksempel vil transport omfatte både rutegående transport til lands, vanns og i lufta, rørtransport, reisebyråtjenester og reisearrangører. For å ta høyde for at reiselivet er sammensatt av flere undernæringer som er definert under ulike hovednæringer har SSB også laget et såkalt satelittregnskap for turisme. Dette tar utgangspunkt i turistets etterspørsel og antall turister, og opererer med omsetningstall. Problemet er at et slikt satelittregnskap bare beregnes for enkelte år, og det nyeste regnskapet er for 2002.

Den mest omfattende bedriftsdatabasen i Norge er Proff Forvalt, som bygger på Brønnøysund registrene sine bedriftsdata. Her framkommer bedriftene sin omsetning, driftsresultat og varekjøp. Formelt sett skal omsetning minus varekjøp tilsvare en bedrifts brutto produkt (verdiskaping). Tallene i Tabell A1 for varekjøp er imidlertid svært lave, og det er et spørsmål hva bedriftene her har definert som varekjøp.

Tabell A1 og A2 gir en oversikt over data på økonomisk aktivitet i reiselivsnæringene i Nordland, som er alternativer til de vi har valgt å anvende og som er gitt i Tabell 3.

Tabell A1 Omsetning (produksjon) og verdiskaping (brutto produkt) innenfor reiselivet i Nordland, mill kr, faste priser (2008)

	Satelittregnskap turisme (SSB) 2002	Proff Forvalt 2006
Brutto produkt (verdiskaping)	2.840	10.075 ¹
Produksjon (omsetning)	7.085	10.715

¹ Det hefter stor usikkerhet med hensyn på dette tallet, da det inkluderer en rekke elementer som ikke nødvendigvis er reiseliv, eksempelvis transport.

Kilde: SSB, Proff Forvalt

Tabell A2 *Etterspørselsbasert beregning av økonomisk aktivitet i reiselivsnæringene i Nordland, omsetning, mill kr, faste priser (2008)*

<i>Region</i>	<i>Mill kr</i>
Lofoten	665
Vesterålen	450
Narvik	630
Bodø	1245
Fauske	540
Mo/Nesna/Sandnessjøen	835
Mosjøen	340
Brønnøysund	225
Nordland fylke	4.930

Kilde: Nordland Fylkeskommune 2006

Fiske, fangst og oppdrett

Under presenteres en del ulike mål for verdier innen fiske, fangst og oppdrett.

Bruttoprodukt

Bruttoproduktet innen fiske, fangst og oppdrett i nasjonalregnskapet var i 2004 på i overkant av 1,5 mrd kroner i Nordland fylke (SSB). Dette omfatter ikke bearbeiding osv. Det neddiskonterte bruttoproduktet av dette for all fremtid, under forutsetning at 2004 nivået er hva man kan forvente også i fremtiden, er 38.9 mrd kroner, gitt en diskonteringsrate på 4%.

Omsetning fiske og fangst

Førstehandsverdien av all høsting fra havet utenom oppdrett utgjør for 2006 kr 2.402.298.000 (Fiskeridirektoratet)²². Den neddiskonterte nåverdien av dette for all fremtid, under forutsetning at 2006 nivået er hva man kan forvente også i fremtiden, er 60 mrd kroner, gitt en diskonteringsrate på 4%.

Den totale førstehandsverdien av hyse, torsk og sild i 2006 var på 6.3 mrd kroner, og gitt at de produktive områdene i Lofoten-Vesterålen spiller en viktig rolle i disse tre bestandenes

²² Det kan nevnes at førstehandsverdien av Lofotfisket alene utgjorde i 2006 543 mill kroner, men dette omfatter kun fiske av torsk i en begrenset del av året (Fiskeridirektoratet).

livssyklus, så kan man postulere at noe av denne verdiskapningen, i tillegg til den del av verdiene som oppstår ved fangst i disse farvannene, også hefter ved dette geografiske området.

Ressursrente fiske og fangst

En alternativ verdi som kunne studeres er ressursrenten som fangsten på de ulike fiskebestandene skaper. Steinshamn (2005) presenterer beregninger av total ressursrente i norsk fiske i 2002. For fiskeflåtens fiskeriaktivitet finner han en eksisterende ressursrente på kroner 753491 i 2002, men et potensial for en ressursrente på nesten 7.3 mrd kroner. Siden 2002 har det skjedd en vesentlig effektivisering innen norsk fiskeflåte, slik at ressursrenten kan forventes å være økt, dog ikke i nærheten av Steinshamns (2005) potensielle rente, da denne forutsetter at det ikke er noen hindringer for effektivisering i flåten.

Omsetning oppdrett

Verdi av slaktet oppdrettsfisk og skjell i Nordland var i 2006 NOK 3.773.624.000 (Fiskeridirektoratet). Dette, gitt forutsetningen at 2006 nivået er hva man kan forvente også i fremtiden, gir en neddiskontert bruttoverdi på 94 mrd kroner, med en diskonteringsrate på 4%.

Disse tallene summert med omsetningstallene for fiske og fangst utgjør altså summen av bruttoproduktet, presentert for fiske, fangst og oppdrett, og kostnadene, og er dermed adskillig høyere enn bruttoproduktet (se Tabell A3).

Tabell A3. Ulike mål på direkte bruksverdier i relevante næringer (mill kr).

Næring:	Bruttoverdi Nordland (2004) ¹	Neddiskontert bruttoverdi ²	Førstehandsverdi Nordland (2006) ³	Neddiskontert førstehands nåverdi ²
Fiskeri	1 555	38 875	2 402	60 057
Oppdrett			3 774	94 341

¹Kilde: SSB

²Diskonteringsrate på 4% er benyttet.

³Kilde: Fiskeridirektoratet

Foredling av marint råstoff

Tabell A4 gir en oversikt over bedrifter innenfor marin bioteknologi i Nord-Norge i 2006. Listen er ikke uttømmende.

Tabell A4 *Bedrifter innenfor marin bioteknologi i Nord-Norge, 2006*

<i>Bedrift</i>	<i>Ansatte</i>	<i>Omsetning (mill kr)</i>	<i>Lokalisering</i>
Biotec Pharmacon	31	81,3	Tromsø
Probio Nutraceuticals	17	72	Tromsø
- Probio Nutra Forte (Leknes)	42	(23,5)*	Leknes
- Probio Båtsfjord	10	(0,5)*	Båtsfjord
Maritex	16	8,5	Bodø
Uniq Marine Biotec	4	1,5	Sortland
EXIMO	3	2,05	Tromsø
Lytix	3	0,3	Tromsø
Olivita	3	2,5	Tromsø
Nordomega	2	4,7	Bodø
Vikholmen Biomarine	9	6,5	

* dette er produksjonsselskap som leverer til morselskapet Probio Nutraceuticals, som selger produktene

Tar en utgangspunkt i bedriftene som er lokalisert i Nordland så hadde de en samlet omsetning på ca 45 mill kr i 2006. Ser en hele landsdelen under ett blir omsetningen på nesten 180 mill kr.

Avfallshåndtering

Desto strengere rensekravene for avløpene er jo høyere vil rensekostnadene være. Ved å bruke tall fra SSB (KOSTRA) kan vi hente inn data på kostnader ulike kommuner har på vann og avløp. Ved å sammenligne kommunene i Lofoten og Vesterålen med landsgjennomsnittet eller kommuner andre steder i landet med samme størrelse (størrelsen på mengden avløpsvann), men med mindre gunstige resipienter (f eks Skagerrak) er det mulig å komme fram til estimat på hvilken verdi gode resipienter kan ha for det kommunale systemet. Slike sammenligninger tar imidlertid ikke hensyn til at kostnadene knyttet til rensing av avløpsvann også avhenger av hvor gammelt renseanleggene er, hvor mange renseanlegg en kommune har, etc.

I tabell A5 sammenligner vi de kommunale årsgebyrene for avløpstjenesten i kommunene i Lofoten og Vesterålen md gjennomsnittet for Nordland og landet.

Tabell A5 Årsgebyr per hushold for avløpstjenesten i kommuner i Lofoten og Vesterålen, gjennomsnitt for Nordland og landet, kroner, faste priser (2008)

Kommune/region	Årsgebyr for avløpstjenesten, kr
Andøy	1795
Bø	3300
Flakstad	2640
Hadsel	2660
Moskenes	1470
Røst	1645
Sortland	2645
Vestvågøy	945
Værøy	1905
Vågan	2050
Øksnes	2290
Gjennomsnitt kommuner i Nordland	2075
Gjennomsnitt landet	2640

Om vi antar at det i snitt bor 2 personer i hvert hushold, blir det 118.410 hushold i Nordland fylke. I forhold til landsgjennomsnittet har hushold i Nordland lavere kostnader til avløpstjenesten, og forskjellen utgjør 565 kroner. Samlet blir det 66,9 mill kroner.

Referanser

- Anker-Nilssen, T. 2006. The Avifaunal Value of the Lofoten Islands in a World Heritage Perspective. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway.
- Anon. 2005a. Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). St. meld.nr 8. Kongelige miljøverndepartement.
- Anon. 2005b. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Finansdepartementet.
- Arico, S., and C. Salpin. 2005. Bioprospecting of genetic resources in the deep seabed: scientific, legal and policy aspects. United Nations University - Institute of Advanced Studies (UNU-IAS) Report.
- Barbier, E. B., and I. Strand. 1998. Valuing mangrove-fishery linkages. *Environmental and resource economics* **12**.
- Beaumont, N., and R. Tinch. 2003. Goods and Services of Marine Benthic Biodiversity. CSERGE working paper, ECM **03-14**.
- Beaumont, N., M. Townsend, S. Mangi, and M. C. Austen. 2006. Marine Biodiversity. An Economic Valuation.
- Bergstrom, J. C., J. R. Stoll, J. P. Titre, and V. L. Wright. 1990. Economic value of wetlands-based recreation. *Ecological Economics* **2**:129-147.
- Bishop, R. C. 1982. Option value: an exposition and extension. *Land Economics* **58**:1-15.
- Botsford, L. W., J. C. Castilla, and C. H. Peterson. 1997. The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science* **277**(5325):509-515.
- Breaux, A. 1995. Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment: An Economic Benefit Analysis. *Journal of Environmental Management* **44**:285-291.
- Chee, Y. E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* **120**:549-565.
- Christensen, I. 1988. Distribution, movements and abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in Norwegian coastal waters, 1982-1987, based on questionnaire survey. *Rit. Fiskideildar* **11**:79-88.
- Clarkson, R., and K. Deyes. 2002. Estimating the Social Cost of Carbon Emissions. Government Economic Service Working Paper 140, DEFRA, London.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. S. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. M'Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**:253-260.
- Creedy, J., and A. D. Wurzbacher. 2001. The economic value of a forested catchment with timber, water and carbon sequestration benefits. *Ecological Economics* **38**:71-83.
- Croitoru, L. 2007. Valuing the non-timber forest products in the Mediterranean region. *Ecological Economics* **63**:768-775.
- Dale, T., F. Rey, and B. R. Heimdal. 1999. Seasonal developments of phytoplankton at a high latitude oceanic site. *Sarsia* **84**:419-435.
- Danielsen, F., M. K. Sørensen, M. F. Olwig, V. Selvam, F. Parish, N. D. Burgess, T. Hiraishi, V. M. Karunakaran, M. S. Rasmussen, L. B. Hansen, A. Quarto, and N. Suryadiputra. 2005. The Asian Tsunami: A Protective Role for Coastal Vegetation. *Science* **310**:643.
- Danielsson, Á. 2005. Methods for Environmental and Economic Accounting for the Exploitation of Wild Fish Stocks and their Applications to the Case of Icelandic Fisheries. *Environmental and Resource Economics* **31**:405-430.
- De Groote, H., O. Ajuonu, S. Attignon, R. Djessou, and P. Neuenschwander. 2003. Economic impact of biological control of water hyacinth in Southern Benin. *Ecological Economics* **45**:105-117.
- Derous, S., T. Agardy, H. Hillewaert, K. Hostens, G. Jamieson, L. Lieberknecht, J. Mees, I. Moulart, S. Olenin, D. Paelinckx, M. Rabaut, E. Rachor, J. Roff, E. Stienen, J.

- Tjalling van der Wal, V. van Lancker, E. Verfaillie, M. Vincx, J. M. Węśławski, and S. Degraer. 2007. A concept for biological valuation in the marine environment *Oceanologia* **49**:99-128.
- Folke, C., M. Hammer, and A.-M. Jansson. 1991. Life-support value of ecosystems: a case study of the Baltic Sea Region. *Ecological Economics* **3**:123-137.
- Freiwald, A., J. H. Fosså, A. Grehan, T. Koslow, and J. M. Roberts. 2004. Cold water coral reefs: out of sight - no longer out of mind. UNEP-WCMC, Camebridge, UK.
- Getzner, M., C. L. Spash, and S. Stagl 2005. *Alternatives for Environmental Valuation*. Routledge, UK.
- Gilbert, A. J., and R. Janssen. 1998. Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. *Ecological Economics* **25**:323-346.
- Grafton, R. Q. 1996. Individual transferable quotas: theory and practice. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **6**:5-20.
- Grafton, R. Q., T. Kompas, and P. Van Ha. 2005. Cod Today and None Tomorrow: The Economic Value of a Marine Reserve. Asia Pacific School of Economics and Government Working Papers 05-7, International and Development Economics
- Greaker, M., P. Løkkevik, and M. A. Walle. 2005. Utvikling i den norske nasjonalformuen fra 1985 til 2004. SSB Rapport nr 3. SSB.
- Green, D. P., D. Kahnemann, and H. Kunreuther. 1994. How the scope and method of public funding affect willingness to pay for public goods. *Public Opinion Quarterly* **58**:49.
- Guo, Z., X. Xiao, Y. Gan, and Y. Zheng. 2001. Ecosystem functions, services and their values - a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics* **38**:141-154.
- Hanley, N., J. F. Shogren, and B. White 1997. *Environmental Economics. Theory and Practice*. MacMillan Press Ltd, London.
- Hawkins, J. P., C. M. Roberts, C. Dytham, C. Schelten, and M. M. Nugues. 2006. Effects of habitat characteristics and sedimentation on performance of marine reserves in St. Lucia. *Biological Conservation* **127**:487-499.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual review of ecology and systematics* **4**:1.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setala, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Hughes, T. P., D. R. Bellwood, C. Folke, R. S. Steneck, and J. Wilson. 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* **20**:380-386.
- Husbø, A., L. Nøttestad, J. H. Fosså, D. M. Furevik, and S. B. Jørgensen. 2002. Distribution and abundance of fish in deep-sea coral habitats. *471*:91-99.
- Kahui, V., and W. R. J. Alexander. forthcoming. A Bioeconomic Analysis of Marine Reserves for Paua (Abalone) Management at Stewart Island, New Zealand. *Environmental and Resource Economics*.
- Kettunen, M., and P. ten Brink. 2006. Value of biodiversity - Documenting EU examples where biodiversity loss has led to the loss of ecosystem services. Final report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium:131pp.
- King, S. E., and J. N. Lester. 1995. The value of saltmarsh as a sea defence. *Marine Pollution Bulletin* **30**:180-189.
- Krutilla, J. A. 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review* **57**:777-786.

- Kumar, M., and P. Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* **64**:808-819.
- Lavelle, P., R. Dugdale, R. Scholes, A. A. Berhe, E. Carpenter, L. Codispoti, A. Izac, J. Lemoalle, F. Luizao, M. Scholes, P. Treguer, and B. Ward. 2005. Ecosystems and Human Well-being. Current State and Trends. in J. Etchevers, and H. Tiessen, editors. Island Press.
- Ledoux, L., and R. K. Turner. 2002. Valuing ocean and coastal resources: a review of practical examples and issues for further action. *Ocean and Coastal Management* **45**:583-616.
- Loomis, J. 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological economics* **33**:103.
- Loomis, J. B., and D. S. White. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* **18**:197-206.
- Lynne, G. D., P. Conroy, and F. J. Prochaska. 1981. Economic valuation of marsh areas for marine production processes. *Journal of Environmental Economics and Management* **8**:175-186.
- MacGarvin, M. 2000. Scotland's secret. Aquaculture, nutrient pollution eutrophication and toxic blooms in W. Scotland, editor.
- Navrud, S., and E. D. Mungatana. 1994. Environmental valuation in developing countries: The recreational value of wildlife viewing. *Ecological Economics* **11**:135-151.
- Navrud, S., and R. Ready. 2007. Review of methods for value transfer. Pages 1-10 in S. Navrud, and R. Ready, editors. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods* Springer, Dordrecht.
- Niskanen, A. 1998. Value of external environmental impacts of reforestation in Thailand. *Ecological Economics* **26**:287-297.
- NIVA. 2006. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder i 2005 in N. i. f. vannforskning, editor.
- Normann, A. K. 2005. Creation of a cluster. Report no SF 12/2005. Norut Samfunnsforskning, Tromsø.
- NOU. 1997. Nytte-kostnadsanalyser. Finansdepartementet, 1997:27.
- NOU. 2005-2006. Integrated Management of the Marine Environment of the Barents Sea and the Sea Areas off the Lofoten Islands. The Royal Norwegian Ministry of the Environment.
- Nunneri, C. 2007. Nutrient emission reduction scenarios in the North Sea: An abatement cost and ecosystem integrity analysis. *Ecological indicators* **7**:776.
- Nyborg, K. 2002. Miljø og nytte-kostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger. Rapport Stiftelsen Frischsenteret for samfunnsøkonomisk forskning.
- OSB. 2002. Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat. . Committee on Ecosystem Effects of Fishing: Phase 1 – Effects of Bottom Trawling on Seafloor Habitats, Division on Earth and Life Studies, National Research Council, Washington DC: National Academy Press. Ocean Studies Board.
- Pearce, D., and R. K. Turner 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Pearson Education Ltd, Great Britain.
- Pearse, D. 1998. Auditing the earth. *Environment* **40**:23-28.
- Perrings, C. 1998. Resilience in the Dynamics of Economy-Environment Systems. *Environmental & resource economics* **11**:503.
- Peterson, C. H., and J. Lubchenco. 1997. Marine ecosystem services. In ed. Daily, G.C. "Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems." Island Press: Washington, D.C.

- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* **307**:321-326.
- Postel, S., and S. Carpenter. 1997a. Freshwater Ecosystem Services. Pages 195-214 in G. C. Daily, editor. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- Postel, S., and S. Carpenter 1997b. *Freshwater ecosystem services*. Island Press, Washington, DC.
- Pugh, D., and L. Skinner. 2002. A new analysis of marine-related activities in the UK economy with supporting science and technology. IACMST Information Document **10**.
- Rausser, G. C., and A. A. Small. 2000. Valuing research leads: bioprospecting and the conservation of genetic resources. *Journal of Political Economy* **108**:173-206.
- Richard, D., T. Asano, and G. Tchobanoglous. 1991. Wastewater reclamation costs and water reuse revenue. *Water Supply and Water Reuse: 1991 and Beyond*. Prepared for the American Water Resources Association 1991 Summer Symposium, San Diego, California.
- Ronnback, P. 1999. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove systems. *Ecological economics* **29**:235-252.
- Schneider, V., and R. Alexander. 2002. Economic assessment of the NZ Marine Centre at Portobello, Otago Peninsula. University of Otago, Department of Economics, New Zealand.
- Seidl, A. F., and A. S. Moraes. 2000. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil. *Ecological Economics* **33**:1-6.
- Shrestha, R. K., A. F. Seidl, and A. S. Moraes. 2002. Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models. *Ecological Economics* **42**:289-299.
- Simpson, R. D., R. A. Sedjo, and J. W. Reid. 1996. Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research. *Journal of Political Economy* **104**:163-185.
- Skogen, M. D., W. P. Budgell, and F. Rey. 2007. Interannual variability in Nordic seas primary production. *ICES Journal of Marine Science* **64**:889-898.
- Spurgeon, J. 1998. The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Marine Pollution Bulletin* **37**:373-382.
- Spurgeon, J. P. G. 1992. The economic valuation of coral reefs. *Marine pollution bulletin* **24**:529.
- Steer, D., T. Aseltyne, and L. Fraser. 2003. Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal. *Ecological Economics* **44**:359-369.
- Steinshamn, S. I. 2005. Ressursrenten i norske fiskerier. SNF rapport 06/05. Samfunns-og Næringslivsforskning AS, Bergen.
- Toman, M. 1998. SPECIAL SECTION: FORUM ON VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES: Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* **25**:57-60.
- Torras, M. 2000. The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993. *Ecological Economics* **33**:283-297.
- Turner, R. K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, and S. Georgiou. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* **46**:493-510.
- Turner, S. J., S. F. Thrush, J. E. Hewitt, V. J. Cummings, and G. Funnel. 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries management and ecology* **6**:401.
- Turpie, J. K. 2003. Economic value of terrestrial and marine biodiversity in the Cape Floristic Region: implications for defining effective and socially optimal conservation strategies. *Biological conservation* **112**:233.

- van Beukering, P. J. H., H. S. J. Cesar, and M. A. Janssen. 2003. Economic valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia. *Ecological Economics* **44**:43-62.
- Wilson, M. A., and J. P. Hoehn. 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics* **60**:335-342.
- Zhongmin, X. 2003. Applying contingent valuation in China to measure the total economic value of restoring ecosystem services in Ejina region. *Ecological economics* **44**:345.