



VISTA
ANALYSE

RAPPORT

2016/22

Verdsetting av miljørelatert velferdstap ved oljeutslipp fra skip: Kalkulasjonspriser for samfunnsøkonomiske analyser

Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen, Ståle Navrud, Sofie Skjeflo, Odd Willy Brude

VISTA ANALYSE AS



Kystverket

Dokumentdetaljer

Vista Analyse AS	Rapport nummer 2016/22
Rapporttittel	Verdsetting av miljørelatert velferdstap ved oljeutslipp fra skip
ISBN	978-82-8126-279-9
Forfatter	Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen, Ståle Navrud, Sofie Skjeflo, Odd Willy Brude
Dato for ferdigstilling	10.06.2016
Prosjektleder	Henrik Lindhjem
Kvalitetssikrer	John Magne Skjelvikk
Oppdragsgiver	Kystverket
Tilgjengelighet	Offentlig
Publisert	www.vista-analyse.no
Nøkkelord	Oljeutslipp, verdsetting, velferdstap, kalkulasjonspriser, økosystemtjenester, skipOljeutslipp, verdsetting, velferdstap, kalkulasjonspriser, økosystemtjenester, skip

Forord

Denne rapporten, utarbeidet på oppdrag for Kystverket, er sluttresultatet av et metodisk utviklingsarbeid over flere år med mål å beregne miljørelatert velferdstap ved oljeutslipp fra skip. Kalkulasjonsprisene for dette tapet som presenteres i denne rapporten er ment å brukes i Kystverkets samfunnsøkonomiske analyser for å gi et bedre beslutningsgrunnlag for vurdering og prioritering av regionale og lokale tiltak som bl.a. har som mål å redusere miljørisiko ved skipstransport. Slike tiltak inkluderer blant andre farledsutbedringer og etablering av fiskerihavner. Prisene er basert på spørreundersøkelser (såkalte betalingsvillighetsundersøkelser) blant påvirket befolkning. Denne rapporten presenterer også en metodikk for hvordan prisene så kan anvendes i sammenheng med resultater fra risikoanalyser av tiltak.

Arbeidet har vært gjennomført av Vista Analyse ved Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen, Sofie Skjeflo og Ståle Navrud. I tillegg har Odd Willy Brude fra DNV-GL bidratt i ulike faser av prosjektet, særlig i vurderingen av mulige miljøskader av oljeutslipp fra skip. John Magne Skjelvik fra Vista har vært kvalitetssikrer.

Mange andre kunnskapsmiljøer har også bidratt med sin kompetanse i ulike faser av dette metodeutviklingsprosjektet. I den siste delen av prosjektet, som dokumenteres her, har i tillegg til de ovennevnte, særlig følgende personer bidratt: Geir Systad (Norsk institutt for naturforskning), Bjørn Einar Grøsvik (Havforskningsinstituttet), Maria Loureiro (University of Santiago de Compostela, Spania), John Loomis (Colorado State University, USA), Richard Carson (University of California, San Diego, USA), Magnus Söderberg (Universitetet i Göteborg), Ole Fredrik Ugland, Yvonne Fredriksen og Lars Horsgaard (alle TNS Gallup) og Kjerstin Keller og Tea Eskeland (begge Nano Design).

Øystein Linnestad og Kristin Kvarme Moen har vært Kystverkets kontaktpersoner og har sammen med kollegaer Erik Tvedt, Torunn Østmann, Rune Bergstrøm og Rolf Jørn Fjærbu bidratt med viktig kompetanse og innspill til utredningsarbeidet.

Utredningen er gjennomført uten bindinger og står for utredernes ansvar. Vi takker vår oppdragsgiver og alle øvrige bidragsytere for et godt samarbeid!

Henrik Lindhjem

Prosjektleder

Vista Analyse AS

Innhold

Forord	1
Sammendrag og konklusjoner	5
1. Innledning	11
1.1 Bakgrunn og motivasjon	11
1.2 Formål og avgrensinger	12
1.3 Disposisjon og leseveiledning	13
2. Metode for verdsetting av kalkulasjonspriser	15
2.1 Det samfunnsøkonomiske velferdstapet ved oljeutslipp	15
2.2 Verdsetting ved bruk av betinget verdsettingsmetoden	16
2.3 Veien fram til hovedundersøkelsen	18
2.4 Innsamling av data - overordnet design	20
2.5 Hovedinnhold og oppbygging av spørreskjemaene	21
2.6 Deskriptiv statistikk fra undersøkelsen	40
3. Kalkulasjonspriser.....	50
3.1 Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand.....	50
3.2 Kalkulasjonspriser for miljørelatert velferdstap	56
4. Metode for bruk av kalkulasjonsprisene i samfunnsøkonomiske analyser ...	59
4.1 Innledning – metodiske trinn	59
4.2 Fra risikoanalyse av tiltak til forventede utslipp som gir miljøskade	60
4.3 Fra vurdering av miljøskade til valg av kalkulasjonspris	65
4.4 Beregning av tiltakets årlige og neddiskonterte nytte	71
4.5 Holdbarhet og sensitivitet i resultatene for praktisk bruk	74
5. Eksempler på bruk av kalkulasjonsprisene for vurdering av tiltak.....	80
5.1 Innledning til eksemplene	80
5.2 Farledstiltak i Raftsundet med Molldøra i Nordland	80
5.3 Farledstiltak i innseilingen til Kragerø i Telemark	88
Vedlegg A: Spørreskjemaer.....	95
Vedlegg B: Berørt befolkning for aggregering	96

Vedlegg C: Sensitivitetsanalyser og validitet	98
Vedlegg D: Regneark med kalkulasjonspriser og regneeksempler	104
Referanser	105

Sammendrag og konklusjoner

Utslipp fra skipstrafikk kan forårsake miljøskader langs kysten, som gir velferdstap for dem som berøres direkte eller indirekte. Dette tapet, som særlig består av rekreasjons- og ikke-bruksverdier, kommer i tillegg til kostnader ved for eksempel oljevernaksjoner, materielle skader på skip og last, personskader, og negative effekter for hav- og kystbaserte næringer. Miljøskader ved oljeutslipp har til nå normalt blitt behandlet som ikke-prissatte effekter i analysen. Dette er ofte ikke tilfredsstillende. Denne rapporten dokumenterer et mangeårig metodeutviklingsprosjekt i regi av Kystverket som har hatt som mål å komme fram til kalkulasjonspriser som skal reflektere miljørelatert velferdstap som kan unngås ved lokale og regionale tiltak, som for eksempel utbedringer av farleder. For å beregne dette velferdstapet har vi benyttet en anerkjent metodikk som lar folks preferanser i form av betalingsvillighet for tiltak for å unngå miljøskader komme til uttrykk i en spesialutformet spørreundersøkelse (såkalt betinget verdsetting). Denne metodikken har blitt videreutviklet, tilpasset og grundig testet i løpet av prosjektet. Det har også blitt utviklet en metode som kan koble de beregnede kalkulasjonsprisene med tiltakenes effekt på risiko for utslipp og de miljøskader utslippene medfører. Basert på dette kan en så, i kroner, beregne det forventede årlige velferdstapet som kan unngås ved ulike tiltak. Samfunnsnyttens i form av det neddiskonterte velferdstapet over tiltakets levetid kan så sammenlignes med andre prissatte (og ikke-prissatte) kostnads- og nyttevirkninger av Kystverkets tiltak. Sammen gir dette et bedre og mer helhetlig beslutningsgrunnlag.

Redusert miljørisiko av Kystverkets tiltak har lenge vært ikke-prissatt

Et helt sentralt mål for Kystverkets virksomhet er å «utvikle kysten og havområdene til verdens sikreste og reneste»¹. Størstedelen av etatens tiltak innrettes for å oppnå dette. Viktige steg på veien dit er å redusere risikoen for skipsulykker med utslipp av olje og andre typer drivstoff eller last, samt å sørge for god beredskap for opprydding om en utslippshendelse likevel skulle inntreffe.

I samfunnsøkonomiske analyser av tiltak, som for eksempel farledsutbedringer, har man til nå hatt svært liten kunnskap om det velferdstapet en sparer ved å unngå eller redusere miljøskader fra utslippshendelser fra skip. Det gjelder særlig konsekvenser for naturmiljøet som ikke har markedspriser og dermed er vanskeligere å dokumentere. Ofte behandles slike effekter som ikke-prissatte i analysen. Det er da en fare for at disse effektene tillegges mindre betydning enn de skulle hatt.

Denne rapporten dokumenterer sluttresultatet av et mangeårig metodeutviklingsprosjekt i regi av Kystverket. Prosjektet har hatt som mål å komme fram til kalkulasjonspriser (enhetspriser) som skal reflektere miljørelatert velferdstap ved skipsutslipp, som dermed også er gevinsten ved å unngå utslipp. En kalkulasjonspris er den totale (aggregerte) betalingsvilligheten for å unngå en bestemt miljøskade fra oljeutslipp blant den befolkningen om kan antas å lide et velferdstap av dette.

For å beregne dette velferdstapet har vi benyttet en anerkjent metodikk fra miljøøkonomien som lar folks preferanser i form av betalingsvillighet for tiltak for å unngå miljøskader komme til uttrykk i en spesiell type spørreundersøkelse (såkalt betinget verdsetting). Denne i utgangspunktet modne metodikken har blitt videreutviklet, tilpasset og grundig testet i løpet av prosjektet. Det har også i siste fase av prosjektet blitt utviklet en metode som kan koble de beregnede kalkulasjonsprisene med tiltakenes effekt på

¹ <http://www.kystverket.no/Om-Kystverket/Kva-er-Kystverket/Mal-og-visjon/>

frekvenser (sannsynlighet) for utslipp av ulike typer og størrelser, som er typisk informasjon fra risikoanalysene som gjøres for Kystverkets tiltak. I kombinasjon kan en så beregne det *forventede* velferdstapet i kroner som unngås ved ulike tiltak. Det er nåverdien av denne potensielle årlige gevinsten for samfunnet som så kan sammenlignes med andre prisatte (og ikke-prissatte) kostnads- og nyttevirkninger av Kystverkets tiltak. Sammen gir dette et bedre og mer helhetlig beslutningsgrunnlag.

Formål og avgrensinger

Formålet med denne rapporten er å:

1. Dokumentere i hovedtrekk metoden vi har brukt for å verdsette miljørelatert velferdstap (kalkulasjonspriser) ved oljeutslipp fra skip.
2. Presentere kalkulasjonsprisene som et sett av standardverdier som analytikere kan bruke i samfunnsøkonomiske analyser, der det ikke er tid eller ressurser til å gjøre egne oljedriftsmodelleringer, datainnsamling e.l. utover standard risikoanalyse og miljøvurderinger som ligger i forprosjektanalyser osv.
3. Dokumentere en generell metode for å bruke kalkulasjonsprisene i samfunnsøkonomiske analyser av Kystverkets tiltak.
4. Demonstrere hvordan kalkulasjonsprisene konkret kan brukes i samfunnsøkonomisk analyse av to tiltak.

Velferdstapet inkluderer særlig tap av rekreasjonsverdi og ikke-bruksverdi forårsaket av de effektene utslipp kan ha på hav- og kystmiljøet. Merk at dette tapet kommer i tillegg til kostnader ved oljevernaksjoner, materielle skader på skip og last, personskader, negative effekter for hav- og kystbaserte næringer og evt. andre kostnader ved tiltak og utslipp.

Punktene 1 og 2 omhandler spesielt spørreundersøkelsesmetodikken (den betingede verdsettingsmetoden) og resultatene fra denne. Denne metodikken gir anslag på gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand i ulike områder i Norge, for å unngå ulike miljøskadenivåer fra oljeutslipp (gitt at utslippene skjer). Gjennomsnittlig betalingsvillighet må så kombineres med en vurdering av størrelsen på den befolkningen som berøres av ulike miljøskader, for å komme fram til aggregerte anslag på velferdstap, dvs. kalkulasjonspriser.

Punkt 3 presenterer metodiske steg for hvordan kalkulasjonsprisene kan brukes i samfunnsøkonomiske analyser. Et viktig steg er hvordan en skal kunne si noe om effekten av tiltak på frekvenser (sannsynligheten) for at ulike utslippshendelser vil skje og hvilke miljøskader de vil forårsake. Informasjon om endringer i forventede utslippstørrelser og –typer kan en normalt få fra risikoanalysene som gjennomføres for Kystverkets tiltak. Disse analysene vurderer imidlertid vanligvis ikke miljøskader direkte. Det har derfor parallelt vært arbeidet med en metodikk som kan bygge bro fra resultatene fra typiske risikoanalyser til kalkulasjonsprisene for de ulike miljøskadenivåene vi har beregnet kroneverdier for. Det er det forventede sparte velferdstapet som er relevant i samfunnsøkonomisk analyse – dvs. endring i sannsynlighet (frekvens) for miljøskade(r) multiplisert med kalkulasjonsprisen(e). Siden det er snakk om effekter av tiltak over flere år, sier metoden også noe om hvordan en skal bruke kalkulasjonsprisene over tid, som bør være konsistent med behandling av andre nytte- og kostnadskomponenter.

Det er tenkt at metodikken og kalkulasjonsprisene som anbefales her skal gjelde spesielt for lokale/regionale tiltak, for eksempel farledstiltak og etablering av fiskerihavner, men også enkelte tiltak innenfor lostjenesten og trafikksentraler som virker innenfor regionalt-/lokalt område. Anslagene er i utgangspunktet ikke tenkt for bruk for eksempel i vurdering

av nytten av planer for los, oljevernberedskap osv. Det er fordi vi i utformingen av studien har spurt folk om deres preferanser for å unngå effekter av typiske lokale tiltak.

Dette er en bakgrunnsrapport til Kystverkets reviderte veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Det er naturligvis en del usikkerhet i kalkulasjonsprisene og de er ment å brukes i samfunnsøkonomiske analyser av tiltak der det ikke er ressurser eller tid for å gjøre egen oljedriftsmodellering, miljøskadevurderinger eller annen datainnsamling og verdsetting av skadene for et bestemt tiltak. Vi har gjennomgående lagt oss på relativt konservative antagelser, slik at kalkulasjonsprisene trolig heller er lave enn høye anslag på det velferdstapet som kan bli redusert eller unngås ved tiltak.

Resultater og diskusjon

Velferdstapet er det vi er villige til å oppgi for å unngå miljøskade

Når et oljeutslipp fra et skip inntreffer, vil det påvirke naturmiljøet langs kysten og havet i en periode og i en geografisk utstrekning. Hvor stor skaden blir, hvor lang tid den varer og hvor mange mennesker som påvirkes vil bestemme hvor stort velferdstapet knyttet til utslippet blir. Velferdstapet er i samfunnsøkonomisk forstand det de som påvirkes ville være villige til å oppgi av andre goder og tjenester som gir dem nytte – dvs. betalingsvillighet (som reduserer deres inntekt) for å unngå eller redusere miljøskaden. Det *forventede* velferdstapet av en utslippshendelse er produktet av sannsynligheten for at uhellet skal inntreffe og omfanget av skaden og velferdstapet dersom det skjer. I denne pilotundersøkelsen tar vi ikke stilling til sannsynligheten for utslippshendelser, men forsøker å anslå velferdstapet, gitt at skader av ulike omfang har skjedd.

Betinget verdsetting er en velprøvd og godt egnet metodisk tilnærming

Det er bare metoder som baserer seg på at folk uttrykker sine preferanser i spørreundersøkelser som kan verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier. I slike undersøkelser konstruerer man et hypotetisk marked for et miljøgode, og spør et utvalg av befolkningen om deres betalingsvillighet for en nøye spesifisert endring i mengden eller kvaliteten av dette, som et visst program/tiltak vil gi. Betinget verdsettingsmetoden, der folk blir spurt direkte om sin betalingsvillighet, er valgt fordi den er mest velprøvd og har blitt brukt internasjonalt i forbindelse med kjente utslippshendelser (med Exxon Valdez som den mest profilerte).

Utforming av undersøkelsen basert på representative utslippscase langs kysten

Fem konkrete, representative, generiske utslippscase ble valgt for å dekke leder langs hele norskekysten (ved Hvaler i Østfold, utenfor Kristiansand i Vest Agder, ved Fedje i Hordaland, ved Rørvik i Nord-Trøndelag, utenfor Tromsø i Troms). For hvert utslippscase, ble oljedriftsmodellering og miljøskadevurderinger gjennomført for fire utslippsnivåer og –typer for å dekke sannsynlige utslippshendelser. Utslippsstørrelser og –typer var de samme for alle utslippscase, men de resulterende miljøskadene noe ulike. Miljøskadeinformasjonen ble forenklet og presentert for respondentene i en miljøskadetabell bestående av fire alvorlighetsgrader: fra liten til svært stor skade. Skader vi vet folk er spesielt opptatt av ble vektlagt. Denne informasjonen ble kombinert med bilde- og kartmateriale for å illustrere de ulike skadene og hvilke ressurser som vil bli påvirket. Dette ble så satt inn i et nøye utformet og testet spørreskjema der poenget var å komme fram til folks realistiske avveininger mellom ulike miljøskadenivåer og hvor mye de maksimalt er villige til å ofre av inntekt for å betale en skatt som kan finansiere tiltak som med sikkerhet unngår hvert av skadenivåene. Regionalt definerte utvalg av respondenter fikk presentert utslippscaset som lå nærmest deres bosted.

Internettbasert undersøkelse med god svarprosent høsten 2016

Spørreundersøkelsen ble gjennomført på TNS Gallups internettpanel i september og oktober 2016, med pilottesting vinteren 2016. Totalt antall svar for fem regionsutvalg i hovedundersøkelsen var på rundt 5500, med en svarprosent på 45-50 (prosentandel fullstendige svar av totalt utsendte mailinvitasjoner). Median svartid på undersøkelsen var ca. 15 minutter, som viser at respondentene har brukt tid på å vurdere sine svar.

Gjennomsnittlig betalingsvillighet øker med skadestørrelsen

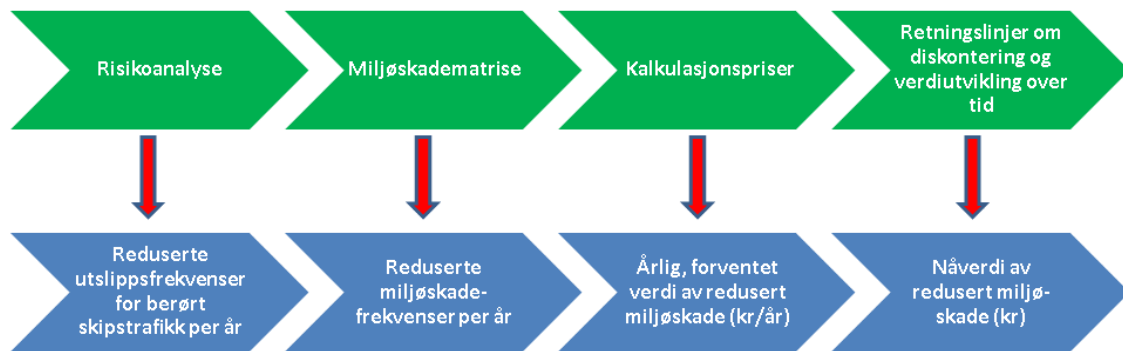
Svarene på undersøkelsen viser at de aller fleste mener det betyr noe for dem og deres husholdning å unngå miljøskader fra oljeutslipp. Det absolutt største andelen (rundt 80prosent) av respondentene oppgir positiv betalingsvillighet. Det er en lav andel som svarer «null» eller «vet ikke» av grunner som kan tyde på at de «protesterer» på avveiningen de blir bedt om å gjøre eller at de synes det er vanskelig. Dette er en indikasjon på at de fleste har tatt spørsmålet om betalingsvillighet seriøst. Folk indikerer at de er opptatt av å unngå skader både for sin egen bruk av kysten og fordi de generelt er opptatt av å bevare kystmiljøet selv om de ikke bruker det selv (ikke-bruksverdi). Samtidig som folk er opptatt av å unngå skader, oppgir de likevel edruelige beløp i betalingsvillighet hvis en sammenligner med mange andre utgifter en husholdning har. Gjennomsnittlig betalingsvillighet som et engangsbeløp per husstand varierer mellom ca. 600 2015-kroner for å unngå den lille skaden til kr 2200 for den svært store skaden, avhengig også av regionsutvalg. Høyere betalingsvillighet for de større skadene er igjen et tegn på at respondentene har vurdert problemstillingen seriøst og at undersøkelsen har fungert godt. Betalingsvilligheten er noe høyere i Nord-Norge enn resten av Norge. Vi har derfor valgt å dele Norge i to i beregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet for fylker innenfor Nord-Norge og resten av Norge.

Kalkulasjonspriser for å unngå de fire miljøskadenivåene for tiltaksfylker langs kysten

For å komme fram til total betalingsvillighet (kalkulasjonspris) for de ulike skadenivåene må en kombinere den gjennomsnittlige betalingsvilligheten på fylkesnivå ovenfor med en vurdering av antall berørte husstander. Det var en praktisk tilnærming i utgangspunktet å anta i utforming av utvalgene at de fleste respondentene i hovedsak har preferanser for å unngå skader innenfor egen region. Samtidig er det slik at de større utslippene og miljøskadene påvirker områder utenfor de forhåndsdefinerte landsdelene rent fysisk, og gir velferdstap blant folk også utenfor de umiddelbare nærområdene eller fylkene som påvirkes av utslippet. For hvert kystfylke («tiltaksfylke») har vi gjort en skjønnsmessig vurdering av hvilke fylker som vil oppleve velferdstap for de ulike miljøskadestørrelsene. Vi har så beregnet kalkulasjonspriser utifra gjennomsnittlig betalingsvillighet for hver av de to hovedregionene og antall husholdninger i de antatt berørte fylkene. For hvert tiltaksfylke langs kysten har vi så kommet fram til kalkulasjonspriser for de fire skadenivåene som uttrykker total betalingsvillighet for å unngå hvert av disse. Kalkulasjonsprisene varierer mellom 160 millioner 2015-kroner for liten skade i mindre befolkede områder til opp mot 2,5 milliarder 2015-kroner for å unngå en svært stor skade i høyt befolkede områder i og rundt Oslofjorden.

Metodiske trinn for å bruke kalkulasjonsprisene i samfunnsøkonomiske analyser

For å kunne bruke kalkulasjonsprisene, må vi ha informasjon om effekten av ulike tiltak på sannsynlighet (frekvens) for kollisjoner og grunnstøtinger som gir utslipp og hvordan utslipp i sin tur gir miljøskader. Omfang av miljøskader som unngås ved tiltak kan så kobles med de miljøskadenivåene vi har beregnet kalkulasjonspriser for. De metodiske trinnene fra effekt av tiltak til beregnet nåverdi av nytten av tiltak i kroner er vist i Figur A.



Figur A Trinn i bruken av kalkulasjonsprisene for beregning av prissatt nytte av et tiltak

Bro mellom effekt av tiltak og kalkulasjonspriser

Koblingen mellom endring i utslipp og sannsynlige miljøskader gjøres normalt ikke i standard risikoanalyser (fra første til andre blå pil fra venstre i figuren). For å bygge broen fra utslipp til miljøskader som kan kobles med våre kalkulasjonspriser, har vi utviklet en praktisk metodikk (kalt «miljøskadematrixe» i figuren). Metodikken er blitt utarbeidet i samarbeid med miljøeksperter i prosjektet, Kystverkets egne ressurser og erfaringer, og kunnskap fra internasjonal litteratur. Når miljøskadematrixen er benyttet for å klassifisere de miljøskadestørrelsene som får redusert årlig frekvens som følge av et konkret tiltak, kan en plukke ut de riktige kalkulasjonsprisene som skal brukes. En kan så beregne forventet årlig verdi og total nåverdi over analyseperioden av det miljørelaterte velferdstapet som unngås som følge av tiltaket (pil tre og fire i Figur A).

Holdbarhet og sensitivitet i resultatene for praktisk bruk

Kalkulasjonsprisene er ment å gi standardverdier som kan brukes i tilfeller der en ikke bruker tid eller ressurser på ytterligere vurderinger av tiltaket (for eksempel egne oljedriftsmodelleringer og miljørisikovurderinger). Vi har også lagt vekt på i design og antagelser ikke å overvurdere nytten av tiltak, men heller sikre at de kalkulasjonsprisene vi anbefaler er relativt konservative. Det er derfor gode grunner til å si at beregnet velferdsendring som følge av tiltak basert på metodikken og kalkulasjonsprisene utviklet her også vil være relativt konservativt anslått. Siden det er mange steg fram til anslått nåverdi av nytten av tiltak, og usikkerhet i alle ledd, bør en gjennomføre sensitivitetsanalyser. Det kan også være at en for enkelte, større investeringer bør gjøre ytterligere vurderinger som supplerer våre standardanbefalinger her.

Praktisk gjennomføring av metoden for to eksempler

Gjennomføring av metoden beskrevet i Figur A er videre konkretisert i åtte praktiske trinn, som er fulgt for to farledstiltak, henholdsvis gjennomseilingen Raftsundet-Molldøra i Nordland og innseilingen til Kragerø i Telemark. For Raftsundet finner vi en beregnet nåverdi av miljørelatert nytte av redusert risiko for grunnstøtinger på 53 mill. 2015-kroner. For Kragerø, der effekten på utslippsfrekvenser er betydelig mindre enn for tiltaket i Raftsundet, er nåverdien beregnet til ca. 3 millioner 2015-kroner. For hvert av eksemplene gjør vi sensitivitetsvurderinger som illustrerer hvor mye usikkerhet i de ulike leddene i Figur A betyr for totalnytt.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og motivasjon

Redusert miljørisiko av Kystverkets tiltak har lenge vært ikke-prissatt

Et helt sentralt mål for Kystverkets virksomhet er å «utvikle kysten og havområdene til verdens sikreste og reneste»², og hoveddelen av etatens tiltak innrettes for å oppnå dette. Viktige steg på veien dit er å redusere risiko for skipsulykker, og ofte resulterende utslipp av olje og andre typer drivstoff eller last, og å sørge for god beredskap for opprydding om en utslippshendelse likevel skulle inntreffe.

I samfunnsøkonomiske analyser av tiltak har man til nå hatt svært liten kunnskap om det velferdstapet en forhindrer ved å unngå eller redusere ulike typer miljøskader – tap av økosystemtjenester³ – fra utslippshendelser fra skip. Det gjelder særlig effekter som ikke har markedspriser og er vanskeligere å dokumentere. Ofte behandles slike effekter som ikke-prissatte i analysen, noe som ofte ikke er tilfredsstillende og som i realiteten kan føre til at de får mindre betydning enn de skulle hatt.

Metodeutvikling for å prissette miljørelatert velferdstap ved oljeutslipp fra skip

I 2011 tok Kystverket tak i denne viktige utfordringen og initierte en prosess for å utrede muligheten for en bedre håndtering av effekter fra oljeutslipp på kyst- og havmiljøet i samfunnsøkonomiske analyser. Dette arbeidet resulterte i første omgang i en rapport utarbeidet av Vista Analyse (2012). Denne beredte grunnen for en pilotundersøkelse for å teste det metodiske grunnlaget for å måle, ved bruk av den såkalte betingede verdsettingsmetoden, folks betalingsvillighet for å unngå eller å redusere skader på naturmiljøet fra utslipp fra skip. Erfaringer og resultater fra denne pilotundersøkelsen ble rapportert i Vista Analyse (2013).

I etterkant av dette arbeidet ble det høsten 2013 jobbet videre med å få en bedre forståelse av hvordan miljøskader kan vurderes og beskrives basert på oljedriftsmodellering, også med hensyn til at lettere oljer sannsynligvis vil inngå i skipenes drivstoff de neste årene på grunn av strengere miljøreguleringer fra 2015 (Vista Analyse 2014a).⁴ Det ble også gjennomført en mindre oppfølgingsstudie som bekreftet at folks preferanser for å unngå miljøskader er uavhengig av om de spørres om betalingsvillighet om vinteren eller på sensommeren (Vista Analyse 2014b). Med andre ord er folks preferanser relativt robuste. Det ble ellers publisert resultater fra pilotarbeidet i fagtidsskriftene Samfunnsøkonomen (Lindhjem m.fl. 2014) og VANN (Magnussen m.fl. 2014).

Hovedstudie for beregning av kalkulasjonspriser og metodikk for bruk fra sommeren 2014

Basert på dette solide metodiske fundamentet ble det sommeren 2014 besluttet å gå videre med en hovedstudie for å beregne kalkulasjonspriser (enhetspriser) for å unngå miljøskader fra skipsutslipp. En kalkulasjonspris er en monetær verdi lik den totale

² <http://www.kystverket.no/Om-Kystverket/Kva-er-Kystverket/Mal-og-visjon/>

³ Økosystemtjenester er et samlebegrep for alle de grunnleggende goder og tjenester vi får fra naturen.

⁴ Krav om bruk av lavsvoveldrivstoff eller rensing av eksos innenfor det såkalte Emission Control Area (ECA).

(aggregerte) betalingsvilligheten for å unngå en bestemt miljøskade fra oljeutslipp blant den befolkningens om kanantas å lide et velferdstap.

Mange elementer fra det tidligere pilotarbeidet ble styrket, og en mindre pilot testet på vinteren 2015. Resultatene fra dette arbeidet ble så dokumentert i Vista Analyse (2015) (Fase 1 av hovedstudien). Det har så fra høsten 2015 blitt arbeidet videre med forbedring av spørreundersøkelsen og innsamling av data fra hele Norges befolkning som grunnlag for å beregne kalkulasjonsprisene (Fasene 2 og 3 av hovedstudien).

Det har også parallelt vært jobbet med utvikling av en metode som kan koble disse kalkulasjonsprisene med tiltakenes effekt på frekvenser for utslipp av ulike typer og størrelser, som er typisk informasjon fra risikoanalyser. I kombinasjon kan en så beregne det *forventede* velferdstapet i kroner som unngås ved ulike tiltak. Det er nåverdien av denne potensielle årlige gevinstenfor samfunnet som så sammenlignes med andre prisatte (og ikke-prisatte) kostnads- og nyttevirkninger av Kystverkets tiltak.

1.2 Formål og avgrensinger

Formålet med denne rapporten er å:

1. Dokumentere i hovedtrekk metoden vi har brukt for å verdsette miljørelatert velferdstap (kalkulasjonspriser) ved oljeutslipp fra skip.
2. Presentere kalkulasjonsprisene som et sett av standardverdier som analytikere kan bruke i samfunnsøkonomiske analyser, der det ikke er tid eller ressurser til å gjøre egne oljedriftsmodelleringer, datainnsamling e.l. utover standard risikoanalyse og miljøvurderinger som ligger i forprosjektanalyser osv.
3. Dokumentere en generell metode for å bruke kalkulasjonsprisene i samfunnsøkonomiske analyser av Kystverkets tiltak.
4. Demonstrere hvordan kalkulasjonsprisene konkret kan brukes i samfunnsøkonomisk analyse av to tiltak.

Velferdstapet som beregnes gjennom metodikken som presenteres i denne rapporten inkluderer særlig tap av rekreasjonsverdi og ikke-bruksverdi forårsaket av de effektene utslipp kan ha på hav- og kystmiljøet. Merk at dette tapet kommer i tillegg til kostnader ved oljevernaksjoner, materielle skader på skip og last, personskader, negative effekter for hav- og kystbaserte næringer og evt. andre kostnader ved tiltak og utslipp. Evt. påvirkninger på økosystemtjenester ved tiltak som ikke har med utslipp å gjøre er dokumentert i en annen studie (Vista Analyse 2016).

Punktene 1 og 2 omhandler spesielt spørreundersøkelsesmetodikken (den betingede verdsettingsmetoden) og resultatene fra denne. Denne metodikken gir anslag på gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand i ulike områder i Norge for å unngå ulike miljøskadenivåer fra oljeutslipp (gitt at utslippene skjer). Geografisk har vi tatt utgangspunkt i ulike tiltaksfylker langs kysten med mål om å beregne den totale verdien av det miljørelaterte velferdstapet som kan unngås ved tiltak i et bestemt kystfylke. Så, har vi valgt ut fem typiske utslippscase som er representative for grupper av fylker (dvs regioner eller landsdeler) som dekker hele norksekysten, der befolkningene i hver region har fått spørsmål om verdien av å unngå ulike miljøskadestørrelser for de respektive case. Til slutt har vi undersøkt variasjonen i betalingsvillighet mellom regioner for å komme fram til anslag på gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand som kan brukes til aggregering. Disse anslagene kombineres så med en vurdering av størrelsen på den befolkningen som berøres av ulike miljøskader (dvs antall husstander), for å komme til

aggregerte anslag på velferdstap, dvs. kalkulasjonspriser. For denne aggregeringen har vi for praktiske formål også tatt utgangspunkt i en vurdering av hvilke fylker som berøres.

Punkt 3 presenterer så metodiske steg for hvordan kalkulasjonsprisene kan brukes i samfunnsøkonomiske analyser. Et viktig steg er hvordan en skal kunne si noe om effekten av tiltak på frekvenser (sannsynligheten) for at ulike utslippshendelser vil skje og hvilke miljøskader de vil forårsake. Informasjon om endringer i forventede utslippstørrelser og –typer kan en normalt få fra risikoanalysene som gjennomføres for Kystverkets tiltak. Men disse analysene vurderer normalt ikke miljøskader direkte. Det har derfor parallelt vært arbeidet med en metodikk som kan bygge bro fra resultatene fra typiske risikoanalyser til kalkulasjonsprisene for de ulike miljøskadenivåene vi har beregnet kroneverdier for. Det er det forventede sparte velferdstapet som er relevant i samfunnsøkonomisk analyse – dvs. endring i sannsynlighet (frekvens) for miljøskade(r) multiplisert med kalkulasjonsprisen(e). Siden det er snakk om effekter av tiltak over flere år, sier metoden også noe om hvordan en skal bruke kalkulasjonsprisene over tid. Her vil vi dels lene oss på oppdaterte veiledere i samfunnsøkonomiske analyser (for eksempel NOU (2012) og evt. interne retningslinjer for analyser i Kystverket.

Det er tenkt at metodikken og kalkulasjonsprisene som anbefales her skal gjelde spesielt for lokale/regionale tiltak, for eksempel farledstiltak og etablering av fiskerihavner, men også for enkelte tiltak innenfor lostjenesten og trafikksentraler som virker innenfor regionalt/lokalt område. Anslagene er i utgangspunktet ikke tenkt for bruk for eksempel i vurdering av nytten av nasjonale planer, for eksempel los, nasjonal oljevernberedskap osv. Det er fordi vi i utformingen av studien har spurt folk om deres preferanser for å unngå effekter av typiske lokale hendelser.

Denne rapporten utgjør en bakgrunnsrapport til Kystverkets reviderte veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Siden mye av grunnlaget for betalingsvillighetsmetoden og andre deler av arbeidet, som benyttes her er dokumentert i tidligere rapporter og artikler, legger vi vekt på først og fremst å forklare det som er nødvendig for å forstå hvordan kalkulasjonsprisene er fremkommet og hvordan de kan benyttes i samfunnsøkonomiske analyser. Likevel går vi relativt detaljert fram for å forklare og dokumentere dette.

Det er naturligvis en del usikkerhet i kalkulasjonsprisene, og de er ment å brukes i samfunnsøkonomiske analyser av tiltak der det ikke er ressurser eller tid for å gjøre egen oljedriftsmodellering, miljøskadevurderinger eller annen datainnsamling og verdsetting av skadene. Vi har lagt oss på relativt konservative antagelser hele veien slik at kalkulasjonsprisene trolig heller er lave enn høye anslag på nytten av tiltak.

1.3 Disposisjon og leseveiledning

Mye av grunnlagsteori og –metodikk i forbindelse med pilotarbeidet og første fase av hovedstudien er forklart og diskutert i Vista Analyse (2012; 2013 og 2015). Vi gjentar ikke alt i detalj her, men legger vekt på å gi en tilstrekkelig forklaring av de metodiske stegene som ligger bak beregningene av kalkulasjonsprisene slik at leserne kan forstå hvordan disse er fremkommet. Vi har samlet alt som har med verdsettingsundersøkelsen å gjøre, inkludert oversikt over svar på mange ulike spørsmål, i kapittel 2. Noen av spørsmålene er av allmenn interesse, noen av viktighet for vurderingen av troverdigheten og validiteten i svarene, andre for selve beregningene av gjennomsnittlig betalingsvillighet.

Hvis leseren først og fremst er interessert i kalkulasjonsprisene og hvordan disse skal brukes i samfunnsøkonomiske analyser, kan man hoppe til kapittel 3. Kapittel 3

gjennomgår beregningene av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand i ulike områder av Norge for å unngå ulike miljøskadestørrelser. Vi gjennomgår så våre vurderinger av hvordan betalingsvillighet skal aggregeres opp til antatt berørt befolkning. Dette gir så en matrise med kalkulasjonspriser basert på spørreundersøkelsen og vårt beste skjønn.

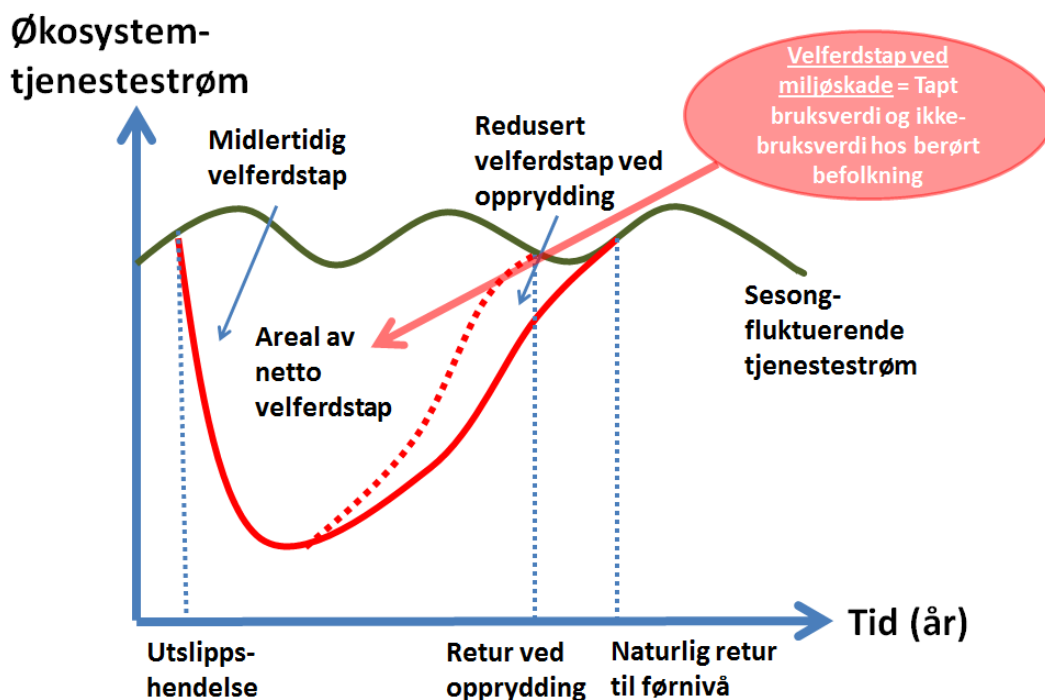
Kapittel 4 går igjennom de metodiske stegene for å bruke kalkulasjonsprisene i samfunnsøkonomisk analyse av tiltak, fra risikoanalyse, via vurdering av forventede miljøskader, til beregning av nåverdien av redusert miljørelatert velferdstap ved tiltak. Kapittel 4 inneholder også en diskusjon av usikkerhet og holdbarhet i resultatene i de ulike trinnene. Kapittel 5 demonstrerer bruken av kalkulasjonsprisene for to konkrete farledstiltak, et i Raftsundet i Nordland og et i innseilingen til Kragerø i Telemark.

2. Metode for verdsetting av kalkulasjonspriser

Dette kapitlet går igjennom metoden for beregning av kalkulasjonsprisene som reflekterer det miljørelaterte velferdstapet som kan unngås ved tiltak i ulike tiltaksfylker langs kysten. Hvis man i hovedsak er opptatt av hva kalkulasjonsprisene er beregnet til, kan man hoppe til kapittel 3. Hvordan de skal brukes er forklart i kapittel 4 generelt, og i praksis for to eksempler i kapittel 5.

2.1 Det samfunnsøkonomiske velferdstapet ved oljeutslipp

Når et utslipp til vann fra et skip inntreffer, vil det påvirke naturmiljøet og ulike økosystemtjenester langs kysten og havet i en tidsperiode og i en geografisk utstrekning. Hvor stor reduksjon i økosystemtjenestene (dvs. miljøskade) utslippet gir, hvor lang tid den varer og hvor mange mennesker som påvirkes/berøres direkte eller indirekte vil sammen bestemme hvor stort velferdstapet av utslippet blir (se Figur 2.1). Velferdstapet er i samfunnsøkonomisk forstand summen av nyttetapet til de husstander som påvirkes direkte eller indirekte. Nyttetapet til en påvirket husstand er definert som hva husstanden er villig til å oppgi av andre goder og tjenester som gir dem nytte for å kunne unngå eller redusere miljøskaden. Det husstanden er villig til å oppgi måles som den inntekten de er villige til å gi avkall på, dvs. deres betalingsvillighet, for å unngå eller redusere skaden, og fortsatt ha samme nytte. Anslaget på denne inntektsoppofrelsen bør i sin tur utgjøre en viktig del av vurderingen av hvor store offentlige ressurser som bør settes inn for å unngå og redusere skader fra oljeutslipp. Med andre ord er de avveininger folk gjør (eller ville gjøre hvis de sto overfor en slik reell valgsituasjon) i samfunnsøkonomi en svært viktig del av grunnlaget for de avveininger og prioriteringer som gjøres på samfunnets vegne, og som påvirker fellesgoder som hav og kyst.



Figur 2.1 Illustrasjon av sammenheng mellom strømmen av økosystemtjenester og tid som følge av en utslippshendelse

Reduksjonen i strømmen av økosystemtjenester som beskrives i figuren har en romlig utstrekning avhengig av oljeutslippets størrelse, men er også avhengig av vær, beredskapsinnsats osv. I tillegg vil denne miljøskaden ha en tidsmessig utstrekning. Med effektene er svært stor, vil de fleste effektene være reversible, og en kan litt forenklet si at økosystemet og dets tjenestestrøm vil returnere til en førsituasjon (merket som «retur» i figuren). Merk at selv om mange biologiske indikatorer kan ha returnert til førnivå på et tidspunkt, kan likevel folks nyttetap vare lenger (eller kortere) enn dette avhengig av deres oppfatning av skaden. Det er viktige deler av arealet merket som netto velferdstap i Figur 2.1 vi ønsker å anslå ved bruk av miljøøkonomiske verdsettingsmetoder.

Dette netto velferdstapet er satt sammen av både bruks- og ikke-bruksverdier, som vist i boblen øverst til høyre i figuren. Oljeutslipp vil kunne påvirke mange typer økosystemtjenester. De tjenestene vi vektlegger i denne rapporten er særlig de tjenestene økosystemtjenesteutvalget kalte «Opplevelses- og kunnskapstjenester», (omtalt som «kulturelle tjenester»/«cultural services» i internasjonal litteratur) (NOU 2013).⁵ Disse tjenestene gir opphav til både bruks- og ikke-bruksverdier. Vi tenker spesielt på opplevelsesverdier en får ved å oppsøke kysten og bruke den aktivt til alt fra trening, turer og rekreasjon til inspirasjon for kunst og kultur. Dette er bruksverdier. I tillegg, vil ofte mange være opptatt av å bevare hav og kyst (omtalt som «havets testament») for seg selv og andre i dag (såkalt «eksistensverdi») og for fremtidige generasjoner (såkalt «bevarings- eller arveverdi») – helt uavhengig av egen bruk. Dette er ikke-bruksverdier. Begge typer verdier reflekterer reelle nytte av tiltak som kan unngå miljøskader fra oljeutslipp fra skipstrafikk.

Merk at når en skal vurdere den samfunnsøkonomiske nytten av tiltak som reduserer mulig miljøskade fra oljeutslipp før investeringen er foretatt, så er det det *forventede* velferdstapet som unngås som er relevant for analysen⁶. Det betyr den reduserte sannsynligheten for miljøskade multiplisert med verdien av å unngå denne skaden. I fortsettelsen skal vi gå igjennom metodikken for å beregne verdien av miljøskaden, uten hensyn til vurdering av sannsynlighet for skade. Det siste kommer vi tilbake til i kapittel 4 når vi diskuterer hvordan kalkulasjonsprisene for velferdstapet ved miljøskade kan kombineres med informasjon fra risikoanalysen, blant annet hvordan et tiltak kan antas å påvirke ulykkesfrekvenser og mulig miljøskade.

2.2 Verdsetting ved bruk av betinget verdsettingsmetoden

Vi verdsetter velferdstapet ved miljøskader av oljeutslipp, illustrert i avsnitt 2.1, ved bruk av betinget verdsettingsmetoden⁷. Dette er en metode som bygger på oppgitte preferanser (såkalte «stated preferences»), det vil si at folk uttrykker sine preferanser/verdier i en spørreundersøkelse. Denne metoden er derfor basert på hypotetisk adferd. Man konstruerer et hypotetisk marked der et utvalg av befolkningen

⁵ Det er også slik at oljeutslipp kan påvirke økosystemtjenester som ikke vi fanger opp i vår verdsetting, for eksempel karbonopptak i havet. Disse økosystemtjenestene kan i noen tilfeller beregnes separat, men er trolig av mindre betydning.

⁶ Det forutsetter at vi legger en risikonøytral beslutningstager til grunn. Det innebærer at redusert usikkerhet i seg selv ikke tillegges en egen verdi i disse beregningene.

⁷ Nærmere beskrivelse og vurdering av ulike verdsettingsmetoder, samt oversikt over tidligere studier som har verdsatt velferdstap ved oljeutslipp finnes i Vista Analyse (2013).

blir spurt om sin betalingsvillighet for å få eller unngå en nøye spesifisert endring i mengde eller kvalitet av et fellesgode og det offentlig finansierte programmet/tiltaket som vil gi dette. I dette tilfellet er det fellesgodet som skal verdsettes at man unngår oljeutslipp med tilhørende miljøskader ved uhellsutslipp fra skip⁸. Siden unngått miljøskade er en endring i et kollektivt gode, kan man summere verdiene over berørt befolkning. Dette gjøres som oftest ved at man regner ut gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand multiplisert med det antall husstander som påvirkes direkte eller indirekte.

Dataene innhentes som oftest ved bruk av spørreundersøkelser av et representativt utvalg av de påvirkede husstander; enten ved bruk av personlige intervjuer, per post eller telefon, eller i stadig økende grad ved bruk av internett-paneler som de store meningsmålingsinstituttene har. Befolkningen som utvalget trekkes fra avhenger av hvordan man definerer markedet for miljøgodet som skal verdsettes. De som bør inngå i utvalget, er de som får sin velferd påvirket direkte eller indirekte av endringen, det vi vil kalle «berørt befolkning».

En av fordelene med betinget verdsettingsmetoden er at man kan spørre om den eksakte endringen i fellesgodet man er ute etter å måle (også en *fremtidig* endring), og betalingsvilligheten omfatter både bruks- og ikke-bruksverdier. For å inkludere ikke-bruksverdier er det bare metodene betinget verdsetting og valgekspesimenter som kan brukes. Valget av betinget verdsettingsmetoden for å verdsette miljøskaden av oljeutslipp i denne undersøkelsen har sammenheng med at skaden som verdsettes, omfatter både bruks- og ikke-bruksverdier. Videre tyder våre undersøkelser på at folk er opptatt av mange aspekter ved miljøskade ved oljeutslipp, og at de oppfatter det mer som et hele enn som ulike deler/attributter man kan sette opp mot hverandre. Det betyr at valgekspesimentmetoden ikke er så godt egnet (se bl.a. diskusjon i Vista Analyse 2012). I tillegg er betinget verdsetting en mer moden metode, hvor man har bedre kontroll med både styrker og svakheter. Det er heller ikke opplagt at valgekspesimenter gjør valgsituasjonen enklere for respondentene, slik det ofte har vært hevdet. Særlig gjelder det valgsituasjoner hvor det er mange attributter og dimensjoner å forholde seg til. Som vi viste i Vista Analyse (2013) har også betinget verdsetting vært mest benyttet i tidligere verdsettingsstudier av velferdstap ved oljeutslipp.

Betinget verdsetting er imidlertid også omdiskutert i en del sammenhenger. Det gjelder særlig ved verdsetting av fellesgoder der det er urimelig å anta at respondentene har erfaring med å gjøre valg som påvirker tilbudet av disse godene. En hovedinnvending er at hypotetiske undersøkelser kan gi betalingsvillighetsbeløp som er «for høye» sammenlignet med en reell valgsituasjon. Dette omtales som «hypotetisk skjevhet». Dette problemet kan reduseres ved god design av undersøkelsen og (eventuelt) ved kalibrering i etterkant basert på studier som sammenligner hypotetisk og faktisk betalingsvillighet. Se Lindhjem m.fl. (2014) for en grundig diskusjon av disse spørsmålene.

Vi har derfor gjennom hele arbeidet med denne studien lagt vekt på godt og konservativt design⁹, samt å gi respondentene faglig korrekt og samtidig forståelig informasjon om

⁸ Alternativt kan man spørre om folks krav til økonomisk kompensasjon for å akseptere en miljøforverring. Dette gjøres ofte ikke i praksis av minst to grunner: (1) det forutsetter at respondentene aksepterer den nye situasjonen med dårligere miljøkvalitet (noe de ofte ikke gjør og protesterer mot problemstillingen), (2) kompensasjonen er ikke begrenset av folks inntekt slik deres betalingsvillighet er, og man kan få svært høye og urealistiske beløp. Se Lindhjem m.fl. (2013).

⁹ Konservativt i den forstand at vi heller undervurderer enn overvurderer verdien av miljøskaden.

det godet de skulle verdsette. I de følgende avsnitt, beskriver vi nærmere hvilke steg som er gjennomført.

2.3 Veien fram til hovedundersøkelsen

Det har vært en lang prosess fram til hovedundersøkelsen som verdsetter miljøskader av oljeutslipp, noe som er vist i figuren nedenfor og dokumentert i tidligere rapporter fra pilotundersøkelser og oppfølgende studier (Vista Analyse 2012; 2013; 2014a, b; 2015). Vi viser til disse rapportene for detaljer i det arbeidet som er gjennomført tidligere, og som har ført fram til opplegget for denne hovedundersøkelsen. Her vil vi ved hjelp av en figur vise noen av hovedaktivitetene, med vekt på det som er gjennomført etter pilotstudien (se Figur 2.2). Når vi i de følgende avsnittene omtaler hoveddesign og utforming av spørreskjemaet, vil vi også beskrive det som ble gjort i pilotstudien, og særlig hva som er endret siden den ble gjennomført.

Grunnlaget for hovedundersøkelsen er, som figuren viser, pilotstudien (dokumentert i Vista Analyse 2013), der vi gjorde grunnleggende tester av om det var mulig å verdsette miljøskader av oljeutslipp, undersøkte hvilke skader som betyr mest for folk og utformet overordnet design for å dele inn og presentere miljøskader for respondenter osv. Mye av det opprinnelige designet ble tatt med videre inn i hovedundersøkelsen (vi kommer tilbake til disse og deres endelige utforming i avsnittene 2.4 og 2.5). Et hovedelement var inndeling av Norge i grupper av fylker (regioner), der vi valgte et representativt utslippscase i hver region (se mer om dette nedenfor og i Figur 2.2).

Figur 2.2 viser videre at i etterkant av pilotstudien fulgte flere integrerte løp for å komme fram til et endelig opplegg. Den første fasen besto i å jobbe videre med å få bedre faglig grunnlag for sammenhengen mellom ulike oljemengder og –typer i ulike utslippspunkter, hvordan oljen sprer seg og hvilke miljøvirkninger den har. Dette ble gjort i samarbeid med DNV-GLs eksperter på oljespredning og miljøvirkninger, samt biologisk ekspertise fra Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Havforskningsinstituttet (HI). I den første pilotundersøkelsen ble ikke oljedriftsmodellering og tilhørende miljøskadevurderinger gjennomført (Vista Analyse 2013)¹⁰.

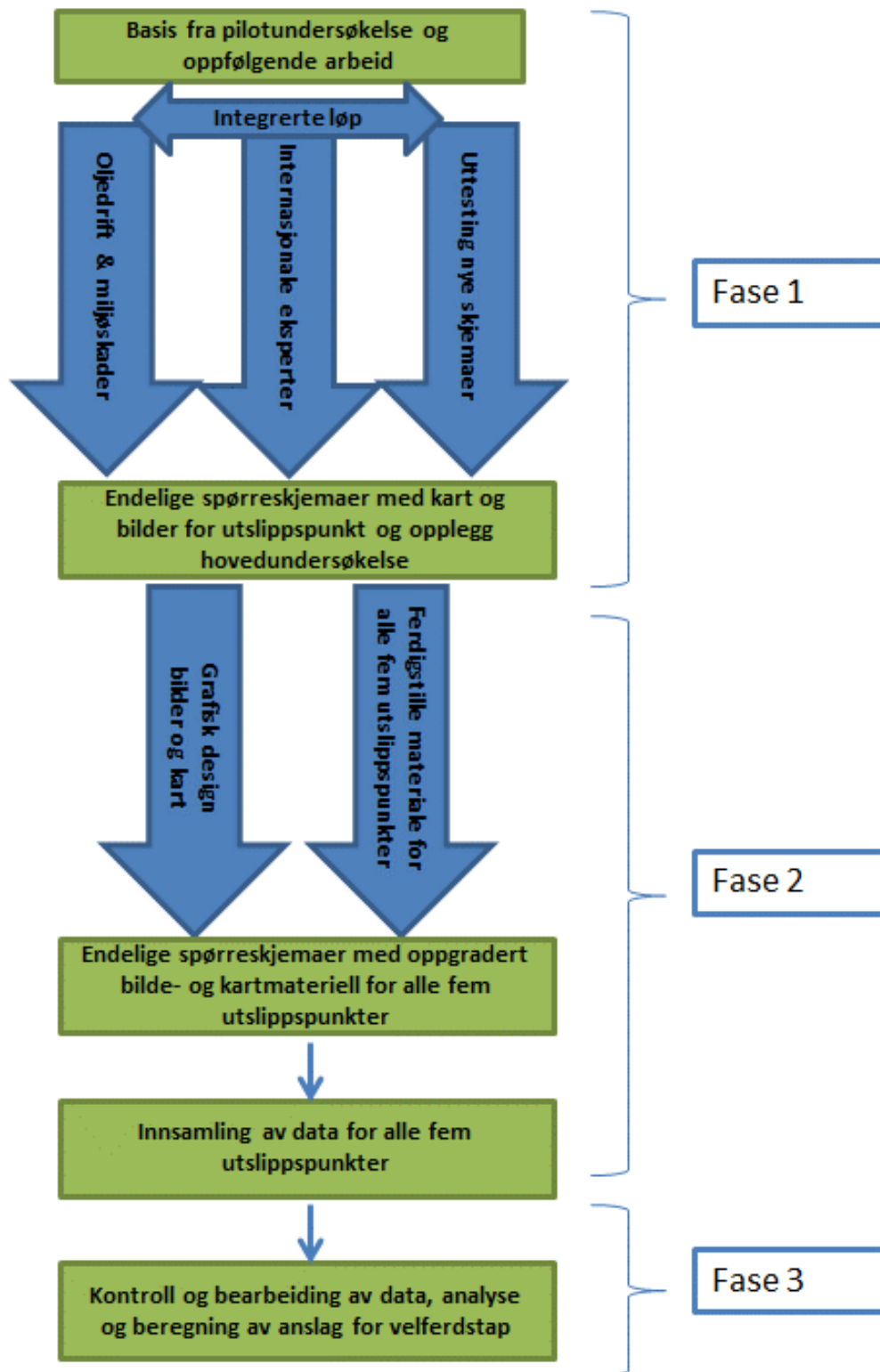
Et annet løp i første fasen av hovedstudien gjaldt videre arbeid med spørreskjema og data-innhenting der vi etablerte samarbeid med internasjonale eksperter på verdsetting av oljeutslipp, med erfaring fra store verdsettingsundersøkelser knyttet til store oljeutslipp som Exxon Valdez (Alaska), Prestige (Spania), Deep Water Horizon (Mexicogulfen) mv., for å få kvalitetssikring på høyt internasjonalt nivå. Vi har også hatt kvalitetssikring av de økonometriske beregningene.¹¹

Det siste løpet i fase 1 var videre arbeid med og uttesting av spørreskjemaer (mindre pilot), der resultatene fra de to førstnevnte løpene inngikk. Dette førte fram til slutten av fase 1 i hovedundersøkelsen, der vi hadde spørreskjemaer klare med kart og bilder etc., for to utslippscase (Oslofjorden og Vestlandet). Disse versjonene av spørreskjemaene inngikk i pilottesten, og hele fase 1 ble dokumentert i Vista Analyse (2015).

¹⁰ Vi baserte miljøskadevurderingene der kun på erfaringer fra tidligere uhellsutslipp i norske farvann siden poenget først og fremst var å teste om folk kunne forstå informasjonen og svare på spørsmålene på en troverdig måte.

¹¹ John Loomis (Colorado State University, USA), Maria Loureiro (University of Santiago de Compostela, Spania), Richard Carson (University of California- San Diego, USA) og Magnus Söderberg (Universitetet i Gøteborg)

I fase 2 utviklet vi ferdige spørreskjemaer for alle fem utslippspunkter, og vi engasjerte et firma som jobber med grafisk design for å få det endelige materialet (kart og bilder) og spørreskjema over i webformat på en mer profesjonell form. I fase 3 ble data innhentet og analysert.



Figur 2.2 Hovedtrinn i utforming av hovedundersøkelsen.

Sentrale punkter i gjennomføring av en betinget verdsettingsundersøkelse er:

- Valg av metode for innsamling av data
- Utforming av spørreskjema som gir mest mulig troverdige og pålitelige resultater
 - Beskrivelse av godet som skal verdsettes (scenariobeskrivelse)
 - Betalingsmåte
 - Betalingsmekanisme
 - Mekanismer for godt/konservativt design
- Identifisering av berørt befolkning (noe som også kombineres med vurderinger i etterkant av undersøkelsen)
- Innsamling av data
- Bearbeiding av data

Mye av arbeidet helt fra starten av pilotstudien til siste avslutning av hovedstudien, har derfor dreid seg om hvordan disse punktene skal utformes for å få mest mulig troverdige og pålitelige resultater. I de følgende avsnittene vil vi beskrive de valg som er gjort for disse punktene, og hvorfor.

2.4 Innsamling av data - overordnet design

Allerede i pilotstudien delte vi landet inn i grupper av fylker. Denne inndelingen er beholdt i hovedundersøkelsen, men med noen små justeringer. I pilotstudien utviklet vi tre utslippscase for henholdsvis Oslofjordområdet (Ytre Oslofjord), Vestlandet og Nord-Norge som vi testet. Hovedmotivasjonen for dette valget er at vi ønsker å gjøre utslippshendelsene så konkrete som mulig, ved blant annet å kartfeste hendelsene og konkret modellere oljespredning og miljøskader for de aktuelle områdene. En slik utslippshendelse kan ses på som en representativ hendelse for et område der det er en del skipstrafikk, og der det typisk vil være aktuelt for Kystverket å gjennomføre tiltak, for eksempel en farledsutbedring.

Den geografiske inndelingen bygger også på en forutsetning om at folk flest i hovedsak er opptatt av kystområder i sin egen region, i hvert fall for de minste og mer moderate skadene. Dette er en forenkling. Pilotresultatene viser at folk også til en viss grad bryr seg om andre områder enn der de selv bor, og spesielt om ikoniske og nasjonalt viktige områder. Det er viktige innslag av ikke-bruksverdier i folks betalingsvillighet, og vi finner at folk stort sett er nær knyttet til kysten i sitt hjemfylke (se for eksempel Figur 2.26 og Figur 2.27). Det er derfor gode praktiske grunner til å ta utgangspunkt i konkrete, lokale utslippscase. Vi diskuterte i oppfølgingen til piloten også muligheten for å forsøke å inkludere den betalingsvilligheten folk måtte ha for å unngå skader i andre kystregioner. I diskusjon med våre internasjonale eksperter, og etter en grundig vurdering av kompleksiteten i skjemaene, valgte vi for hovedundersøkelsen å gå for et konservativt og enklere design der folk kun oppgir betalingsvillighet for å unngå fire ulike skadestørrelser langs kysten for det utslippscaset som er lokalisert nærmest det fylket eller regionen de selv bor. Å be dem om i tillegg å vurdere utslipp i andre regioner eller i spesielt sårbare eller ikoniske områder ville være for komplisert, og resultatene trolig for usikre.

Vi valgte ett utslippspunkt som skulle være mest mulig «representativt» for hver av de ulike kystregionene i Norge. Punktene skulle også ligge i områder der det er betydelig skipstrafikk, og dermed fare for skipsuhell som kunne medføre oljeutslipp, og som dermed er relevante for ulike tiltak i regi av Kystverket.

Etter gjennomgang av aktuell litteratur (bl.a. Kystverket 2011) og flere diskusjoner med Kystverket og DNV-GL for å sikre at vi valgte utslippspunkter som var realistiske, og som

også kunne modelleres med godt og troverdig resultat¹², kom vi fram til de fem utslippspunktene som er vist i Figur 2.3.

For Ytre Oslofjord valgte vi et utslippspunkt nær Hvaler i Østfold (det samme punktet som i pilotundersøkelsen). For Sør-Norge valgte vi innseilingen til Kristiansand i Vest-Agder. For vestlandet ble det valgt et punkt ved Fedje nord for Bergen i Hordaland, med mye trafikk blant annet i tilknytning til Mongstad-anlegget. For midtre deler av norskekysten ble Rørvik i Nord-Trøndelag valgt, og for Nord-Norge er innseilingen til Tromsø i Troms valgt.



Figur 2.3 Fem representative utslippscase i hovedundersøkelsen

2.5 Hovedinnhold og oppbygging av spørreskjemaene

2.5.1 Hovedtrekk

Oppbyggingen av skjemaet følger en struktur som har blitt utviklet gjennom en rekke betinget verdsetningsundersøkelser. Skjemaet inneholder også en del nye elementer, blant annet det vi har kalt «skadetabellen», som illustrerer dagens situasjon (som er

¹² Jo lenger innaskjærs man kommer, dess større krav er det til tilgjengelige, detaljerte strømndata. Det var ikke mulig i dette prosjektet å gå så detaljert til verks for hvert utslippscase, så mer generelle strømndata av god kvalitet for de utslippspunktene vi valgte ble benyttet.

definert å være lik situasjonen uten utslipp/med tiltak som forhindrer skade), og fire miljøskadestørrelser som skulle verdsettes. Glideskalaen for betalingsvillighets-spørsmålene er også en ny måte å presentere betalingsvillighetsskalaen på som passer godt med funksjonaliteten i internettundersøkelsen til TNS Gallup. Denne skalaen ble utviklet gjennom uttestingsprosessen, og ser ut til å fungere bedre enn tidligere brukte fremstillinger fordi respondentene synes den gir bedre oversikt over beløpene.

Vi vil her ganske kort gå gjennom hovedpunktene i de endelige versjonene av spørreskjemaenes oppbygging, med hovedvekt på det som ble presentert og som antas å ha direkte betydning for betalingsvillighetens størrelse. Vi gir også et innblikk i innlednings- og bakgrunnsspørsmålene som ble stilt. Disse er av betydning både for å sette folks verdsetting inn i en fornuftig ramme, og for å se om folks holdninger og handlinger (f.eks. bruk av sjøen til friluftaktiviteter) påvirker deres oppgitte betalingsvillighet. Denne informasjonen brukes ofte for å avgjøre troverdigheten i svarene (i tillegg til at slike spørsmål kan ha interesse i seg selv). Vi gjengir svarene på noen av de mest interessante spørsmålene mot slutten av dette kapitlet. Noen av spørsmålene brukes til å bedømme troverdigheten i svarene og undersøkelsen generelt. Vi kommer også litt inn på dette i kapittel 4.5.

Vi viser også til rapporten fra pilotstudien og den siste pilottesten i fase 1 som gir en relativt grundig gjennomgang av spørreskjemaene som ble benyttet (Vista Analyse 2013; 2015). Hovedtrekkene i de endelige skjemaene er de samme, men med noen forbedringer og forenklinger. Den største forskjellen mellom skjemaene i piloten og i hovedundersøkelsen er imidlertid det grunnlag som forelå for vurdering av miljøskaden av oljeutslipp i ulike utslippspunkter; med tilhørende spredningskart, skadetabeller, bilder osv. Vi vil i denne gjennomgangen kort nevne de viktigste endringene fra pilotstudien (Vista Analyse 2013).

Spørreskjemaene er bygd opp etter nøyaktig samme lest for alle fem utslippscase; men utslippspunkt, influensområde samt miljøskaden er noe forskjellige i de ulike regionene. Det skyldes ulike naturgitte forhold som sårbarhet og strømforhold. Miljøskaden er gradert i fire nivåer: liten, middels, stor og svært stor. Selve utslippsmengden og –typene det er tatt utgangspunkt i for oljedriftmodellering og miljøskadevurderinger er de samme for hvert case. Følgende oljeutslipp med varighet 12 timer og følgetid på 15 døgn er modellert for de fem utslippspunktene:

- Lite utslipp: 20 tonn marin diesellole (MDO)
- Moderat utslipp: 200 tonn IF180 bunkersolje
- Stort utslipp: 2000 tonn IF380 bunkersolje
- Svært stort utslipp: 20 000 tonn Oseberg råolje

Oljedriftsmodellering ved bruk av den såkalte OSCAR-modellen¹³ ble så kombinert med MIRA-metodikken¹⁴ og tilleggsvurderinger fra miljøeksperter for å anslå miljøskader. Merk at oljedriftsmodelleringen ble gjennomført uten beredskapstiltak i modellen. Det er fordi vi mente det ville være mer transparent, og fordi en ved å ta hensyn til beredskapstiltak i etterkant lettere kan oppdatere betydningen av slike tiltak om de skulle bli bedre over tid (jmf. kap. 4). Vi henviser særlig til Vista Analyse (2015) for en detaljert

¹³ OSCAR (Oil Spill Contingency And Response) er en tredimensjonal oljedriftsmodell som beregner oljemengde på havoverflaten, på strand og i sedimenter, samt konsentrasjoner i vannsøylen. Den eies og driftes av SINTEF. Se SINTEF (2012).

¹⁴ MIRA (Miljørettet Risiko Analyse) er en metodikk for miljøskadevurderinger som er mye brukt i norsk sammenheng. Se for eksempel OLF (2007).

gjennomgang av hvordan informasjonen om miljøskader er framkommet og «oversatt» til en form som kan forstås av vanlige respondenter. Tidligere testing av måter å vise skader på er også diskutert i Vista Analyse (2013).

2.5.2 Innledende spørsmål

Spørreundersøkelsen ble innledet med et oppvarmingsspørsmål om hvor viktig eller ikke viktig respondentene syntes det er med ulike samfunnsoppgaver; som å redusere sykehuskøene, bygge nye veier og øke oljevernberedskapen langs kysten. Et slikt spørsmål brukes ofte for å minne folk om at det er mange fellesgoder en kan bruke offentlige (og egne) penger til, og at en dermed ikke skal overfokusere på det godet som verdsettes spesielt i denne undersøkelsen.

Deretter spurte vi om folks kjennskap til tidligere skipsulykker i Norge (og et par internasjonalt kjente; Exxon Valdez i Alaska og Prestige i Spania). Dette var en myk start for å pense folk inn på oljeforurensning, og få dem til å konsentrere seg om skader fra uhellshendelser med oljeutslipp fra skip.

2.5.3 Scenariobeskrivelse

Vi startet seksjonen med scenariobeskrivelsen (dvs. beskrivelsen av hvilke miljøskader som kan oppstå ved skipsuhell og unngås ved tiltak), med informasjon om at «*det trengs nye tiltak for å forhindre oljeutslipp fra skip utenfor hele norskekysten*» og «*Nå skal vi se på tiltak spesielt i*» (for eksempel Oslofjordområdet). Det ble så vist kart over det aktuelle området, og ved siden av kartet var det spørsmål om avstanden fra respondentens bolig til sjøen (saltvann).

Bildemateriale

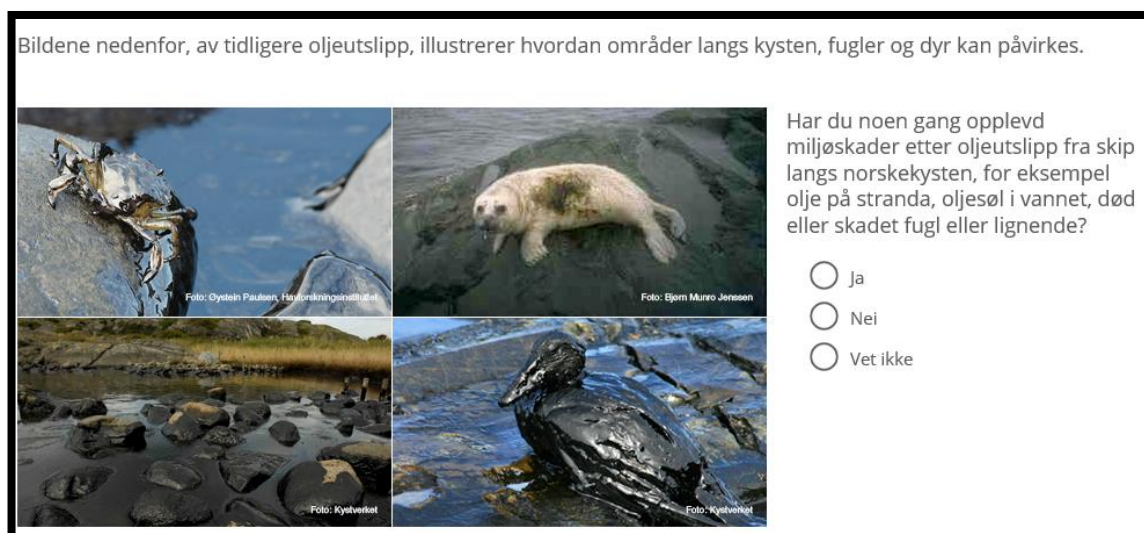
Deretter viste vi flere bilder og bildeserier for å illustrere hvordan oljeutslipp kan arte seg og hvilke miljøforhold som kan bli påvirket. Først ble det vist et bilde av et skip som har gått på grunn og der oljen samles opp ved bruk av lenser (dette var et bilde av Full City på grunn utenfor Langesund). Så ble det vist fire bildesamlinger som hver besto av fire-seks bilder. Den første bildesamlingen viste seks bilder av ulike typer dyr og planter som kunne påvirkes av oljeutslipp (tre med aktuelle fuglearter, ett med sel, ett med blåskjell, og ett med fisk og tareskog).

Den neste bildeserien var av ulike typer upåvirkede kystmiljøer og ulike fritidsaktiviteter ved sjø. Dernest fulgte en bildeserie med 2x2 bilder som viste hvordan kysten kan påvirkes av oljeutslipp, der samme sted var vist *uten* og *med* oljeutslipp. Dette var bilder fra to steder som hadde blitt påvirket av oljeutslipp, og som ved hjelp av bildemanipulasjon fikk «fjernet» oljen, slik at vi kunne fremstille stedet «med og uten oljeutslipp» (se figur 2.4). Dette var nytt fra pilotstudien.



Figur 2.4 Bilder av kyst med og uten oljeutslipp

Dernest fulgte en bildeserie med fire bilder av oljepåvirket kyst i form av bilder av henholdsvis skadet krabbe, skadet sel, skadet kyst og skadet fugl (se Figur 2.5).¹⁵ På samme side ble respondenten spurt om de hadde opplevd miljøskader etter oljeutslipp fra skip langs norskekysten.



Figur 2.5 Bilder av oljeskader fra tidligere norske utslippshendelser

Skjemaene for alle regioner hadde bilder som viste oljepåvirket landskap og dyreliv, men bildene av fuglearter, kystmiljø og sel ble tilpasset området for hvert case for å gjøre illustrasjonen mest mulig realistiske for hver region. Den samme tilpasningen ble gjort

¹⁵ Disse bildene var forholdsvis «årstids- og stedsnøytrale» og inneholdt ett vinterbilde.

for illustrasjonsbildene i skadetabellene for hver region. Utvalget av arter på bildene for hvert case er basert på informasjonen om arter i miljøskadevurderingene i hver region, og ble gjort i samråd med miljøekspertene. Hele spørreskjemaet, og de ulike variantene, inngår slik de framsto for respondenten på internett, som vedlegg.¹⁶

Scenariobeskrivelsen inneholdt også beskrivelse av fellesgodet som skulle verdsettes, med og uten tiltak. Beskrivelsen besto av en kort, verbal beskrivelse; samt fremvisning av illustrasjoner i form av kart og bilder, visualiseringer av hvordan et oljeutslipp vil spre seg, hvordan det vil påvirke dyr og planter i sjøen og langs strender og hvordan ulike økosystemtjenester vil påvirkes. Beskrivelsen må være nøytral og vitenskapelig korrekt, men samtidig forståelig for folk flest og akseptabel for alle.

Fire miljøskadestørrelser framstilt i tabell

I denne undersøkelsen presenterte vi selve scenariobeskrivelsen ved hjelp av en miljøskadetabell, det vil si en tabell som ved hjelp av bilder og stikkord gir en forenklet beskrivelse av hvordan et oljeutslipp kan påføre miljøskade av ulikt omfang (se Figur 2.6 for hvordan denne så ut for Ytre Oslofjord). Det er plukket ut sentrale miljøskade-komponenter som følger av et oljeutslipp, som det er gitt en beskrivelse av. Det gjelder døde fugl og sel, og informasjon om hvorvidt noen fugle- eller selbestander blir lokalt eller nasjonalt utrydningstruet som følge av utslippet. Det er videre beskrevet hvor lang del av kyststrekningen som blir påvirket av olje, hvorvidt krabber og andre sjødyr blir påvirket, hvor lang tid det eventuelt tar før man igjen kan spise sjømat osv. og når kysten igjen kan brukes som normalt. Valget av disse dimensjonene ble gjort basert både på internasjonale undersøkelser og grundig kvalitativ og kvantitativ testing som del av metodeutviklingsarbeidet i pilotundersøkelsen, og som del av hovedstudien.

Skadetabellen presenterer også hvordan disse skadedimensjonene antas å variere mellom dagens situasjon (= situasjon *med* tiltak, dvs. grønn kolonne i Figur 2.6) og situasjonen ved henholdsvis liten, middels, stor og svært stor miljøskade. Det er en forenklet årsgjennomsnittsvurdering som er gjort for hvert skadenivå. Skadestørrelsene er vist i Figur 2.6.¹⁷ Vi brukte fargesjattering fra gul til rød for hver kolonne i skadetabellen for å indikere alvorlighetsgrad for respondentene.

Merk at det øverste skadenivået reflekterer realistiske skadescenarier fra typisk skipsferdsel langs (indre del av) kysten. Det øverste nivået dekker ikke «worst case»-scenarier, for eksempel at en større oljetanker skulle gå på grunn og tømme hele sin last. I kvalitativ testing kom det fram at respondenter tenkte på slike scenarier som svært usannsynlige. Det var viktig for oss i utformingen av undersøkelsen at folk ikke skulle blande inn sin egen subjektive sannsynlighet i vurdering av skader. Vi ønsket at de skulle verdsette skadene slik de er beskrevet, gitt at de inntreffer. Videre vil det være sjelden at de største oljetankerne påvirkes av mindre farledstiltak osv. Etter konsultasjon med Kystverket ble det derfor ikke inkludert et «worst case»-scenario. Vi kommer tilbake i kapittel 4 til hva som defineres som øvre anvendelsesområde for kalkulasjonsprisene, når det gjelder utslippstørrelser.

Til forskjell fra mange tidligere studier, forsøkte vi i vår skadebeskrivelse å gå videre enn kun å beskrive bare antall døde fugler og sel. Vi ønsket å forsøke å fange opp

¹⁶ Bilder og materiale vi gjengir fra undersøkelsen i det følgende er vist i relativt lav oppløsning for at dokumentet ikke skal bli for stort og uhåndterlig. Materiale i bedre oppløsning er tilgjengelig i vedlegg eller fra forfatterne. Merk også at skjermbildene fra undersøkelsen av praktiske årsaker er gjengitt fra “testmode”. I den versjonen respondentene får, er “testmode” og spørsmålsnummerering øverst i skjermbildet tatt vekk.





¹⁷ Vi gjengir ikke miljøskadetabellene for de øvrige regioner her. De kan ses i vedlegg.

sårbarhet/sjeldenhet av arter (og om populasjonen som sådan vil bli skadelidende), skader på kyst og annet liv i sjøen mer generelt, restitusjonstider og flere andre elementer som normalt ikke har vært vektlagt i tidligere undersøkelser. Det er imidlertid en utfordring at en ikke har garanti for at respondentene faktisk leser hele teksten og ser på de bildene som blir presentert. Vi har derfor i hele spørreskjemaet forsøkt å gjøre tekst og bilder kortfattet og lett forståelig. Vi har også stilt spørsmål i direkte tilknytning til informasjonen som ble gitt, slik at respondentene ble «tvunget» til å lese tekst og se på bilder for å kunne svare på spørsmålene.

Miljøskader i Oslofjordområdet med og uten nye tiltak

Nå skal vi se hvor store skadene fra oljeutslipp kan bli. Skadeomfanget vil blant annet avhenge av hvor mye olje som slippes ut, samt vær- og strømforhold. Tabellen nedenfor viser dagens miljøtilstand i Oslofjordområdet (i grønt), og hvordan ekspertene mener miljøet vil ta skade av oljeutslipp vist i stigende alvorlighetsgrad fra venstre til høyre (i gult, oransje og rødt).

Vi skal bruke den samme tabellen i de neste spørsmålene. Ta deg god tid til å se på den.

	MED NYE TILTAK	UTEN NYE TILTAK			
	Uten miljøskade	Liten miljøskade Tilsvare utslipp av 20 tonn diesel	Middels miljøskade Tilsvare utslipp av 200 tonn bunkersolje	Stor miljøskade Tilsvare utslipp av 2000 tonn bunkersolje	Svært stor miljøskade Tilsvare utslipp av 20 000 tonn råolje
Skade på sjøfugl 	Området er viktig for sjøfugl som ærfugl, skarv, lakseand, gråmåke, svaner, og sårbare sjøfugl som sjøorre, teist og fiskemåke	200 døde sjøfugl Ubetydelig påvirkning på sjøfuglbestandene	3000 døde sjøfugl Bestander av vanlige og sårbare sjøfugl vil ta seg opp igjen etter 1 år	7000 døde sjøfugl Bestander av vanlige og sårbare sjøfugl vil ta seg opp igjen etter 2 år	15 000 døde sjøfugl Bestander av vanlige og sårbare sjøfugl vil ta seg opp igjen etter 3 år
Skade på sel 	Viktig yngleområde for sel Selbestanden er i god forfatning	20 døde sel Ubetydelig påvirkning på selbestanden	40 døde sel Selbestanden vil ta seg opp igjen etter 1 år	80 døde sel Selbestanden vil ta seg opp igjen etter 2 år	120 døde sel Selbestanden vil ta seg opp igjen etter 5 år
Skade på liv i sjøen 	Området er viktig gyte- og oppvekstområde for fisk og annet liv i havet Beiteområde for flere bestander	Ubetydelige skader på livet i sjøen	Liten skade på livet i sjøen Trygt å spise fisk og skaldyr etter 1 år	Noe skade på livet i sjøen, spesielt lokale bestander Trygt å spise fisk og skaldyr etter 1-2 år	Større skade på livet i sjøen, spesielt lokale bestander Trygt å spise fisk og skaldyr etter 1-2 år
Skade på kystsonen 	Svært viktig friluftsområde	20 km kystlinje forurenset Området kan brukes som normalt etter mindre enn 1 år	30 km kystlinje forurenset Området kan brukes som normalt etter 2 år	120 km kystlinje forurenset Området kan brukes som normalt etter 3 år	190 km kystlinje forurenset Området kan brukes som normalt etter 5 år

Figur 2.6 Introduksjon av miljøskadetabell for respondent (eksempel Oslofjord)

Etter introduksjon av skadetabellen, ble respondentene bedt om å angi på en skala fra 0 til 100 hvor stor betydning for deres livskvalitet de ulike skadene kan gi (se Figur 2.7). Hensikten med dette spørsmålet, som kom inn etter pilotstudien, er å «trene» folk i å sammenligne skadenivåenes betydning både enkeltvis og relativt til hverandre, og få dem til å vurdere – en gang til – størrelsen på utslippene og hvor viktig det er for dem å unngå utslipp av ulike størrelser. Tanken er også å gi folk anledning til å uttrykke betydning av de ulike skadene på en annen måte enn bare gjennom betalingsvillighet (som er begrenset av inntekt og som noen finner vanskelig eller protesterer på, jmf. kap 3).

Hvis du vurderer skadestørrelsene opp mot hverandre, omtrent hvor stort tap av livskvalitet ville du og din husstand oppleve hvis hver av disse skadene faktisk inntraff et sted langs Vestlandskysten?

Markér tapet av livskvalitet du og din husstand ville oppleve for hver skade ved å dra pilen til et tall mellom 0 og 100, hvor 0 er "intet tap" og 100 er "svært stort tap"

Liten miljøskade	Middels miljøskade	Stor miljøskade	Svært stor miljøskade
			

Figur 2.7 Sliderspørsmål om betydning for livskvalitet av de ulike miljøskadenivåene

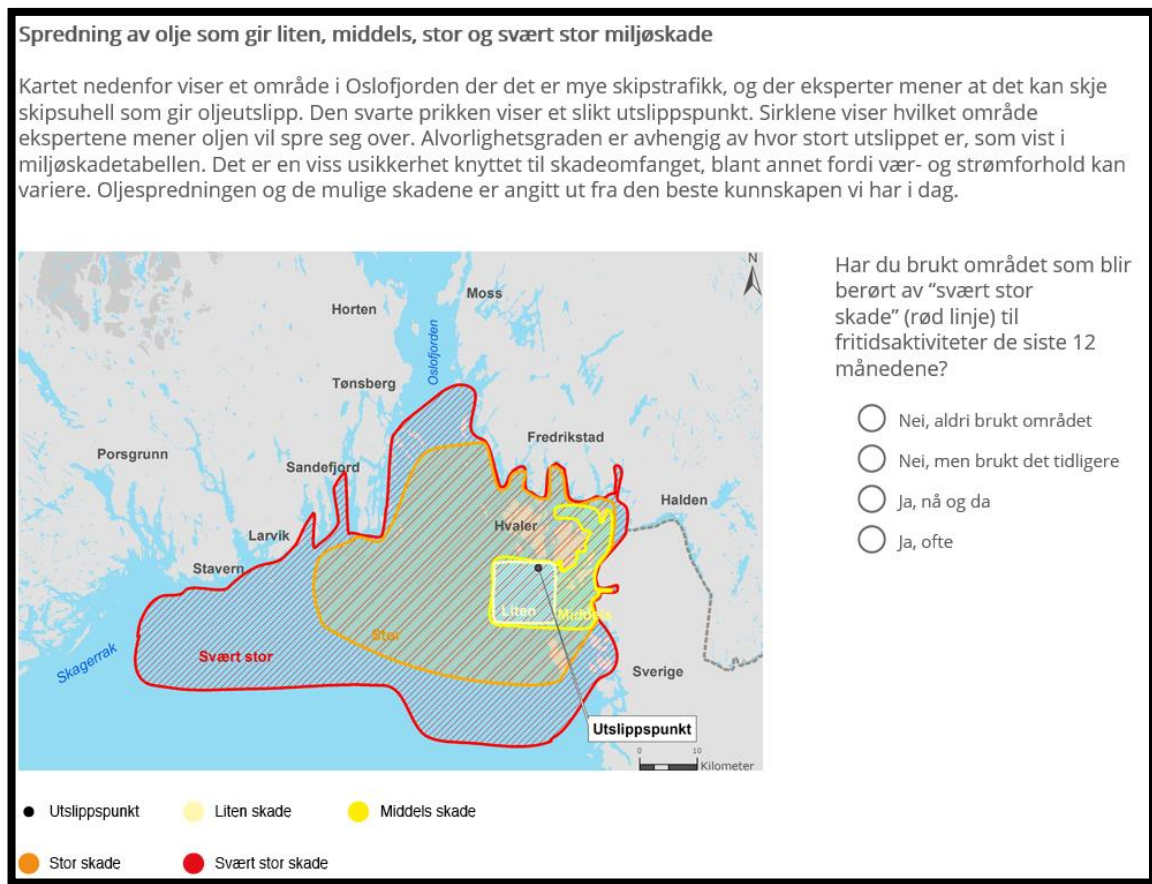
Kartillustrasjoner av oljespredning

Dernest ble et kart som viste spredning av olje som gir henholdsvis liten, middel, stor og svært stor miljøskade vist. På samme skjermbilde, ble respondentene spurt om de har brukt området som i følge kartet blir berørt av «svært stor skade». Dette igjen for å få dem til å se ekstra på kartet, ved at de må svare på et spørsmål i tilknytning til det og få dem til å tenke gjennom hvor berørt de er av utslipp og medfølgende miljøskader.

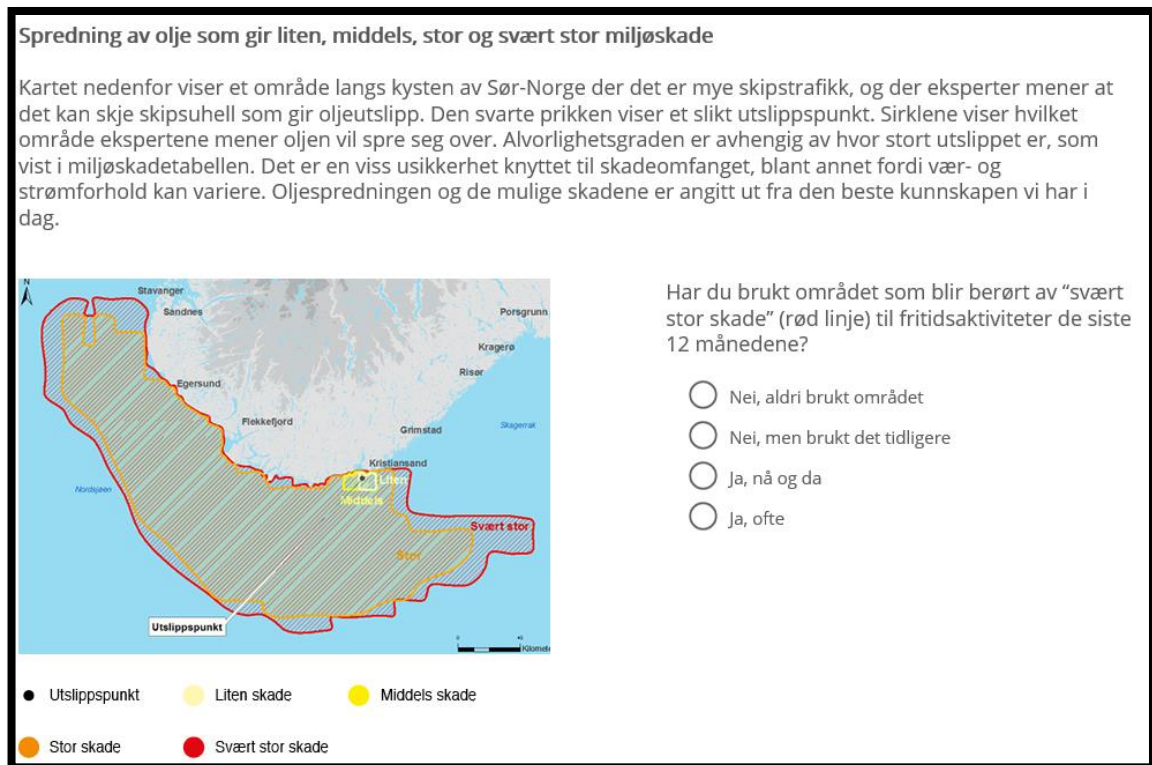
Kartene for de fem utslippscasene er vist i figurene 2.8-2.12, med innledende tekst og spørsmål om man har brukt området som berøres av utslippet.

En stor endring fra pilotstudien er at disse kartillustrasjonene er basert på oljedriftsmodellering, mens pilotstudien baserte seg på enkle visualiseringer for å teste om folk kan forstå denne typen illustrasjoner av oljespredning og koble det til ulike skadestørrelser. Det var få tilbakemeldinger i testfasen eller i pilotundersøkelsen som indikerte at folk ikke forstod eller «trodde på» kart-illustrasjonene. I hovedundersøkelsen la vi derfor vekt på at grunnlaget i form av oljedriftsmodellering var korrekt og i tråd med beste praksis for slik modellering.

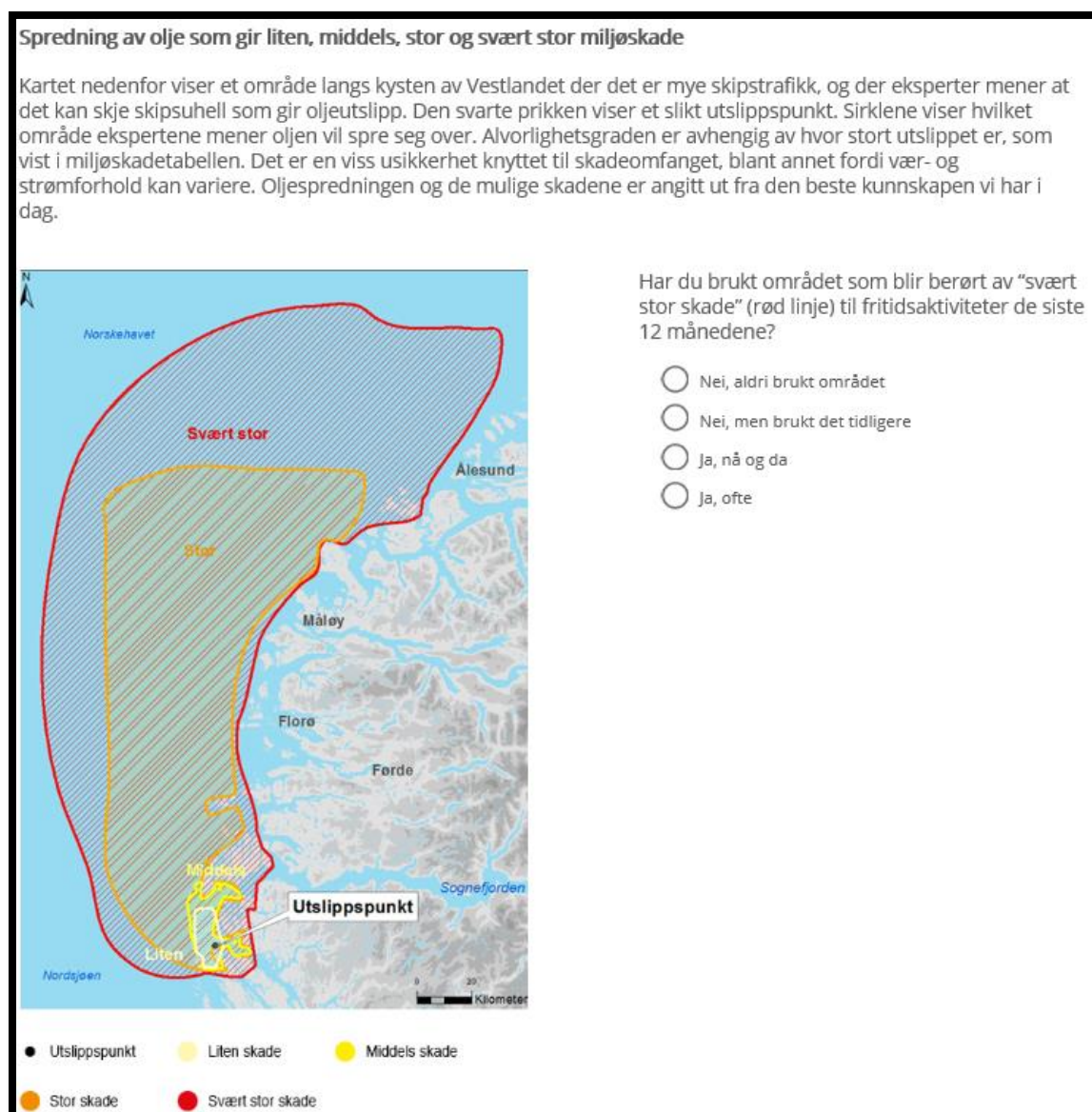
Vi la også vekt på å fremstille resultatene på en måte som var forståelig for respondentene, og vi jobbet tett med DNV-GL, som gjennomførte modelleringen, for å fremstille kart som ivaretar mest mulig av informasjonen i deres modeller i en forenklet fremstilling. Vi valgte å framstille oljespredningskartene slik at de viser glattede yttergrenser for 10x10 km ruter som har større enn 50 prosent sannsynlighet for å bli berørt av en viss oljemengde (0,01 tonn/km²). Sammenlignet med tidligere pilottesting, tok vi ut ekstra informasjon fra kartene (bl.a. sikrede friluftslivsområder og verneområder) for ikke å «overlesse» respondentene med informasjon.



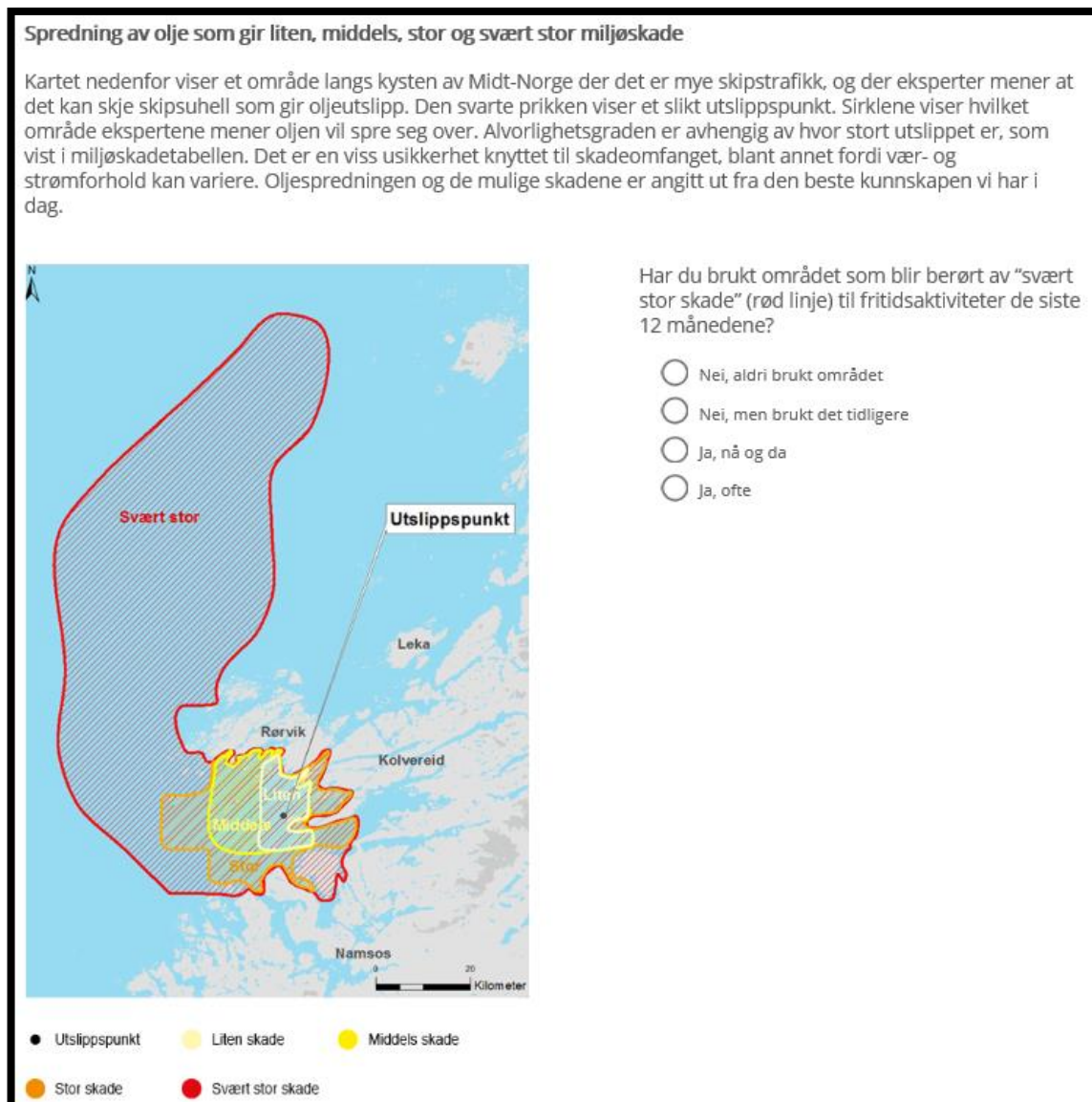
Figur 2.8 Kart som beskriver geografisk utstrekning av olje og miljøskader for de fire skadenivåene i Oslofjordområdet, ved Hvaler



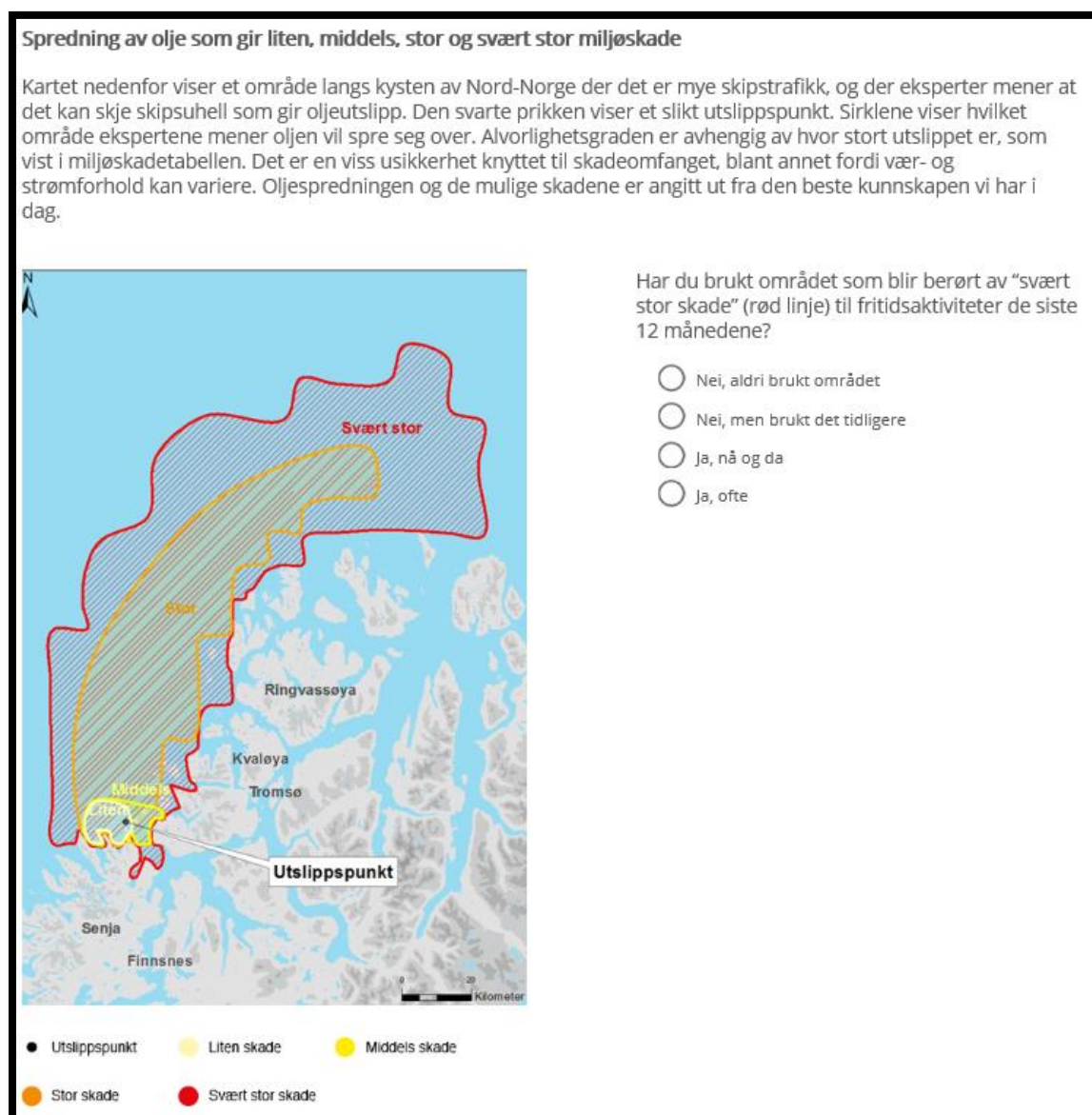
Figur 2.9 Kart som beskriver geografisk utstrekning av olje og miljøskader for de fire skadenivåene for kysten av Sør-Norge (ved Kristiansand)



Figur 2.10 Kart som beskriver geografisk utstrekning av olje og miljøskader for de fire skadestørrelsene for Fedje, nord for Bergen



Figur 2.11 Kart som beskriver geografisk utstrekning av olje og miljøskader for de fire skadestørrelsene for utslippspunktet ved Rørvik i Nord-Trøndelag



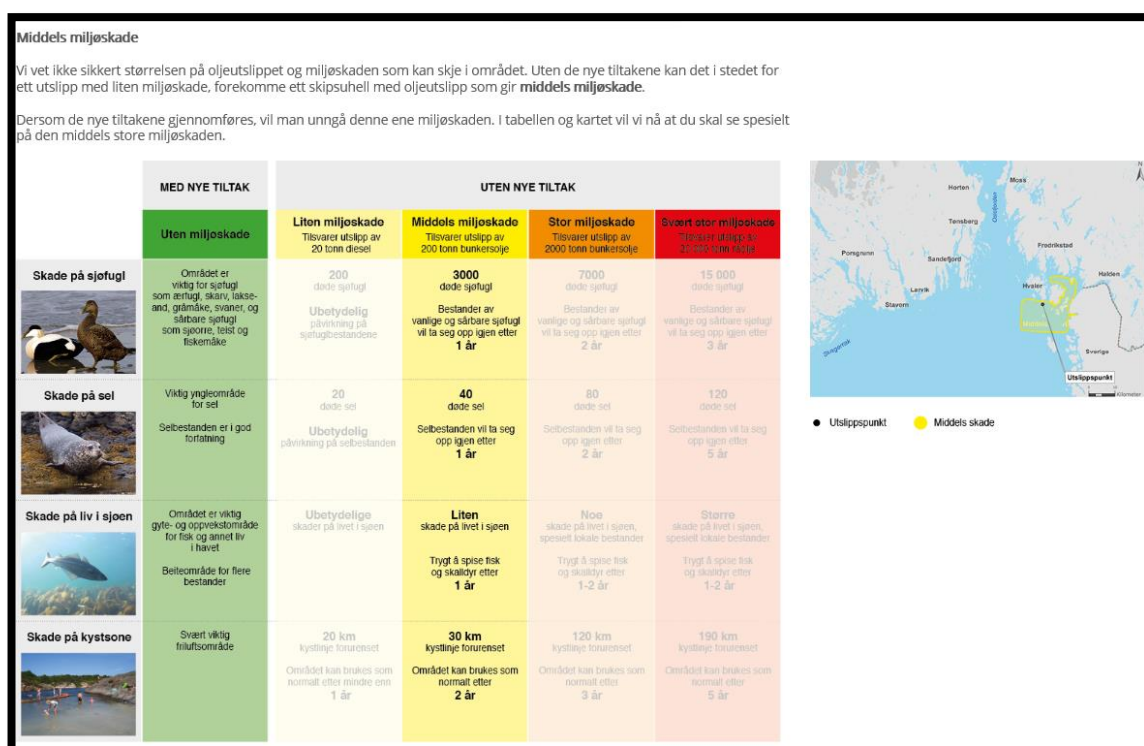
Figur 2.12 Kart som beskriver geografisk utstrekning av olje og miljøskader for de fire skadestørrelsene for kysten av Nord-Norge (ved Tromsø)

Motivasjon for tiltak og spørsmål om betalingsvillighet

Etter kartillustrasjon av oljespredning for de fire skadestørrelsene kom først informasjon om behovet for å gjøre nye tiltak (både forebyggende og beredskapstiltak) for å forhindre miljøskader fra oljeutslipp, og deretter et spørsmål om hvor godt eller dårlig respondenten kjenner til Kystverkets ulike tiltak for å unngå miljøskader fra oljeutslipp fra

skipsfart. Deretter fulgte informasjon om at uten nye tiltak vil det skje miljøskader fra oljeutslipp de nærmeste årene¹⁸, og at alle må bidra til å betale kostnadene.¹⁹

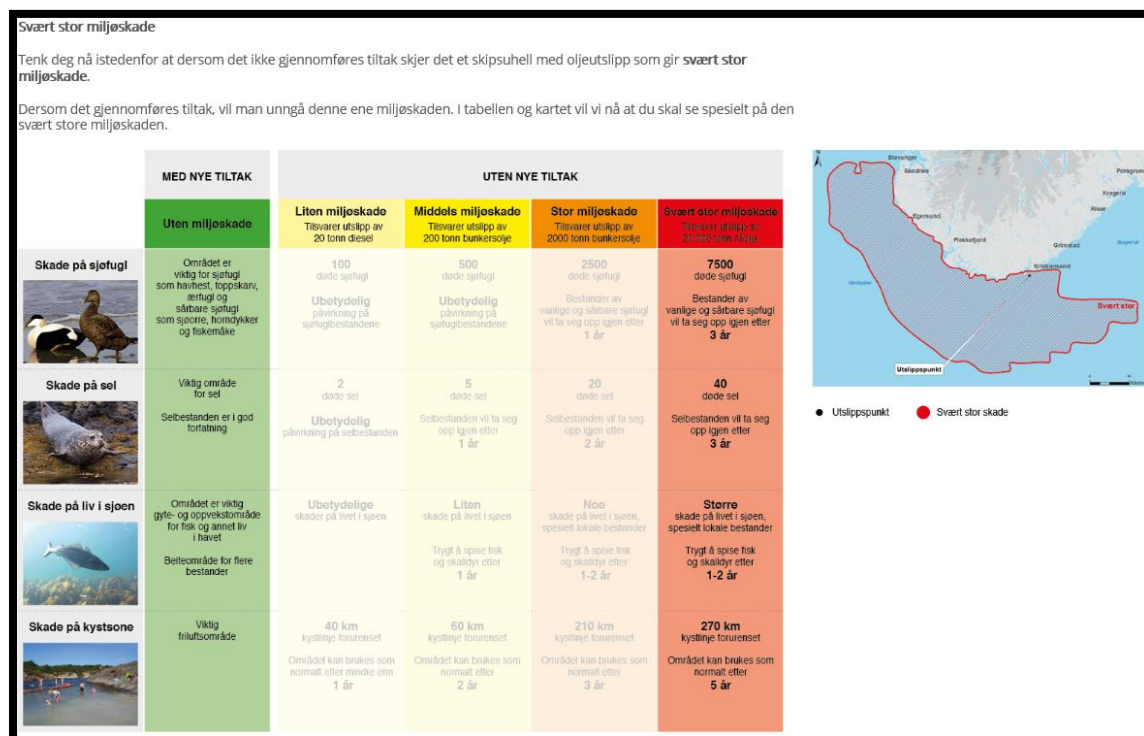
Deretter fulgte den delen som handlet om betalingsvillighet for å unngå de fire miljøskadestørrelsene. For betalingsvillighetsspørsmålene for de ulike skadestørrelsene ble situasjonen med tiltak og den miljøskadestørrelse som skulle verdsettes for hvert spørsmål fremhevet i skadetabellen mens de øvrige skadestørrelsene ble «fadet» litt ut, men fortsatt var synlige (se Figur 2.13 nedenfor). På høyre side av skadetabellen ble det vist et kart over hvor langt oljen antas å spre seg ved den aktuelle skadestørrelsen (henholdsvis liten, middels, stor og svært stor miljøskade). Se Figurene 2.13 og 2.14 nedenfor for to eksempler fra henholdsvis Oslofjorden (middels miljøskade) og Kristiansand (svært stor miljøskade). Denne samtidige presentasjonen av både miljøskadetabell og kart på samme webside i internettundersøkelsen var også ny i forhold til pilotundersøkelsen, og ble tatt godt imot av respondentene i uttesting av hovedundersøkelsen.



Figur 2.13 Skadetabell og kart som ble benyttet i for utslipp i Oslofjorden for spørsmål om betalingsvillighet for å unngå middels miljøskade

¹⁸ Merk at vi ikke ønsket å være veldig presise på *når* et utslipp vil skje fordi vi ikke ville at respondentene skulle blande inn sin egen subjektive vurdering av sannsynlighet sammen med sin oppgitte betalingsvillighet. Derfor ble de «nærmeste årene» brukt.

¹⁹ Dette ble sagt, da det i tidligere testing (og i andre undersøkelser) ofte fant at folk ikke vil betale for å redusere et problem de mener er forårsaket av andre. Se diskusjon i 2.5.4.



Figur 2.14 Skadetabell og kart som ble benyttet for skade ved Kristiansand for spørsmål om betalingsvillighet for å unngå svært stor miljøskade

Rett før betalingsvillighetsspørsmålene ble respondentene opplyst om at de nå skulle ta stilling til de fire skadestørrelsene, én etter én. Dette er en «advance disclosure»-prosedyre, blant annet anbefalt av Bateman m.fl. (2004), for å unngå at respondentene får overraskelser underveis. Dermed blir de bedre i stand til å vurdere sin betalingsvillighet i forhold til den fullstendige «menyen» av skadestørrelser de står overfor, og en slik prosedyre gir dermed mer troverdige og valide svar.

Skadetabellen og kartillustrasjonene er vesentlige elementer i verdsettingsundersøkelsen. Det er mye og til dels komplisert informasjon man ønsker folk skal ta stilling til når de skal verdsette det å unngå miljøskade som følge av oljeutslipp. Det er derfor jobbet mye med å presentere dette på en relativt enkel og oversiktlig måte. Disse elementene har vært under utvikling helt fram til hovedundersøkelsen (jf. figur 2.2), både ved å få sikrere naturfaglig grunnlag for å vurdere miljøskader som følger av ulike oljemengder som slippes ut, og det rent fremstillingsmessige. Det siste som ble gjort var å involvere et firma som driver med grafisk design (Nano Design) for å forbedre kvalitet på bilde- og kartmaterieill.

Vi vet også at det kan være vanskelig for folk å verdsette marginale endringer i miljøskade, særlig hvis de ikke er kjent med hvor «stort» eller «lite» og «betydningsfullt» eller ikke dette er. Det var blant annet erfaringen fra verdsettingsundersøkelsene som ble gjennomført i kjølvannet av det store oljeutslippet i Prince William –sundet i Alaska da tankskipet Exxon Valdez gikk på grunn. Vi har derfor lagt til rette slik at iallfall deler av utfallsrommet for oljeutslipp fra skip i norske farvann, skal brettes ut for respondentene når de skal gjøre seg opp en mening om sin betalingsvillighet for ulike miljøskadeomfang.

Som vi har vært inne på, er man nødt til å forenkle presentasjonen av mulige utfall og miljøskader som følger av ulike oljeutslipp. Blant annet vil olje/drivstofftype, årstid, værforhold, etc. kunne ha stor innflytelse på de faktiske miljøskadene som følger av en viss størrelse på et oljeutslipp.

Beskrivelse av tiltaket

For at det skal være realistisk å oppnå en miljøforbedring eller å unngå en miljøforverring som følge av et oljeutslipp, gis en beskrivelse av de tiltakene som kan føre til dette resultatet.

Erfaringene fra fokusgrupper og en-til-en-intervjuene som ble gjennomført som del av pilotstudien og fase 1 av hovedundersøkelsen var at folk har god tro på at tiltak kan forhindre miljøskade, og at det finnes aktuelle tiltak å sette inn. Men det var liten tro på at man ved kun å sette inn forebyggende tiltak helt kan unngå utslipp. Det var derfor nødvendig å inkludere både forebyggende tiltak og oppryddingstiltak for at det skulle være troverdig å unngå ulike miljøskadeomfang.

En annen erfaring var at ved å presentere aktuelle tiltak med stikkord og bilder tidlig i undersøkelsen, ble respondentene uforholdsmessig opptatt av selve tiltakene, hva de vil koste, osv. Dette hadde en tendens til å overskygge det vi egentlig vil at de skal ta stilling til; nemlig hvor mye det er verdt for dem å unngå miljøskade.

I det endelige spørreskjemaet ble det derfor før verdsettingsspørsmålet opplyst at det skal settes inn tiltak, både forebyggende og oppryddingstiltak, som kan forhindre den aktuelle miljøskaden. Deretter ble respondentene spurt om hvor godt eller dårlig de kjenner til Kystverkets ulike tiltak for å unngå miljøskader fra oljeutslipp fra skipsfart. På denne måten kunne vi motivere behovet for tiltak av ulike typer, uten å fokusere respondentens oppmerksomhet mot tiltakene som sådan og deres kostnader (og dermed unngå at de forankrer sin betalingsvillighet i det de tror er kostnadene jmf. «si meg hvor mye tiltaket koster, så skal jeg ta stilling til det»).

2.5.4 Betalingsmåte

Betalingsmåten må være realistisk og rettfærdig, det vil si sannsynliggjøre at alle må betale og at ingen kan være «gratispassasjerer». Erfaringsmessig er folk ganske opptatt av betalingsmåten, og dette valget er derfor viktig for resultatet (blant annet for andel nullsvar, protestsvar etc.). Dette er derfor testet nøye i fokusgruppe, én-til-én-intervjuer og pilottestene, og betalingsmåten er endret noe fra utgangspunktet ettersom vi har høstet erfaringer fra ulike tester.

I hovedundersøkelsen ble sekvensen om betalingsvillighet innledet med en tekst som sa at:

«Næringslivet, skipsfarten, staten og folk flest har alle nytte av skipstrafikken, og alle parter må derfor betale for de nye tiltakene. Alle husstander må dekke sin del av kostnadene gjennom en øremerket engangsskatt som går kun til Kystverkets nye tiltak innenfor regionen du bor i».

Denne formuleringen og betalingsmåten er valgt for å ivareta at mange er opptatt av at skipstrafikk og næringsliv som forårsaker oljeutslippene må (være med å) betale. Det er videre viktig å vise at alle husstander skal bidra (Det er jo også slik at alle drar nytte av skipstrafikken på en eller annen måte). Det er forsøkt å unngå den generelle motstanden mot nye skatter og avgifter ved at den skal øremerkes Kystverkets tiltak. Videre er det valgt en engangsskatt. Dette er gjort for å sikre et konservativt design (jf. diskusjon i

avsnitt 2.2. om hypotetisk skjevhet og fare for at hypotetisk betalingsvillighet er høyere enn faktisk).²⁰

2.5.5 Mer om betalingsvillighetsspørsmålene

Når scenariet er beskrevet, spørres respondenten om sin maksimale betalingsvillighet for å unngå den aktuelle miljøskaden. Det ble forklart at:

«Uten de nye tiltakene, mener eksperter at det vil skje et skipsuhell i [relevant kystområde: for eksempel Oslofjordområdet] de nærmeste årene. Oljeutslippet kan forårsake enten en liten, middels, stor eller svært stor miljøskade. Med de nye tiltakene kan vi unngå miljøskadene.»

Hver respondent ble bedt om å oppgi sin betalingsvillighet for totalt fire ulike størrelser av miljøskade (liten, middels, stor, svært stor). Dette er ganske mange betalingsvillighetsspørsmål for en respondent å svare på, men det er testet grundig i flere omganger og ser ut til å fungere bra, og det virket ikke som om det er unødig vanskelig for respondentene. Vår vurdering er derfor at oppbyggingen av skjemaet med skadetabellen med alle fire skadestørrelser samt dagens situasjon (som er lik situasjonen med nye tiltak), la godt til rette for å verdsette alle fire skadestørrelser. Logikken er også enkel å forstå for respondentene.

Betalingsvillighetsspørsmålet kan stilles som et «åpent» eller «lukket» spørsmål. Et åpent betalingsvillighetsspørsmål er av typen: «Hva er din husstand maksimalt villig til å betale per år, som en ekstra skatt/avgift for å unngå de effektene av oljeutslippet som er beskrevet?» For å hjelpe respondentene med vanskelige vurderinger, fremvises ofte et såkalt betalingskort der en rekke beløp er oppgitt. Respondenten kan så indikere et beløp eller et intervall i betalingskortet (eventuelt også «Kr 0» «eller «vet ikke»).

I et «lukket» betalingsvillighetsspørsmål er spørsmålet av typen: «Er din husstand villig til å betale X kroner per år i form av økt skatt/avgift for å unngå de effektene av oljeutslippet som er beskrevet?» Beløpet X varierer i ulike delutvalg. Det foreligger mye litteratur med sammenligning av åpne og lukkede betalingsvillighetsspørsmål. Resultatene fra disse studiene tyder på at åpne spørsmål kan ha en tendens til å underestimere betalingsvilligheten, mens lukkede spørsmål kan ha en tendens til å overestimere betalingsvilligheten (blant annet på grunn av folks tendens til i for stor grad å svare «ja» uansett), se for eksempel Boyle (2003) for en diskusjon av dette. En fordel med åpne betalingsvillighetsspørsmål er at en får mer nøyaktig informasjon om betalingsvilligheten for hver respondent, og dermed trengs færre respondenter for å få svar med tilsvarende sikkerhet i estimatene.

I denne undersøkelsen ble det benyttet en form for åpent betalingsvillighetsspørsmål, der «betalingskortet» var utformet som beløp som var satt opp horisontalt på en glideskala, og der beløpene på skalaen varierte fra kr 0 til kr 12000. Det var også mulig å svare «vet ikke» og «mer enn 12 000 kr». De som oppga at de ville betale mer enn kr 12 000 ble bedt om å oppgi hvor mye (og måtte da svare et beløp som var høyere enn 12 000). Skalaen har vært brukt i tidligere undersøkelser, og viste seg å fungere fint i

²⁰ Det er en potensiell avveining mellom realisme og konservativt design i dette tilfellet, siden de færreste skatter er av typen «engangs». Imidlertid mente vi at hensynet til ikke å overdrive betalingsvilligheten var viktigst i dette tilfellet. Kun 7 prosent av respondentene som protesterte på spørsmålene om betalingsvillighet oppga som årsak at de mente en engangsskatt ikke var realistisk og/eller tilstrekkelig. Erfaringene fra fase 1 tilsier også at utformingen med en engangsskatt ikke fremstod som urealistisk for respondentene.

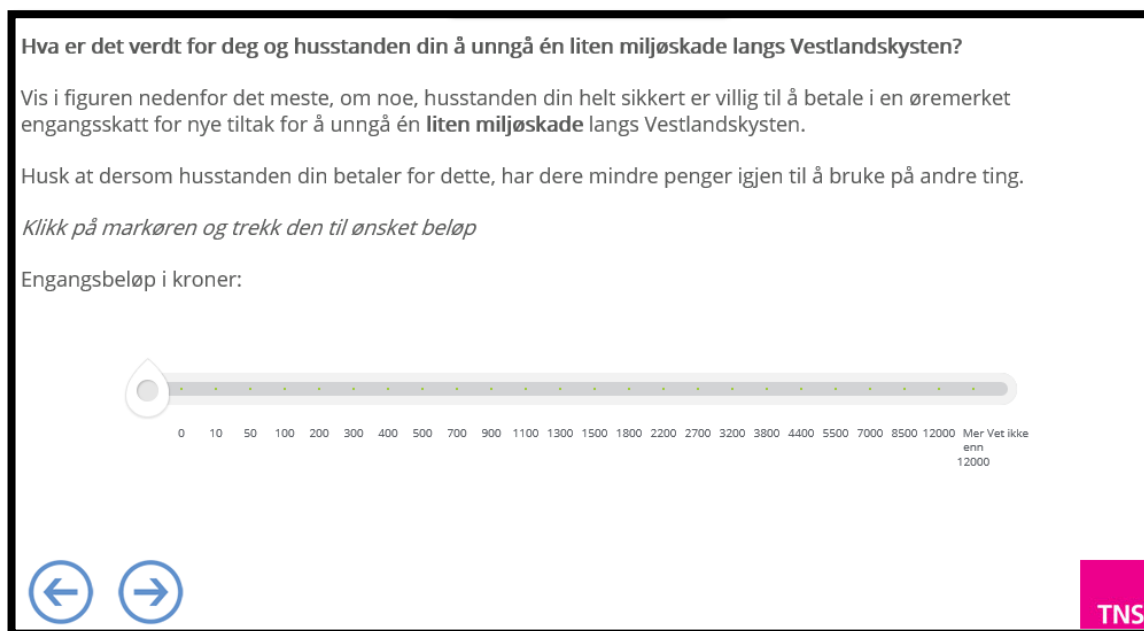
pilottesting. Det er for eksempel ikke slik at respondentene kun velger «runde» beløp eller legger seg midt på skalaen slik den visuelt fremstår på skjermen. Det er tegn på at respondentene tenker seg om og velger beløp de mener de kan stå for. Vi har observert i tidligere undersøkelser som sammenligner svar mellom webskjemaer og data som samles inn ved intervjuer at respondentene føler mindre «sosialt press» i webundersøkelser og svarer noe lavere betalingsvillighet (se Lindhjem og Navrud 2011).

Betalingsvilligheten skulle oppgis som maksimalt engangsbeløp. Før de oppga betalingsvillighet, ble de minnet om, på standard vis i denne typen undersøkelser, at hvis pengene skulle brukes til dette, ville det bli mindre å bruke på andre ting (dvs. en såkalt «budget reminder»).

Respondentene ble også bedt om å oppgi beløpet de «helt sikkert» er villig til å betale, slik at det ikke skulle være noen tvil om hvilket sikkerhetsnivå på sin betaling de skulle legge til grunn; og dermed ingen tvil om hvordan vi skulle tolke sikkerheten av beløpet de oppga.

Merk at vi, som en konservativ tilnærming basert på Lindhjem og Navrud (2009), spurte om betalingsvillighet på vegne av respondentens husholdning i stedet for individuelt. Det er naturlig for et gode av denne typen som inkluderer en stor andel ikke-bruksverdier, at en spørres om å oppgi betalingsvilligheten for husholdningen som helhet.

Figurene nedenfor illustrerer hvordan teksten var for spørsmålene om liten (Figur 2.15), middels (Figur 2.16) (merk her den grønne pilen som respondenten drar med musepeker med beløp over) og svært stor (Figur 2.17) skade, i dette tilfellet for skaden på Vestlandskysten (ved Fedje). Respondentene minnes på for middels til svært stor skade, at det beløpet de svarer skal komme *istedenfor* beløp de har svar for mindre skader.



Figur 2.15 Første betalingsvillighetsspørsmål for å unngå en liten miljøskade på Vestlandskysten.

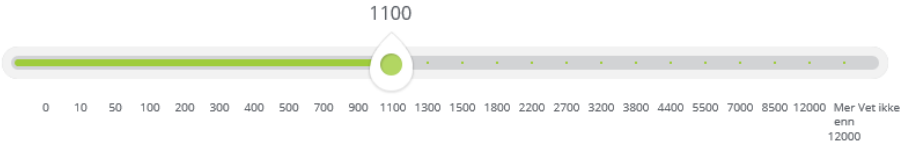
Hva er det verdt for deg og din husstand å unngå én middels miljøskade langs Vestlandskysten?

Hva er det meste, om noe, din husstand helt sikkert vil betale i øremerket engangsskatt, for å gjennomføre nye tiltak slik at man unngår én **middels miljøskade**?

Husk at dette beløpet kommer **istedenfor**, ikke i tillegg til, beløpet du oppga for å unngå én liten miljøskade.

Klikk på markøren og trekk den til ønsket beløp

Engangsbetaling i kroner:



A horizontal slider with a scale from 0 to 12000 in increments of 100. A green droplet-shaped marker is positioned at 1100. The scale is labeled 'Mer Vet ikke enn 12000' at the right end. Below the slider are two blue circular arrows, one pointing left and one pointing right.

TNS

Figur 2.16 Andre betalingsvillighetsspørsmål for å unngå en middels miljøskade, på Vestlandskysten.

Hva er det verdt for deg og din husstand å unngå én svært stor miljøskade langs Vestlandskysten?

Hva er det meste, om noe, din husstand helt sikkert vil betale i en øremerket engangsskatt, for å gjennomføre nye tiltak slik at man unngår én **svært stor miljøskade**?

Husk at dette beløpet kommer **istedenfor** de beløpene du oppga for liten, middels og stor skade.

Klikk på markøren og trekk den til ønsket beløp

Engangsbetaling i kroner:



A horizontal slider with a scale from 0 to 12000 in increments of 100. A grey droplet-shaped marker is positioned at 0. The scale is labeled 'Mer Vet ikke enn 12000' at the right end. Below the slider are two blue circular arrows, one pointing left and one pointing right.

TNS

Figur 2.17 Tredje betalingsvillighetsspørsmål for å unngå en svært stor miljøskade, på Vestlandskysten.

Mulighet til å revidere oppgitt betalingsvillighet

For ytterligere å sikre konservative svar og redusere såkalt hypotetisk skjevhet, har vi lagt inn en såkalt «cheap talk»-tekst der respondentene fikk informasjon om at:

«Noen oppgir høyere beløp i undersøkelser, enn det de faktisk vil betale. Det kan også være vanskelig å vurdere hva det er verdt å unngå den lille skaden i forhold til å unngå de større skadene.»

2.5.6 Oppfølgingsspørsmål, validitetssjekker og bakgrunnsspørsmål

Etter betalingsvillighetsspørsmålene følger en rekke oppfølgingsspørsmål som er viktige for utregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet, men også for å vurdere troverdigheten og validiteten i svarene.

Årsaker til nullsvar (og vet ikke-svar) kartlegges for å skille mellom reelle nullsvar (de som ikke opplever noen reell velferdsendring eller vurderer det som at de ikke har råd) og protest-nullsvar.²¹ Med protestsvar menes de som har positiv betalingsvillighet, men som av en eller annen grunn protesterer mot noe i spørsmålsstillingen og derfor oppgir null i betalingsvillighet. Dette er dem som for eksempel mener at de allerede betaler for mye skatt, at miljø ikke kan verdsettes i penger, at andre bør betale, at det er vanskelig å svare osv. Dersom disse protestsvarerne regnes som null i utregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand, vil vi trolig underestimere denne. Det er derfor viktig å skille ut protestsvarerne og ta dem ut ved beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand (og dermed implisitt anta at protestsvarerne har en reell betalingsvillighet lik gjennomsnittet for de gjenværende respondenter).

I tillegg til spørsmål om årsakene til 0- og vet ikke-svar, fulgte et standard spørsmål om hvorfor folk har positiv betalingsvillighet. Deretter fulgte et spørsmål som undersøkte hvor sikkert de tror det er at Kystverkets tiltak kan forebygge miljøskadene vi har beskrevet i deres region.

Så kom spørsmål om hvor ofte de siste 12 månedene de hadde foretatt ulike fritidsaktiviteter (som gåtur eller jogging langs stranden, fritidsfiske, båttur osv.) i det aktuelle området (for eksempel Oslofjordområdet). Disse spørsmålene er inkludert for at vi senere skal kunne vurdere hvorvidt betalingsvilligheten har sammenheng med folks rekreasjonsbruk (bruksverdi). Normalt bør en finne at betalingsvilligheten øker ved økende rekreasjonsbruk. Det er et tegn på plausible svar. Noen ganger inkluderes spørsmål om bruk før betalingsvillighetsspørsmålene (som i den første pilotundersøkelsen), men for å komme raskest mulig til det viktigste i undersøkelsen, valgte vi å flytte spørsmålene om bruk lenger bak i hovedundersøkelsen.

I neste spørsmål skulle respondentene oppgi hva de ville gjøre hvis det skjer et oljeutslipp som gir stor miljøskade i den del av kysten de bruker mest; om de da vil fortsette å bruke området, dra til et annet kystområde, vente til området blir rent, eller aldri bruke kystområdet igjen, selv om oljesølet blir ryddet. Dette spørsmålet sier noe om hvorvidt det er gode substitutter til det kystområdet som påvirkes.

Så ble de spurt om hvilken del av kysten, om noen, de har brukt til fritidsaktiviteter de siste 5 årene. Kysten var her inndelt i fylker, og de kunne krysse av for flere fylker. Deretter ble de spurt om for hvilken del av norskekysten, om noen, det vil være av størst betydning for dem og deres husstands livskvalitet å unngå miljøskader fra oljeutslipp. Her var også kysten inndelt i fylker, og det kunne krysses av for flere fylker. Det gir altså mulighet til å sjekke om respondentene bruker kysten i det fylket de bor i, og om de er mest opptatt av kysten i det fylket de bor i og/eller bruker til fritidsaktiviteter.

Helt til slutt ble en del bakgrunnsinformasjon samlet inn, herunder om de var medlem i en friluftslivs- og/eller miljøorganisasjon. Deretter ble sosioøkonomiske data samlet inn (utdanning, alder, inntektsnivå osv.). Disse kom i tillegg til en del bakgrunnsinformasjon TNS Gallup har om paneldeltakerne. Vi spurte i tillegg om respondentene hadde spesiell tilknytning til noen av næringene som enten ofte forårsaker utslipp eller som påvirkes

²¹ Respondentene ble spurt om årsaken til sitt svar dersom de oppgav «0» eller «vet ikke» på ett eller flere betalingsvillighetsspørsmål.

direkte av dem. Bakgrunnsdataene brukes til å undersøke troverdigheten i svarene, bl.a. ved å undersøke hvordan betalingsvilligheten varierer med økonomiske og andre variable. Denne informasjonen er også viktig ved eventuell verdioverføring, der en estimert betalingsvillighetsfunksjon kan overføres til et annet område.

Utvalget skal sikre representativitet med hensyn til sosioøkonomiske forhold, som alder, kjønn, utdanning, inntekt osv., og bakgrunnsvariablene kan benyttes for å teste om man har et representativt utvalg. Men det er også viktig å kartlegge andre forhold som kan ha betydning for folks betalingsvillighet, for eksempel boavstand fra kyst, holdninger til miljøtiltak osv.

2.6 Deskriptiv statistikk fra undersøkelsen

I dette underkapittelet går vi først igjennom praktiske forhold ved innsamling av dataene. Vi rapporterer deretter svarene på en del interessante og relevante spørsmål.

2.6.1 Utvalgsstrategi og feltperiode

Undersøkelsen er gjennomført med TNS Gallups aksesspanel. GallupPanelet er et forhåndsrekruttert utvalg av personer over 15 år som er villige til å delta i befolkningsundersøkelser (p.t. ca. 45.000 personer). Deltagerne er tilfeldig rekrutterte gjennom andre telefon- (fast- og mobil) og postale undersøkelser, og utgjør et aktivt panel. Panelet er sertifisert i henhold til ISO 26362.

Målgruppe er befolkningen 18 år og eldre i fem utvalgte og nærmere definerte regioner over hele landet (Tabell 2.1, andre kolonne). Siden vi var opptatt av å ha fleksibilitet i vurdering av berørt befolkning, også avhengig av svarene på undersøkelsen, lot vi det være noe overlapp mellom de ulike regionsutvalgene. For eksempel, ble det trukket ekstra utvalg i tre fylker (Telemark, Møre og Romsdal og Rogaland) på grensen mellom ulike landsdeler.²² Disse fylkesutvalgene fikk da begge utslippscase i nærheten av fylket.

²² Enkelte kommuner i Oppland og Hedmark ble også valgt ut to ganger for to ulike utslippscase.

Tabell 2.1 Oversikt over utvalgene og ønsket størrelse

Region	Populasjon	Ønsket utvalg	Områdespesifikasjon
Østlandet	1.881.131	1200	Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark
Vestlandet	1.025.921	1200	Møre og Romsdal, Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland. Kommuner fra Oppland: Skjåk, Lesja, Lom, Dovre, Vågå og Sel.
Nord-Norge	374.605	800	Nordland, Troms og Finnmark
Midt-Norge	546.990	900	Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal. Kommuner fra Hedmark: Folldal, Tynset, Tolga, Os og Alvdal
Sør-Norge	708.527	900	Rogaland, Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark
Totalt	4.537.174	5000	

Summen av de respektive målgruppene utgjør til sammen 4.537.174 personer, som viser at det er noe overlapp mellom regionene når det gjelder den fylkesvise sammensetningen.

Det ble tilrettelagt fem utvalg, for Østlandet, Vestlandet, Sør-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge. Utvalgene ble vasket slik at respondenter i duplikate regioner ikke ble trukket to ganger. Utvalgene ble forhåndsstratifisert etter kjønn, alder og to-delt utdanningsnivå (over/under universitet-høyskolenivå) innenfor hver region. Respondentene ble så trukket tilfeldig innenfor strataene.

Paneldeltakernes bakgrunnskjennetegn er allerede kartlagt, og ble brukt til å rette undersøkelsen direkte mot målgruppen. Panelutvalg kan dermed tilrettelegges med større grad av presisjon enn hva som vanligvis er mulig gjennom andre metoder, ettersom paneldeltakernes bakgrunn er kjent på utsendingstidspunktet.

Undersøkelsen ble pilotert den 23.09 2015, og datafil fra piloten ble sendt for vurdering. Hovedundersøkelsen ble sendt ut den 06.10 2015, med påminnelse den 29.10 2015. Det ble videre behov for å sende ut et mindre tilleggsutvalg den 06.10, for å fylle de regionale kvotene helt opp. Feltarbeidet ble avsluttet den 13.10 2015. Spørreskjemaet ble sendt ut som e-post med nøytral invitasjon til deltakelse (for å unngå noen form for selveleksjon), sammen med link til spørreskjemaets adresse på Internett. Det kan bare svares en gang per invitasjon.

2.6.2 Svarprosent og representativitet i opprinnelige utvalg

Responser i en undersøkelse rettet mot et aksesspanel som det TNS Gallup har vil avvike fra andre undersøkelsesdesign, ettersom respondentene er forhåndsrekrutterte til å delta. Undersøkelsen ble sendt ut til 12.136 respondenter. Utvalget «oversamples» i utgangspunktet ikke ut over forventet inntak: Selv om dette vil kunne gi raskere gjennomføring, vil personer som er lett tilgjengelige kunne bli overrepresenterte i utvalget.

Svarprosent

Antall utsendinger og fullstendige svar er gitt i Tabell 2.2.

Tabell 2.2 Antall svar og svarprosent.

	Region					Total
	Østlandet	Vestlandet	Sør-Norge	Midt-Norge	Nord-Norge	
Utsendinger	3689	2763	2017	1877	1790	12136
Kontakt	1984	1472	1075	1075	936	6542
Frafall:						
Ufullstendig utfylling	285	256	154	132	120	947
Svarprosent	46 %	44%	45%	50%	45%	46%
Intervju	1699	1212	914	942	808	5575

Spørreskjemaet ble åpnet av 6.542 respondenter (57 prosent). Blant disse har 947 ikke returnert fullstendig besvarelse («ufullstendig utfylling» i tabellen). De 5.575 respondentene, som har besvart undersøkelsen («intervju» i tabellen), utgjør 85 prosent av de kontaktede og 54 prosent av de utsendte skjemaene. Kontaktrate og respons er omtrent den samme på tvers av utvalgsområdene. Dette er meget god svarprosent sammenlignet med andre undersøkelser, bl.a. også sammenlignet med piloten som ble gjennomført med Norstat (se Vista Analyse 2013).

Ettersom undersøkelsen stenges når ønsket antall respondenter er oppnådd, har de sist ankomne respondentene ikke hatt anledning til å delta, og responsen underestimeres i så fall eventuelt i forhold til totalt antall utsendte skjemaer.

Intervjuets lengde måles ikke eksakt, da respondentene selv kan velge når og hvor skjemaet skal fylles ut, og mange vil ta kortere eller lengre pauser undervegs. Median intervjuetid ble målt til ca. 15 minutter.

Representativitet i de opprinnelige utvalgene

Det endelige utvalget kan sammenliknes med befolkningskjennetegnene, for å vurdere eventuelle systematiske avvik. TNS Gallup har gjort dette for oss for de opprinnelige utvalgene. De fant at aldersgruppen under 44 år er noe underrepresentert, til fordel for respondenter 60 år og eldre. Dette gjelder på tvers av utvalgsområdene, og illustrerer utfordringen med å aktivere særlig unge mennesker til deltakelse. Kjønnfordelingene følger stort sett befolkningen.

Internettpopulasjonen har generelt et noe høyere utdanningsnivå enn befolkningen for øvrig, selv om dette jevnes ut etter hvert som flere tilvennes. Ettersom vi i dette tilfellet til dels må bruke alle tilgjengelige panelrespondenter for å oppnå størst mulig utvalg i de minste regionene, er det begrensede muligheter for hvor langt utvalget lar seg forhåndsstratifisere. Utdanningsstratifiseringen er derfor foretatt med utgangspunkt i inndelingen over-/under universitets-høyskolenivå. Utdanningsnivået, slik det rapporteres av respondentene i utvalgsundersøkelser, lar seg heller ikke uten videre sammenlikne med offisiell utdanningsstatistikk.

Dels er undersøkelsens begreper ikke eksakt sammenliknbare med begrepene anvendt i offentlig statistikk (utdanningsstatistikken tar blant annet hensyn til hvilket år utdanningen er avsluttet). Dessuten vil respondentene ha vansker med å plassere seg i forhold til de "offisielle" kriteriene. Respondentene tenderer til å overrapportere eget utdanningsnivå, særlig i forhold til korte utdanninger ut over videregående skole. Endelig kjenner vi ikke den geografisk avgrensede målgruppens eksakte utdanningsnivå, og må

sammenlikne med nivået for hele landets befolkning. Sammenstillingen av utvalget med befolkningen er da tentativ.

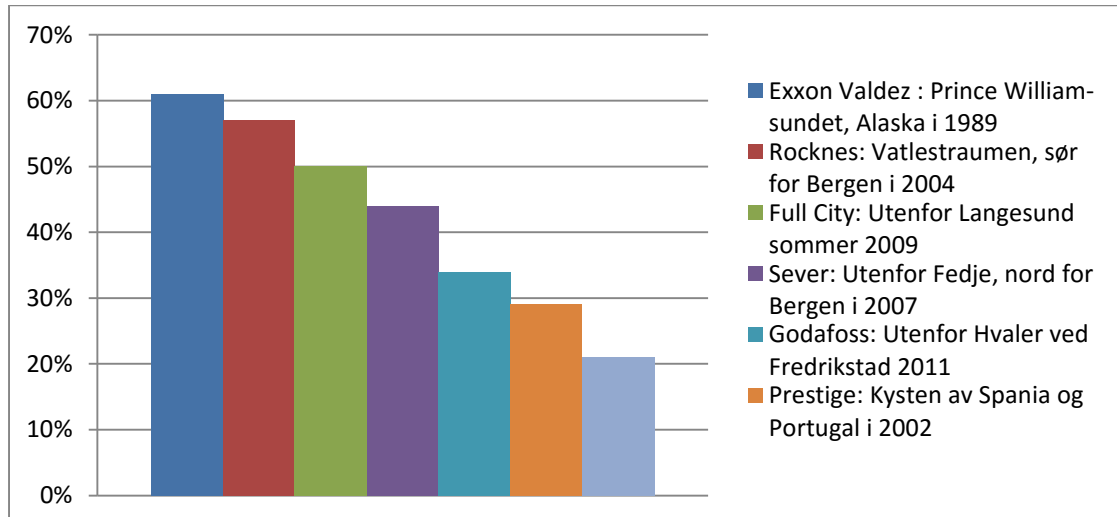
Gitt disse begrensningene finner TNS Gallup at utvalget fordeler seg om lag som i landet for øvrig, når befolkningens utdanningsnivå to-deles etter over-/under høyskole-universitetsnivå. Innenfor to-delingen er personer med grunnskoleutdanning underrepresentert, dels til fordel for personer med videregående utdanning. Samtidig er overrepresentasjonen av personer med høyskole/universitetsutdanning langt mindre enn hva man gjerne oppnår i ordinære befolkningsutvalg, der den ofte utgjør om lag 50 prosent.

Vi kommer noe mer inn på representativitet i kapittel 4.5 for de endelige utvalgene vi benytter for beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet.

2.6.3 Hva svarte respondentene på utvalgte spørsmål?

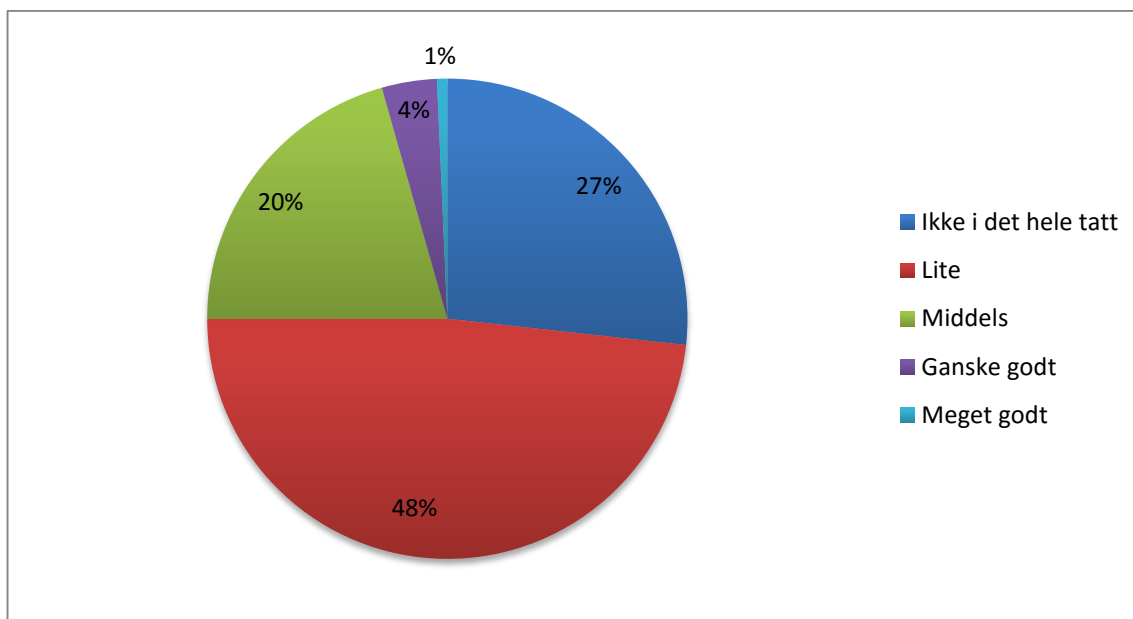
I dette avsnittet viser vi noen resultater fra noen av de innledende spørsmålene og oppfølgingsspørsmålene i undersøkelsen. Resultatene er beregnet basert på det samme utvalget som beregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet i Kapittel 3. Vi skiller ikke mellom ulike områder av Norge, men tar utgangspunkt i bruttoutvalget (fylker og kommuner som er med i utvalget flere enn en gang er tatt ut, jmf. Tabell 2.1).

Respondentene ble stilt en del spørsmål for å finne ut hva slags kunnskap de hadde om tidligere skipsulykker og Kystverkets arbeid. Figur 2.19 viser at i overkant av 60 prosent av respondentene oppgir å ha hørt om Exxon-Valdez-ulykken. I underkant av 20 prosent av respondentene oppgir å selv ha opplevd miljøskader fra oljeutslipp fra skip langs norskekysten, for eksempel oljesøl, død eller skadet fugl eller lignende.



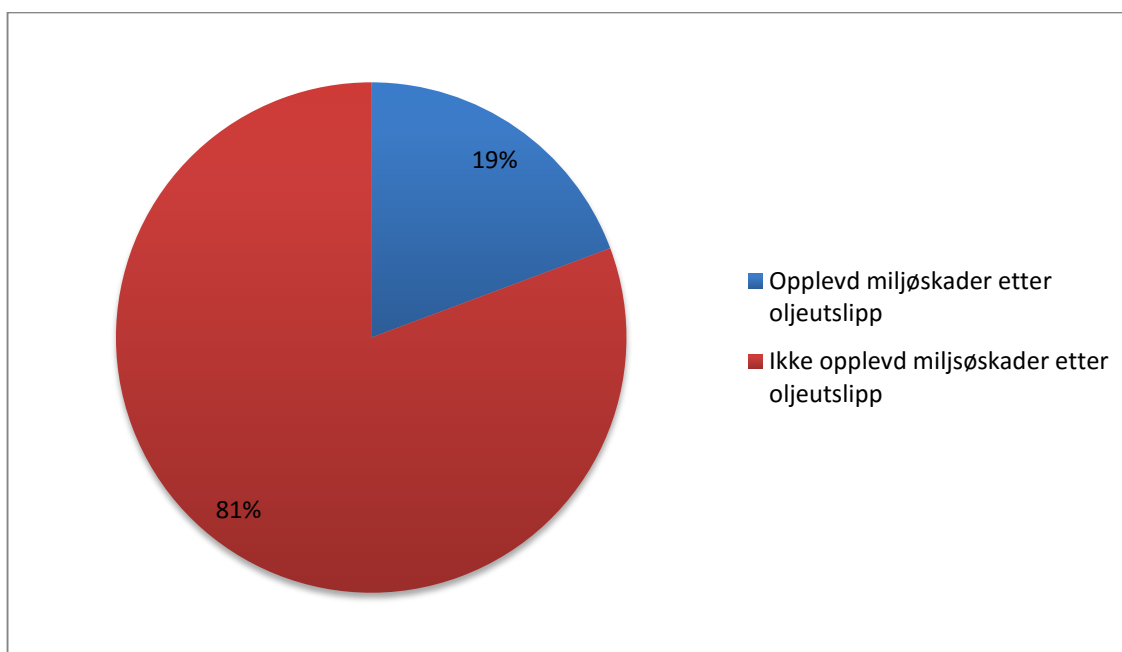
Figur 2.19 Andelen respondenter som oppgir at de har hørt om ulike skipsulykker

På den andre siden oppgir 27 prosent av respondentene at de ikke har kunnskap om Kystverkets tiltak for å unngå miljøskader fra oljeutslipp fra skipsfart i det hele tatt, og 48 prosent oppgir å ha lite kunnskap om Kystverkets tiltak. Kun 4 prosent oppgir å ha ganske god kunnskap om tiltakene, se Figur 2.20.



Figur 2.20 Kunnskap om Kystverkets tiltak

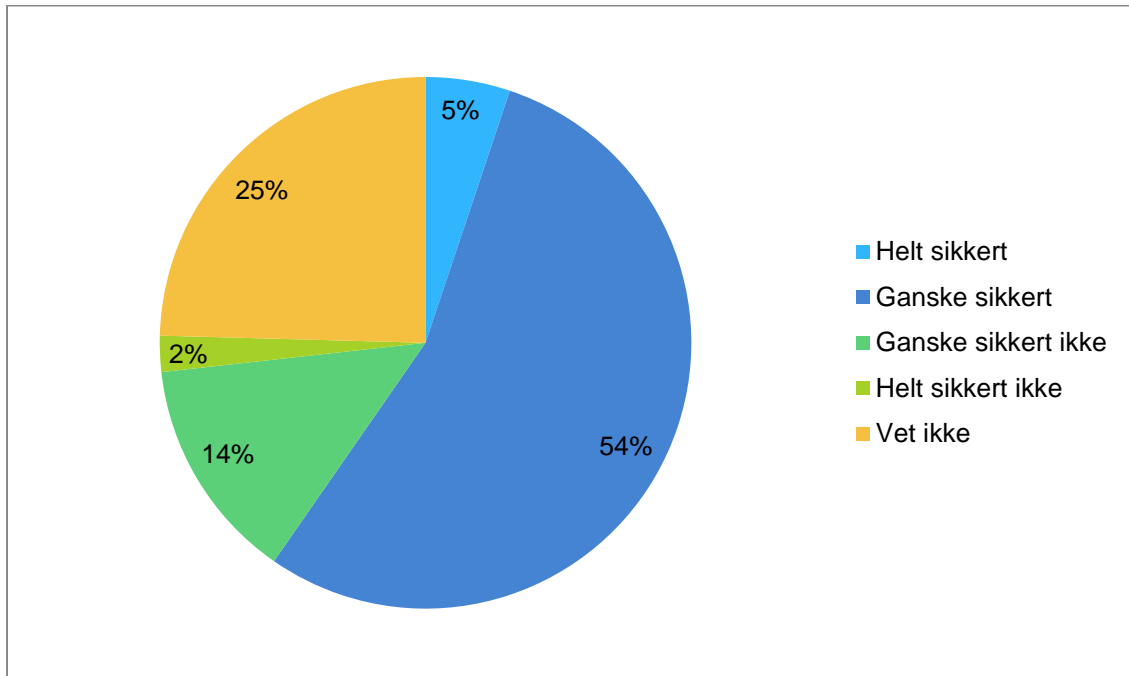
Videre oppgir omtrent hver femte respondent at de har opplevd miljøskader ved oljeutslipp (se Figur 2.21).



Figur 2.21 Tidligere erfaring med miljøskader fra oljeutslipp

Selv om respondentene mener de vet lite om Kystverkets tiltak, virker det likevel som om de har tillit til at Kystverkets tiltak kan forebygge miljøskadene som er beskrevet i undersøkelsen. Figur 2.22 viser at nesten 60 prosent av respondentene mener det er helt sikkert eller ganske sikkert at Kystverkets tiltak kan forebygge miljøskader langs

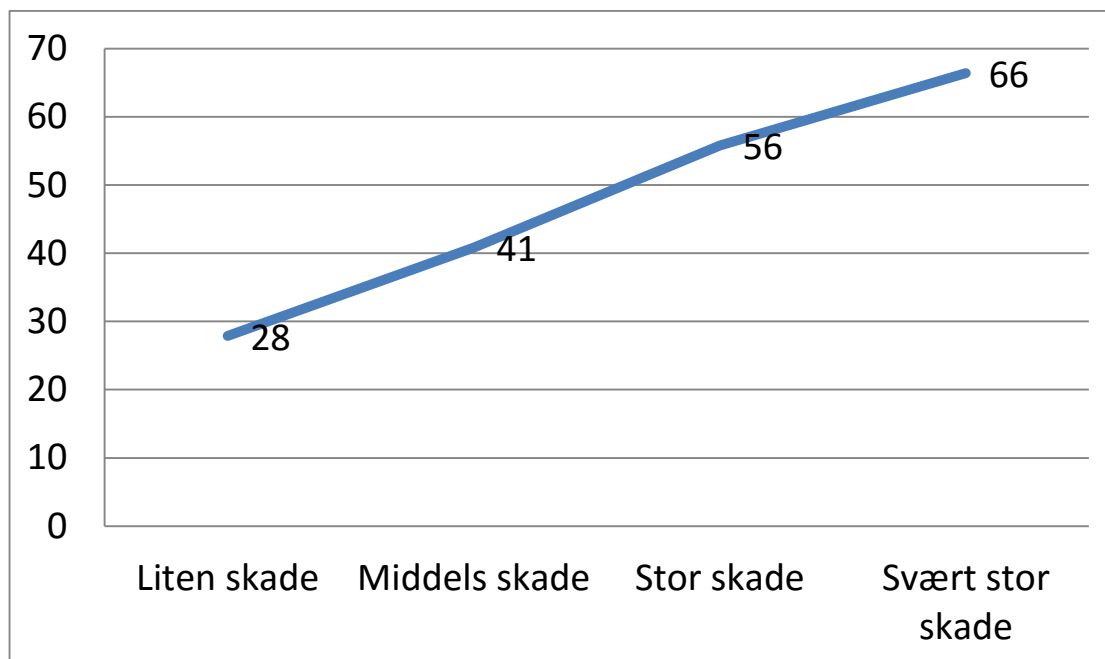
kysten. Det er betryggende også for svarene på betalingsvillighetsspørsmålene at respondentene tror på de scenariene de blir presentert, og at de ved å betale kan unngå de skadene som beskrives.



Figur 2.22 Tiltro til at Kystverkets tiltak kan forebygge miljøskader

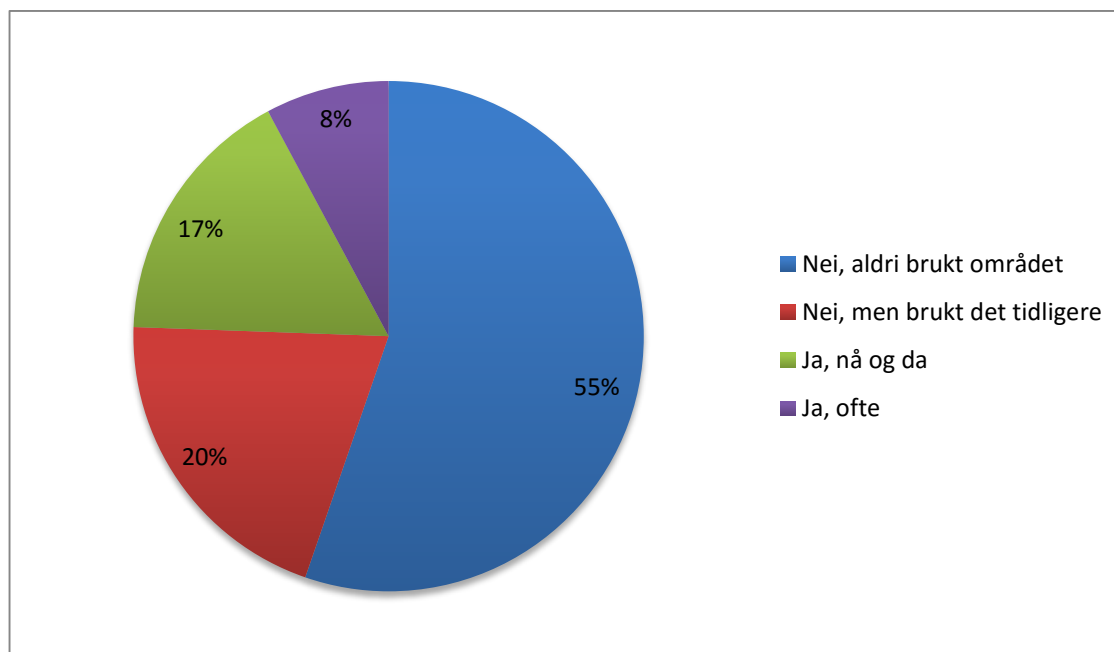
I tillegg til de konkrete spørsmålene om betalingsvillighet for å unngå miljøskader, ble respondentene bedt om å oppgi hvor stort tap av livskvalitet hver av miljøskadenivåene ville innebære for husstanden. Begrunnelsen og utformingen av spørsmålet er beskrevet nærmere i kapittel 2.5.6.

Respondentene markerte tapet på en skala fra 0 til 100 hvor 0 er "intet tap" og 100 er "svært stort tap". Figur 2.23 viser, som ventet, at anslått tap av livskvalitet øker med størrelsen på miljøskaden. Samtidig er det slik at den største skaden, for eksempel, ikke vurderes opp mot 100 (som ville være urealistisk, gitt alt annet som betyr noe for livskvalitet). Svarene på dette spørsmålet viser at respondentene har lest og forstått logikken i skjemaet og beskrivelsen av skadestørrelsene.



Figur 2.23 Tap av livskvalitet på en skala fra 0-100 for hvert miljøskadenivå

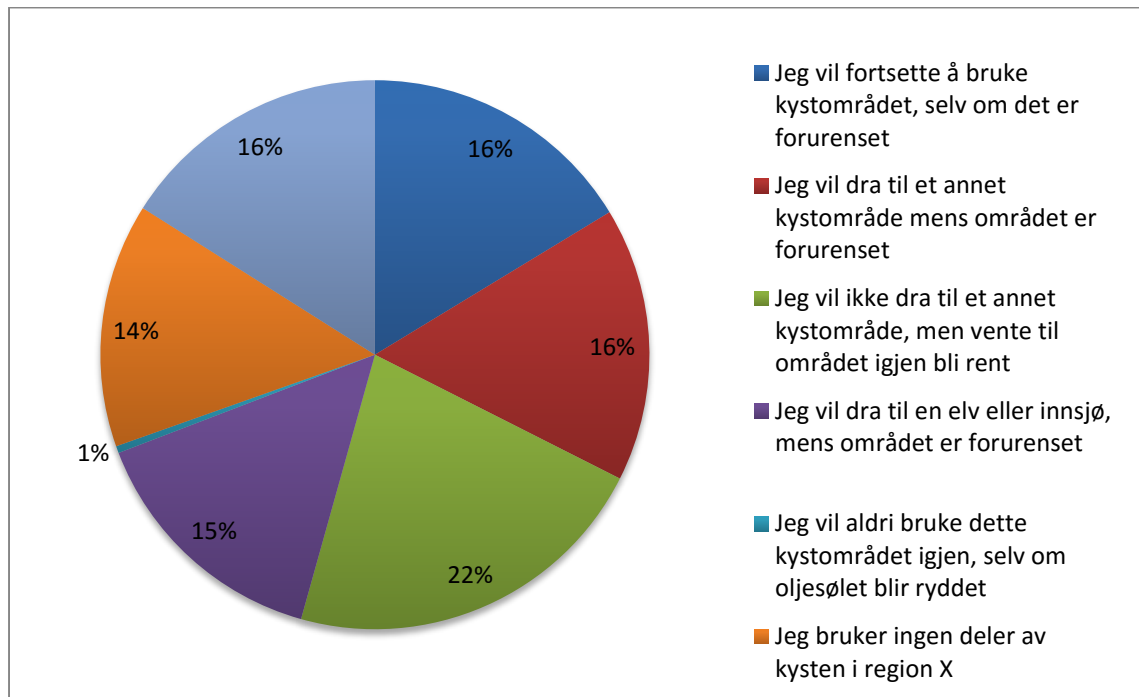
For å undersøke respondentenes bruk av kysten ble de blant annet spurt om de hadde brukt området som i kartet var gjengitt som den svært store skaden (se for eksempel Figur 2.11) til fritidsaktiviteter de siste 12 månedene. 55 prosent av respondentene oppgir at de aldri har brukt dette området, jmf. Figur 2.24.



Figur 2.24 Bruk av området berørt av «svært stor skade» siste 12 måneder

På spørsmål om hva de ville ha gjort dersom det skjer et utslipp som gir "stor miljøskade" i den delen av kysten de bruker mest, er respondentene delt i svarene sine. Størst andel (22 prosent) svarer imidlertid at de ikke ville ha brukt et annet kystområde, men ventet

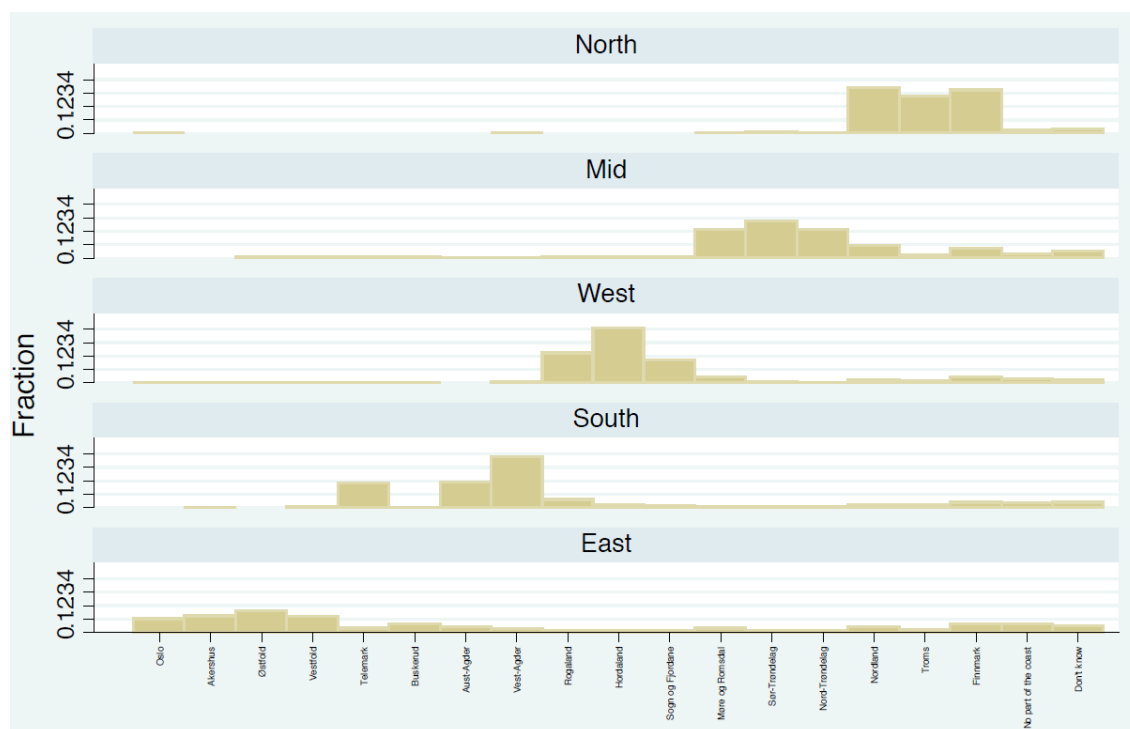
til det berørte området var rent igjen (se Figur 2.25). Det indikerer at de mener at det ikke finnes tilfredsstillende substitutt for det området som berøres. Vi ser i Figur 2.25 også at kun 1 prosent oppgir at de aldri ville ha brukt området igjen, selv om oljesølet ble ryddet.



Figur 2.25 Reaksjon ved oljeutslipp som gir stor skade langs den delen av kysten respondenten bruker mest

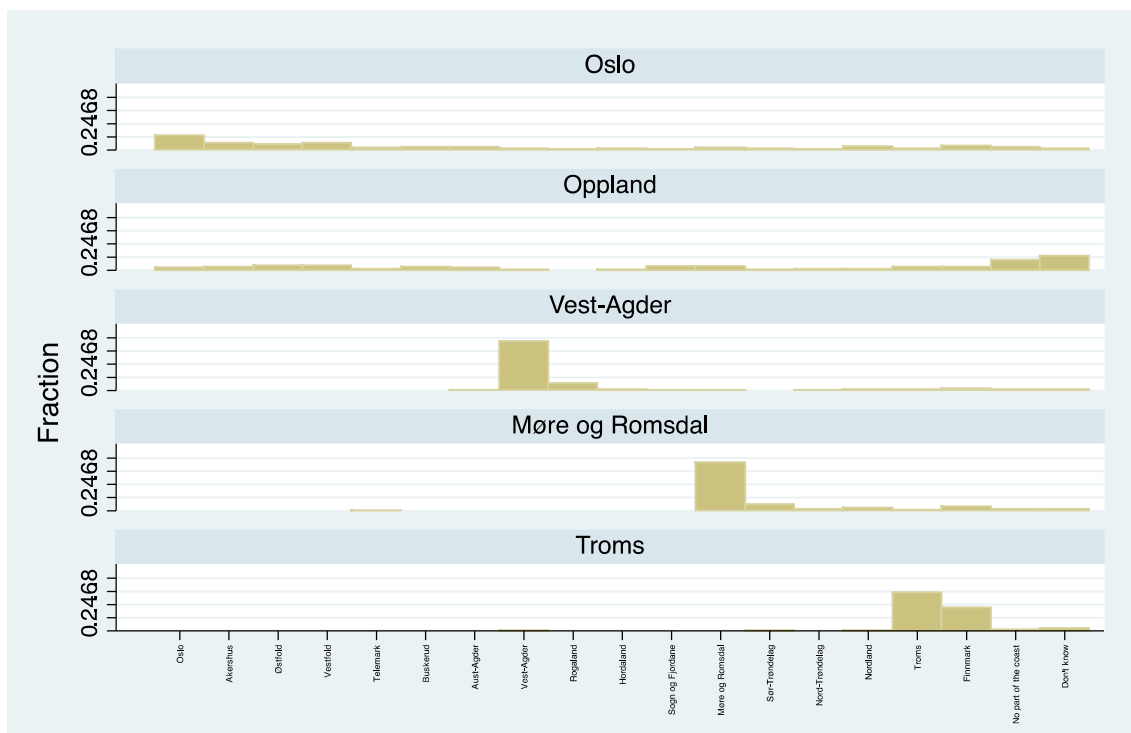
Vi ønsket også å undersøke hvilke deler av kysten respondentene bruker mest, og hvilke deler av kysten de er mest opptatt av å unngå oljeutslipp langs.

Figur 2.26 viser hvilke fylker respondentene innenfor hver landsdel oppgir at det betyr mest for dem og deres husstands livskvalitet å unngå miljøskader fra oljeutslipp i. Vi har valgt en av flere mulige landsdelsinndelinger (jmf. Tabell 2.1 ovenfor). Figuren viser at befolkningen innenfor hver region i hovedsak er opptatt av «sitt eget» kystområde. Det gjelder særlig i Nord-Norge som er det ene ytterpunktet. For Østlandet er fylkespreferansene mer spredt, men fortsatt med hovedvekt på de mest nærliggende fylkene. Imidlertid reflekterer figuren en mer sammensatt befolkning på Østlandet som har preferanser for å bevare kysten også utenfor der de selv bor. Det samme mønsteret går igjen for spørsmålet om hvilken del av kysten de har brukt til fritidsaktiviteter de siste fem år (vi viser ikke denne figuren her).

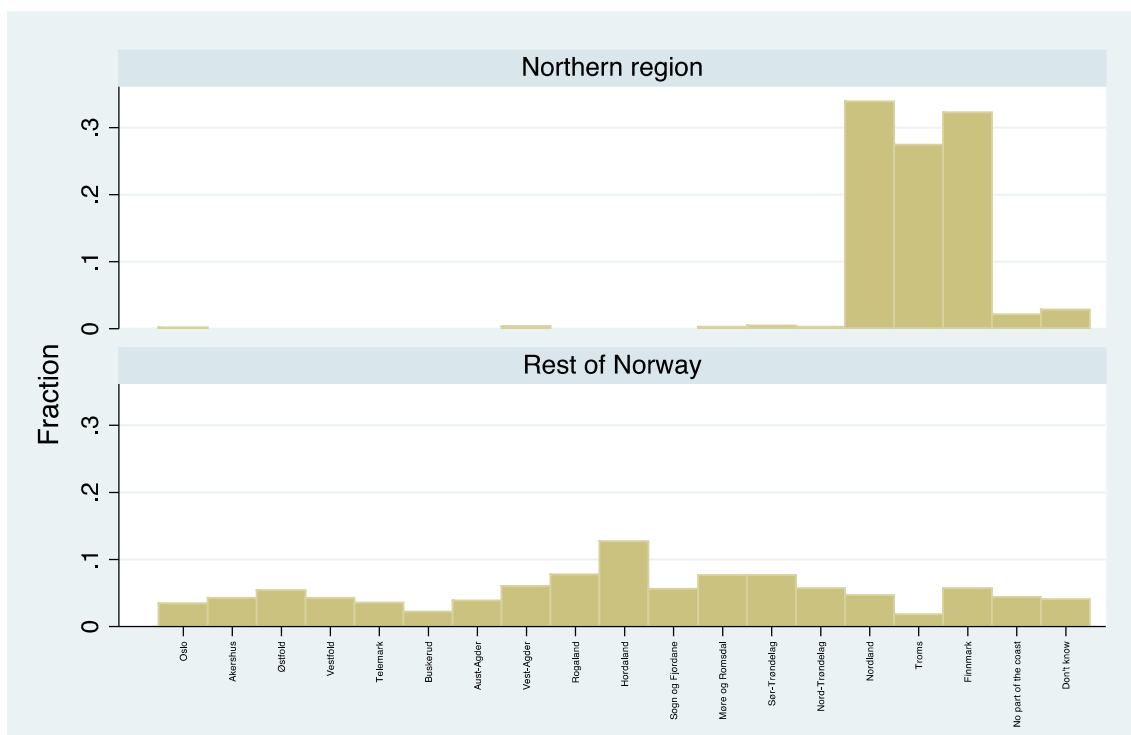


Figur 2.26 Del av kysten hvor det er av størst betydning å unngå miljøskader fra oljeutslipp, fordelt på hjemfylke i panel A og region i panel B

Vi har også analysert det samme spørsmålet om hvilket fylke respondentene er mest opptatt av å unngå skader i, ved å vise svarene for henholdsvis noen utvalgte fylker og for Nord- og resten av Norge, se Figur 2.27 (panel A og B). For Oslo og Oppland er det igjen et mindre klart mønster enn for kystfylkene Vest-Agder, Møre og Romsdal og Troms. I Oppland er det en større andel respondenter som ikke oppgir å ha preferanser for å unngå miljøskader i noen spesiell del av kysten, eller som ikke vet, mens preferansene til respondentene i Oslo til en viss grad er konsentrert i Østlandsfylkene, men det er relativt stor spredning. I Vest-Agder, Møre og Romsdal og Troms er preferansene konsentrert i hjemfylket og ett eller to nabofylker. Igjen viser panel B at respondentene i region Nord-Norge stort sett har preferanser for å unngå miljøskader i sin egen region. Dette mønsteret er sammenfallende for spørsmålet om hvilke deler av kysten respondentene har brukt mest. Disse svarene kan gi en indikasjon på hvilken del av befolkningen som berøres av ulike miljøskader, som grunnlag for aggregering av betalingsvilligheten over den «berørte befolkningen» (jmf. kap. 3).



Panel A



Panel B

Figur 2.27 Del av kysten hvor det er av størst betydning å unngå miljøskader fra oljeutslipp, fordelt på hjemfylke i panel A og Nord- og Sør-Norge i panel B

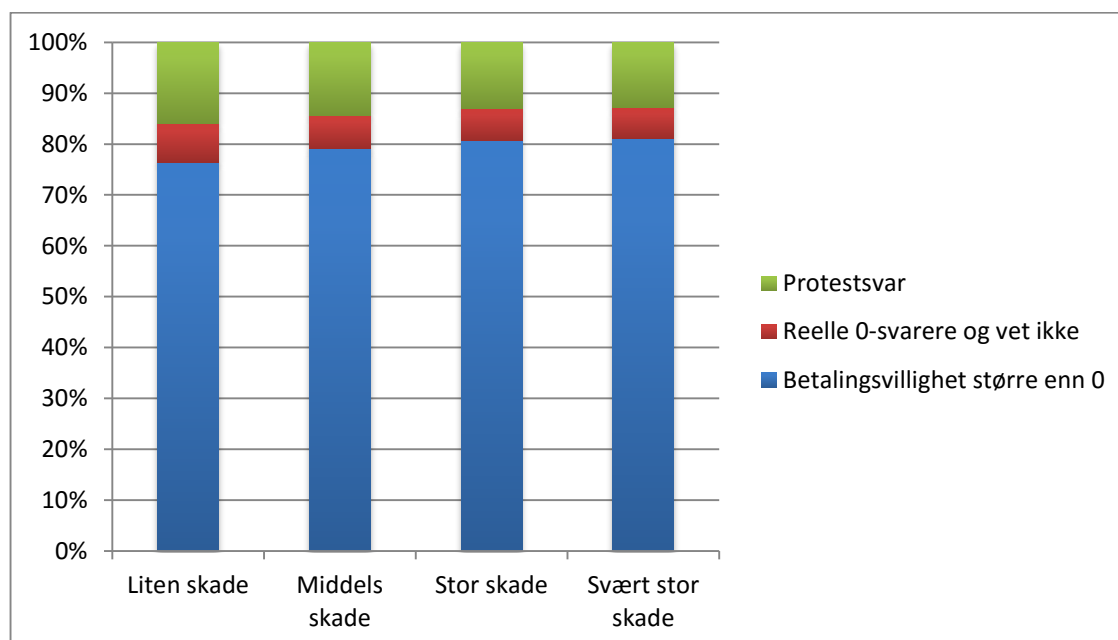
3. Kalkulasjonspriser

I dette kapitlet forklarer vi først beregningen av våre basisanslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand som et engangsbeløp for å unngå de ulike miljøskadestørrelsene. Deretter i 3.2 diskuterer vi hvordan disse anslagene kan brukes for å komme fram til kalkulasjonspriser for hvert tiltaksfylke, dvs. hvilken berørt befolkning en må summere (aggregere) over for å finne samlet velferdstap for en miljøskade av en bestemt størrelse (dvs. liten, middels, stor og svært stor). Vi presenterer så kalkulasjonsprisene for ulike tiltaksfylker. Holdbarhet og følsomhet i resultatene er i hovedsak diskutert i kapittel 4.5; i sammenheng med usikkerhet og sensitivitet i de ulike stegene, fra effekt av et tiltak på antall ulykker per år til forventet, neddiskontert verdi av å unngå miljøskader fra disse. For regneeksemplene i kapittel 5 har vi vist sensitivitet for noen nøkkelvariable.

3.1 Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand

3.1.1 Andelen som svarer «0», «vet ikke» og positiv betalingsvillighet

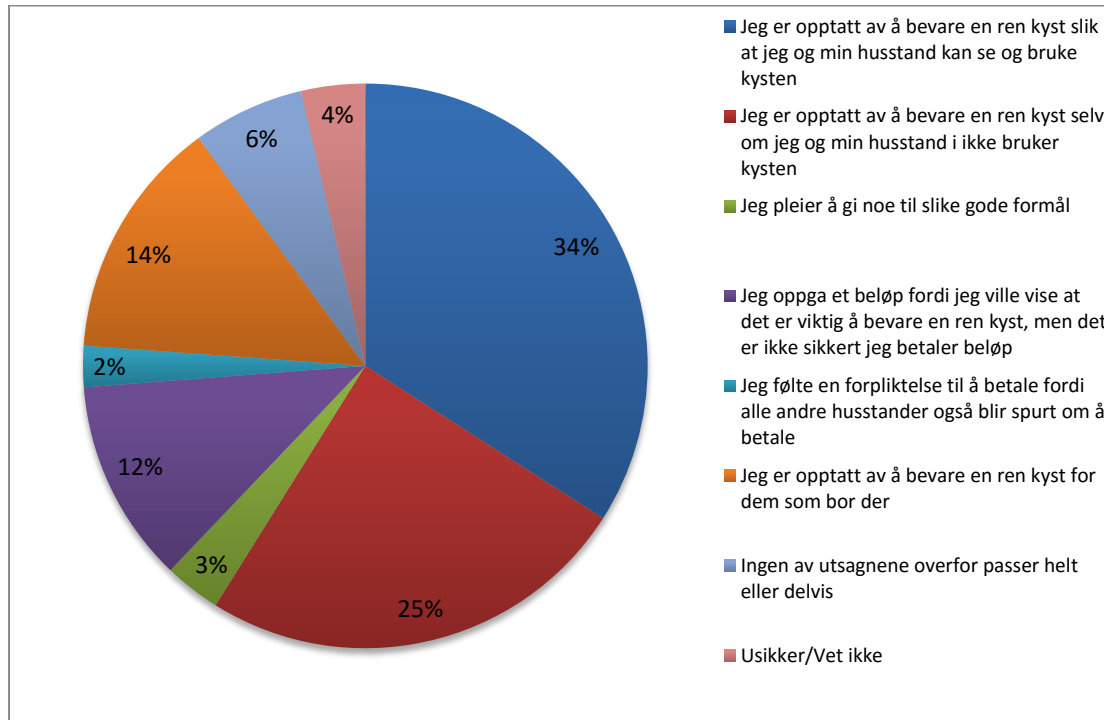
Figur 3.1 viser andelen av bruttoutvalget som oppgav positiv betalingsvillighet, andelen reelle nullsvar og «vet ikke», og andelen som på en eller annen måte «protesterte» på spørsmålet. De som protesterer er ikke villige til å gjøre den avveiningen mellom inntekt og unngåtte miljøskader som det spørres om, selv om mange i denne gruppen kan antas å få et velferdstap ved miljøskader fra oljeutslipp (jmf. diskusjonen i kapittel 2.5.6). Andelen reelle nullsvar og «vet ikke» er høyest for det minste skadenivået (8 prosent), det samme gjelder andelen protestsvar som er 16 prosent for det minste skadenivået, 14 prosent for middels skade og 13 prosent for de høyeste skadenivåene.



Figur 3.1 Andel protestsvar, reelle nullsvar og positiv betalingsvillighet i hele utvalget

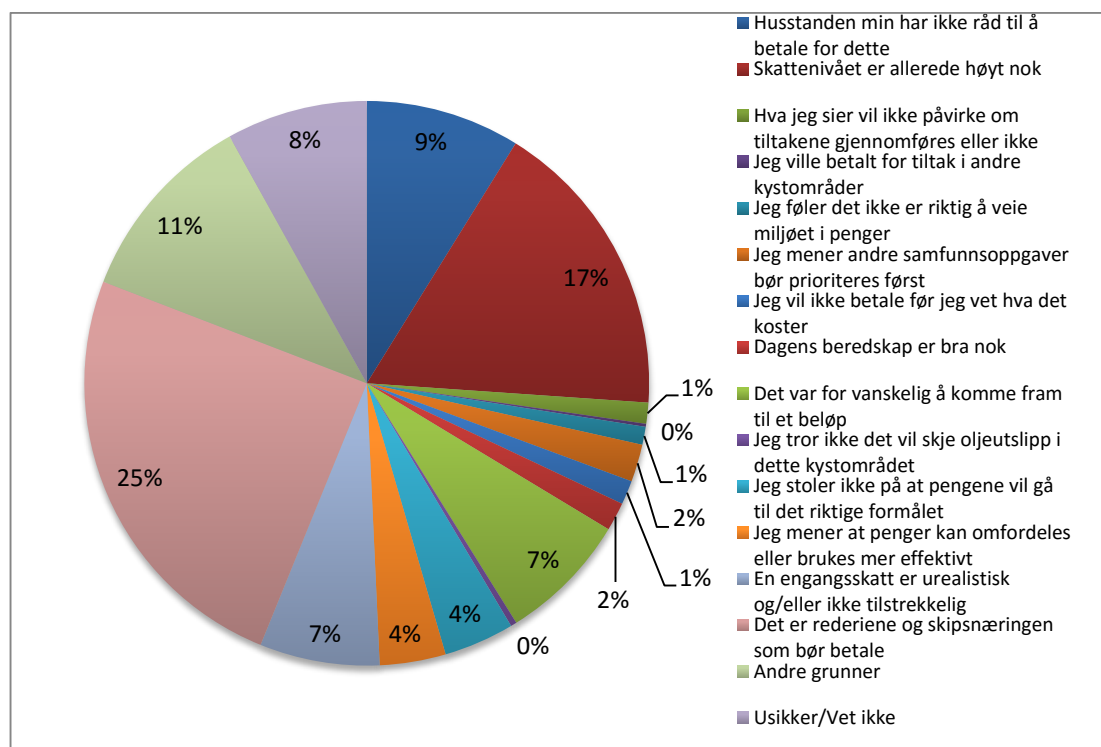
Den absolutt største andelen (rundt 80 prosent) av respondentene oppgir positiv betalingsvillighet for alle skadenivåene. Den relativt lave andelen som oppgir protestgrunner for å svare «0» eller «vet ikke» er betryggende for troverdigheten i svarene.

Som vist i Figur 3.2 er den viktigste grunnen til at respondentene er villige til å betale for å unngå miljøskader at de er opptatt av å bevare en ren kyst for egen husstands bruk av kysten (34 prosent), mens den nest viktigste grunnen er et ønske om å bevare en ren kyst selv om husstanden ikke selv benytter kysten (25 prosent). Det siste viser at ikke-bruksverdier er relativt viktig. Videre viser svarene at de fleste oppgir grunner som er i tråd med at de ville oppleve et reelt verditap ved miljøskader av ulike størrelser. Det er svært få som for eksempel oppgir at de «pleier å gi noe til slike gode formål».



Figur 3.2 Viktigste grunn til at respondenten oppgav positiv betalingsvillighet

Figur 3.3 viser at av respondentene som har svart null eller "vet ikke" på ett eller flere betalingsvillighetsspørsmål, oppgir flest (25 prosent) at de mener det er rederiene eller skipsnæringen som bør betale. Dette er på lignende nivå som det vi fant i pilotundersøkelsen (Vista Analyse 2015). I analysen av betalingsvillighet er dette tolket som et protestsvar – disse husholdningene har antakeligvis ikke null i betalingsvillighet for å unngå miljøskader, men de protesterer på spørsmålet. 17 prosent mener at skattenivået allerede er høyt nok, og har derfor oppgitt null eller «vet ikke» i betalingsvillighet. Dette er en vanlig grunn til nullsvar og er også definert som et protestsvar i analysen, og respondentene blir tatt ut i stedet for å telle som null i gjennomsnittsberegningen. Det er også en del som mener det er vanskelig å komme fram til et beløp (11 prosent). De som velger alternativer som indikerer at de enten ikke har råd eller ikke bryr seg om å unngå skader, telles som reelle nullsvarere.



Figur 3.3 Viktigste grunn til at respondenten svarte null eller "vet ikke" på spørsmål om betalingsvillighet

3.1.2 Metode for beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet

Respondentene ble bedt om å oppgi maksimal betalingsvillighet på glideskalaen vist i Figur 2.16, for fire miljøskadenivåer etter tur. Dersom en respondent oppgir maksimal betalingsvillighet på 100 kroner er neste mulige beløp på skalaen 200 kroner. Vi kan dermed anta at den reelle betalingsvilligheten ligger et sted i intervallet mellom 100 og 200 kroner. Her har vi beregnet gjennomsnittlig betalingsvillighet basert på midtpunktet i hvert av intervallene, det vil si 150 kroner for respondenter som ligger i intervallet mellom 100 og 200 kroner, og så videre oppover. Respondenter som har oppgitt betalingsvillighet over 12 000 kroner blir bedt om å oppgi et konkret beløp, og for disse respondentene bruker vi det oppgitte beløpet som betalingsvillighet.

Med mange og tette beløpsintervaller som vi bruker i glideskalaen tilnærmer midtpunktene ganske nøyaktig intervall-fordelingen (Cameron og Huppert 1989, Bateman m.fl. 2005).²³ Siden svarene på hver av de fire betalingsvillighetsspørsmålene ikke er uavhengige av hverandre (hvordan respondenten for eksempel vurderer middels skade er ikke uavhengig av hva hun oppga i betalingsvillighet for liten skade, osv.), brukte vi en paneldatamodell for å beregne gjennomsnittlig betalingsvillighet. Denne er nærmere begrunnet og beskrevet i Vedlegg C.

²³ Dette kan også estimeres ved bruk av såkalte intervallregresjonsmetoder der en kun antar at beløpet er innenfor hvert intervall, og at beløpet innenfor intervallet tillegges en gitt sannsynlighetsfordeling. Når intervallene er relativt små vil intervallregresjon og bruk av midtpunkt gi tilnærmet samme resultat. Vi kommer tilbake til betydningen av estimeringsmetode for gjennomsnittlig betalingsvillighet i kapittel 4.5.

Som vist i kapittel 2.5.5 får respondentene mulighet til å revidere beløpene de har oppgitt etter å ha svart på alle fire betalingsvillighetsspørsmål. I estimeringen av gjennomsnittlig betalingsvillighet har vi brukt den reviderte betalingsvilligheten. For hvert av betalingsvillighetsspørsmålene har omtrent 10 prosent av respondentene valgt å revidere beløpet når de fikk muligheten til det.

Vi har utelatt observasjoner hvor respondenten oppgir en betalingsvillighet som overstiger 5 prosent av husholdningsinntekten, ettersom det er lite trolig at dette beløpet er reell betalingsvillighet. En slik antagelse er vanlig i litteraturen for å ekskludere ekstremverdier og oppnå konservative anslag.²⁴ Antall ekstreme observasjoner stiger med skadestørrelsen, fra omtrent 0,2 prosent av observasjonene for den lille skaden til omtrent 0,5 prosent av observasjonene for den svært store skaden.

Som nevnt, definerer vi noen av svarene i undersøkelsen som "protestsvar", og utelater disse svarene fra undersøkelsen. Dette gjelder både tilfeller hvor det er oppgitt null i betalingsvillighet, og hvor respondenten har svart "vet ikke". De som tas ut har angitt en grunn som tyder på at de ikke har gjennomført den avveiningen de er blitt spurt om (jmf. Figur 3.3 ovenfor). Det betyr at de svarer kr 0 eller «vet ikke», selv om de kan ha et reelt velferdstap ved miljøskader fra oljeutslipp.

Når vi utelater disse observasjonene fra beregningen tilsvarer det å tildele disse respondentene gjennomsnittsbetalingsvilligheten fra det resterende utvalget i stedet for å regne deres betalingsvillighet som reelt lik null. Reelle «vet ikke»-svar er registrert som null i betalingsvillighet, i likhet med reelle nullsvar. Vi tror denne silingen gir det riktige bildet av betalingsvilligheten. Å anta at alle som svarer kr 0 eller «vet ikke» har et velferdstap som reelt er 0, tror vi undervurderer betalingsvilligheten.

3.1.3 Gjennomsnittlig betalingsvillighet

Landsdelsnivå

Vi har som utgangspunkt de fem representative utslippscasene lokalisert langs kysten i alle fem landsdeler. For hvert case, har vi trukket utvalg grovt sett for befolkningen som er hjemmeværende i grupper av fylker innen samme landsdel som utslippspunktet, som diskutert i kapittel 2.²⁵ Vi starter med å beregne betalingsvillighet for grovinndelte landsdeler som følger²⁶:

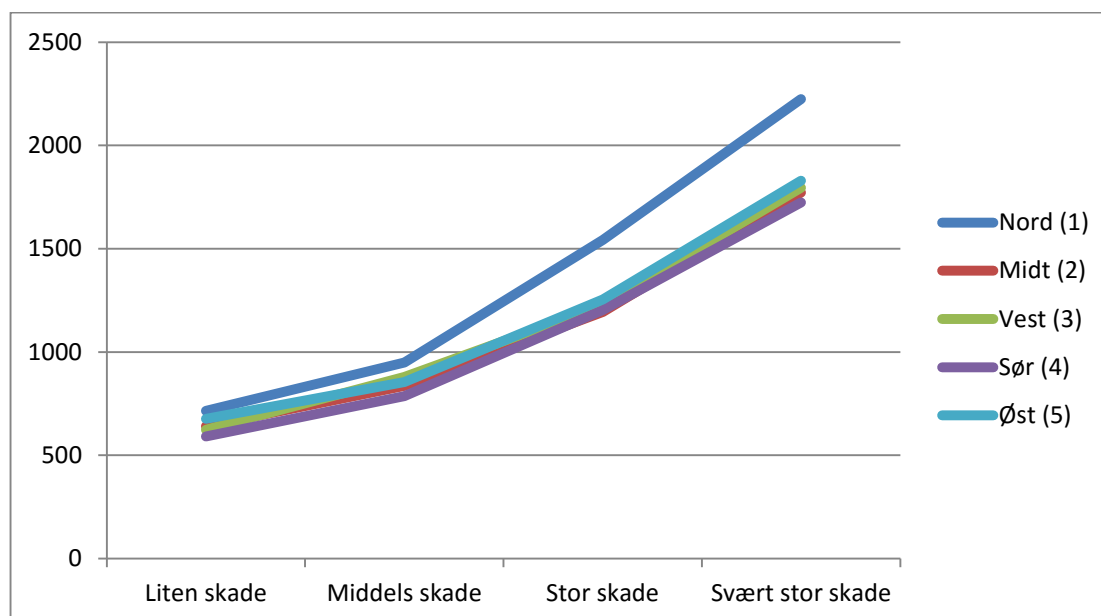
1. Nord-Norge: Nordland, Troms og Finnmark
2. Midt-Norge: Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal
3. Vest-Norge: Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane
4. Sør-Norge: Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark
5. Østlandet: Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold

²⁴ Se for eksempel Veisten m.fl. (2004)

²⁵ Som vist i Tabell 2.1 er enkelte kommuner og fylker inkludert i mer enn ett regionutvalg for å gi noe fleksibilitet i vurdering av landsdeler.

²⁶ For å unngå overrepresentasjon av kommuner og fylker som er med i flere utvalg, har vi utelatt disse observasjonene fra en av regionene i beregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet. Vi har beholdt observasjonene fra Hedmark og Oppland i Østlandsutvalget, observasjonene fra Telemark i Sør-Norge, observasjonene fra Rogaland i Vestlandsutvalget og observasjonene fra Møre og Romsdal i region Midt-Norge.

Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand i engangsbetaling for å unngå de fire miljøskadestørrelsene, gitt at bare én skadestørrelse inntreffer av gangen, er gitt i Figur 3.4. Som forventet øker gjennomsnittlig betalingsvillighet med skadestørrelsen for alle landsdeler, og gjennomsnittlig betalingsvillighet for de ulike skadestørrelsene er statistisk signifikant forskjellige på på minst 5 prosent signifikansnivå for alle landsdelene. Betalingsvilligheten varierer fra rundt kr 590 per husstand i en engangsbetaling for å unngå én liten skade i sør til omtrent kr 2200 for å unngå én svært stor skade i nord.



Figur 3.4 Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand for å unngå ulike skadenivåer for utslippsscenario i egen landsdel

Gjennomsnittlig betalingsvillighet er nokså lik mellom regionene for de to minste skadenivåene, men varierer mer for stor skade og svært stor skade, særlig mellom Nord-Norge og resten av Norge. Gjennomsnittlig betalingsvillighet for husstander i Nord-Norge ser ut til å ligge over gjennomsnittet for de resterende fire regionene for alle skadenivå, med særlig stor forskjell for de to største skadenivåene. Analysene våre viser at det er statistisk signifikant forskjell i betalingsvilligheten mellom Nord-Norge og resten av Norge, men ikke mellom resten av regionene. Dette er en tendens vi også har observert i den store pilotundersøkelsen diskutert i Vista Analyse (2013).

Gjennomsnittlig betalingsvillighet basert på todeling av landet

Siden forskjellene i gjennomsnittlig betalingsvillighet for samme skadenivå er små innad i Sør-Norge, men større mellom Nord-Norge og Sør-Norge, går vi videre med en forenklet regioninndeling der vi kun bruker to prisregioner for utregning av den gjennomsnittlige betalingsvilligheten: Nord-Norge (Nordland, Troms og Finnmark), og resten av Norge. Vi bruker så disse anslagene på fylkesnivå, hvis tiltak og dermed relevant utslipp unngås i ett av fylkene innenfor disse to landsdelene.

Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand for hvert skadenivå for de to regionene er vist i Tabell 3.1. Betalingsvilligheten for Nord-Norge er den samme som i Figur 3.4 ovenfor, mens den for resten av Norge nå er et snitt av fylkene innenfor denne regionen.

Tabell 3.1 Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand som engangsbeløp for å unngå ulike miljøskadestørrelser for to regioner (i 2015-kr) og tilhørende 95% konfidensintervall [i parentes]

	Liten skade	Middels skade	Stor skade	Svært stor skade
Nord-Norge	715	949	1542	2224
N=664	[624, 807]	[876, 1022]	[1437, 1647]	[2095, 2352]
Resten av Norge	636	849	1228	1795
N=3132	[621, 730]	[821, 939]	[1160, 1294]	[1648, 1842]

Anslagene varierer mellom kr 715 per husstand som engangsbeløp for liten skade til kr 2224 for den svært store skaden i Nord-Norge, og fra kr 636 for liten skade til kr 1795 for den svært store skaden. Vi kan se at konfidensintervallene ikke overlapper mellom skadestørrelser, noe som betyr at gjennomsnittene er signifikant forskjellige når en går fra ett skadenivå til det neste. Dette er betryggende, siden det viser at respondentene vurderer større skader som mer verdt å unngå enn de mindre skadene.

Vi ser også at gjennomsnittlig betalingsvillighet er høyere for hvert skadenivå for region Nord-Norge, sammenlignet med resten av Norge. Dette vises tydelig i Figur 3.5, og analysene våre viser også at forskjellen er statistisk signifikant på 1 prosent signifikansnivå.



Figur 3.5 Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand for to regioner

Dette bekrefter at det kan være fornuftig å skille på gjennomsnittlig betalingsvillighet på husstandsnivå mellom Nord-Norge og resten av Norge. Det er også såpass likt innenfor resten av Norge at det er grunn til å anta at gjennomsnittlig betalingsvillighet innenfor dette området for å unngå miljøskader fra en generisk, typisk utslippshendelse er den samme.

Neste spørsmål er så hvilken befolkning som kan antas berørt, for å komme fram til kalkulasjonspriser for unngått skade for hvert tiltaksfylke.

3.2 Kalkulasjonspriser for miljørelatert velferdstap

Aggregering over antatt berørt befolkning

Utgangspunktet for verdsettingsundersøkelsen var utvalg for ulike landsdeler, som ble bedt om å ta stilling til sin betalingsvillighet for å unngå miljøskader fra et gitt, konkret utslippscase langs kysten innenfor egen landsdel. Det var en praktisk tilnærming å anta at de fleste respondentene i hovedsak har preferanser for å unngå skader innenfor egen region. Samtidig er det slik at de større utslippene og miljøskadene påvirker områder utenfor de forhåndsdefinerte landsdelene rent fysisk (jmf. kartene i kapittel 2) og gir velferdstap blant folk også utenfor de umiddelbare nærområdene eller fylkene som påvirkes av oljen. Dette har vi også fått bekreftet i pilotundersøkelsen og ved kvalitativ testing. Det var ikke praktisk mulig eller ønskelig å dele inn utvalgene avhengig av størrelsen på utslipp og skadenivå; grupper av fylker eller landsdeler var utgangspunktet.

Vi må derfor supplere de fylkesvise anslagene for gjennomsnittlig betalingsvillighet fra Tabell 3.1 ovenfor med ekspertvurderinger om hvilken berørt befolkning som bør inkluderes i aggregeringen, bl.a. med utgangspunkt i resultatene fra oljedriftsmodelleringen og fra undersøkelsen (for eksempel svarene på spørsmålene om hvilke fylker folk er opptatt av å unngå utslipp, jmf. Figurene 2.26 og 2.27). De fylkesvise anslagene for betalingsvillighet per husstand må multipliseres med antall berørte husstander, som er definert som antall husstander i tiltaksfylket samt husstander i nærliggende fylker. Vi vet imidlertid at antallet husstander som skal tas med i «berørt befolkning» øker med økende nivå på miljøskaden. På denne måten kan vi få en liste over kalkulasjonspriser i form av aggregert betalingsvillighet pr. fylke for hver av de fire skadenivåene.

For hvert av tiltaksfylkene har vi gjort en skjønnsmessig vurdering av hvilke fylker som vil oppleve velferdstap for de ulike miljøskadestørrelsene. Som hovedprinsipp har vi brukt tre fylker, ett på hver side av tiltaksfylket, som minste geografiske enhet for den minste skaden. Flere av våre utvalg (med unntak av Østlandet) besto av tre fylker, og resultatene ga tydelige svar på at folk var villige til å betale for å unngå også den minste skaden i omkringliggende fylker til tiltaksfylket. For Oslofjordområdet, der fylkene ligger tettere og fylkesgrensene er mer kompliserte, har vi gjort en egen vurdering som i noen tilfeller inkluderer flere enn tre fylker. For vurderingen av fylker innenfor denne landsdelen, er «berørt befolkning» for den minste skaden en del mindre enn den ville vært hvis en la hele Østlandsregionen til grunn. Vi tror at å legge hele Østlandsregionen til grunn også for den minste skaden ville være å overdrive den samlede betalingsvilligheten. På den andre siden, selv om betalingsvilligheten per husstand for den minste skaden kanskje kan virke relativt høy sammenlignet med betalingsvilligheten for de store skadene i Tabell 3.1, har vi erfart både fra svarene i undersøkelsen og ved kvalitativ testing at folk tillegger det en ekstra verdi (utover den faktiske skaden) å unngå utslipp i det hele tatt. Dette er en reell verdi som bør tas med. Kun å inkludere tiltaksfylket for den minste skaden tror vi ikke reflekterer godt nok de preferansene folk har uttrykt i undersøkelsen.²⁷

For middels skade økes «berørt befolkning» noe for Sør-Norge og området rundt Oslofjorden, særlig på grunn av potensialet for at også et relativt lite utslipp kan berøre

²⁷ En pragmatisk tilleggsbegrunnelse for ikke å gå ned på berørt befolkning for den minste skaden, er at vi senere i kapittel 4 vurderer utslipp i kategorien 10-100 tonn for liten og middels sårbarhet som innenfor vår kalkulasjonspris for liten skade. 100 tonn er et stykke opp fra de modellerte 20 tonnene som ble brukt som utgangspunkt for den lille skaden folk har verdsatt.

mange fylker her (jmf. Full City-utslippet som kan vurderes å ha gitt middels skade). «Berørt befolkning» holdes omtrent uendret på tre fylker for øvrige deler av landet for middels skade, som korresponderer med en regiontolkning som var grunnlaget for utvalgene på Vestlandet, i Midt-Norge og Nord-Norge. Det er også slik at kystlinjene er lengre og spredningen av et middels utslipp er relativt mer begrenset enn for de store og svært store utslippene.

For den store og svært store skaden vurderes berørt befolkning å gå over omtrent to regioner, i de fleste tilfeller to fylker på hver side av tiltaksfylket. Her vil spredning av olje typisk i sør-nord og øst-vest-retning ha en del å si for hvilke fylker som berøres rent fysisk (som oljedriftsmodelleringen viser), men det er også relevant å ta med fylker utenfor dette influensområdet, av de grunner vi har nevnt ovenfor. I Oslofjordområdet vurderes den fulle Østlandsregionen som relevant for disse skadenivåene. Vi tror ikke dette overdriver det totale velferdstapet, men samtidig skal man være forsiktig med å øke befolkningen utover det vi har hold for å anta basert på resultatene fra verdsetningsundersøkelsen. Med andre ord, har vi for eksempel ikke grunnlag for å si at hele den norske befolkningen har preferanser for å unngå de største skadene. Det har vi ikke spurt om spesielt.

Aggregeringen av berørt befolkning er gjort basert på beste skjønn. Det er ingen åpenbart riktige eller gale måter å gjøre dette på, og det er ingen andre studier vi har sett som har undersøkt ulike skadenivåer fra oljeutslipp som potensielt berører ulike befolkninger. Om vi hadde delt inn i helt faste landsdeler for berørt befolkning (for eksempel basert på inndelingen vi diskuterer først i kapittel 3.1), ville kalkulasjonsprisene vist større variasjon mellom regioner enn det det strengt tatt er grunnlag for i folks reelle preferanser. For vurdering av nytten av konkrete tiltak ville det bety svært mye om tiltaket for eksempel var lokalisert innenfor eller utenfor Østlandsregionen versus den mye mindre Sørlands-region. Med andre ord får den konkrete grensdragningen mellom regioner uforholdsmessig stor betydning. Vår anbefalte framgangsmåte visker i hvert fall ut de største av disse forskjellene mellom regiongrenser, samtidig som den får fram at både betalingsvillighet per husstand og størrelse på berørt befolkning taler for at det er mer verdifullt for samfunnet å gjøre tiltak i enkelte fylker sammenlignet med andre. Dette er en riktig og viktig samfunnsøkonomisk tolkning. Om det av fordelingsmessige grunner bør gjøres tiltak på lik linje i alle fylker, er i såfall en vurdering som ikke har med samfunnsøkonomisk lønnsomhet å gjøre.

Utgangspunktet har vært å gjøre en konkret vurdering av berørt befolkning for hvert fylke, men samtidig være tydelig på de forutsetningene som ligger bak slik at disse kan endres hvis man i spesielle tilfeller har bedre informasjon for å vurdere miljøskader eller berørt befolkning. Vi har vurdert det som upraktisk og urealistisk detaljert for det presisjonsnivået som bør legges til grunn for en samfunnsøkonomisk analyse, å gå ned på for eksempel kommunenivå for berørt befolkning. Som vi kommer inn på i kapittel 4, er det usikkerhet i flere ledd og mange faktorer som betyr noe for den neddiskonterte nytten av tiltak.

Kalkulasjonsprisene er ment å gi standardverdier som kan brukes i tilfeller der en ikke bruker tid eller ressurser på ytterligere vurderinger av tiltaket (for eksempel egne oljedriftsmodelleringer). Vi har også lagt vekt på ikke å overvurdere nytten av tiltak, men heller sikre at de kalkulasjonsprisene vi anbefaler er relativt konservative.

Kalkulasjonspriser på fylkesnivå

Tabell 3.2 gir anbefalte kalkulasjonspriser for alle tiltaksfylker for fire miljøskadenivåer, i millioner kroner. Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand enten for Nord-Norge eller resten av Norge er multiplisert med antall husstander i de fylkene som antas som

del av berørt befolkning.²⁸ Tolkningen er at verdiene uttrykker totalt velferdstap i kroner for et tiltak som unngår en av de respektive miljøskadene. For eksempel er anbefalt verdi for et tiltak som gjennomføres i Vestfold og medfører at en stor skade unngås anslått til 1,6 milliarder kroner. Det er punktanslag og bruken av dem bør suppleres med sensitivitetstiltakspriser. Vi kommer tilbake til dette i kapittel 4.

Vi har rundet av beløpene til nærmeste millioner kroner. Hvilke fylkesbefolkninger som er antatt inkludert for hvert fylke og skadenivå er gitt i vedlegg B. Utrekningen av kalkulasjonsprisene er gitt i regnearket i vedlegg D.

Tabell 3.2 Kalkulasjonspriser for ulike tiltaksfylker for å unngå fire miljøskadenivåer (mill. kroner)

Tiltaksfylke	Liten skade	Middels skade	Stor skade	Svært stor skade
Østfold	426	905	1601	2497
Akershus	551	905	1601	2497
Oslo	463	905	1601	2497
Buskerud	426	905	1601	2497
Vestfold	298	905	1601	2497
Telemark	161	568	1483	2497
Aust-Agder	143	402	856	1693
Vest-Agder	233	381	852	1455
Rogaland	354	473	815	1419
Hordaland	332	443	903	1588
Sogn og Fjordane	270	360	979	1548
Møre og Romsdal	208	278	784	1353
Sør-Trøndelag ²⁹	216	289	623	912
Nord-Trøndelag	209	280	655	958
Nordland	185	245	684	987
Troms	164	218	454	655
Finnmark	164	218	454	655

Note: Hvilke fylkesbefolkninger som er antatt som berørt befolkning og tatt med i aggregeringen av betalingsvillighet er gitt i Vedlegg B.

I neste kapittel går vi detaljert inn på de metodiske trinnene i bruken av kalkulasjonsprisene.

²⁸ Vi har brukt et nasjonalt anslag på husstandsstørrelse. I aggregeringen av betalingsvillighet der skade påvirker fylker både innenfor Nord-Norge og resten av Norge, har vi antatt betalingsvilligheten innenfor den regionen tiltaksfylket tilhører for den befolkningen som også er utenfor prisregionen. Dette er en rimeligere tolkning, siden utvalget utenfor tiltaksregionen fikk et annet utslippsscenario å vurdere.

²⁹ Selv om Trøndelagsfylkene er vedtatt slått sammen, kan man ta utgangspunkt i de gamle fylkesgrensene for bruk av enhetsprisene når dette skjer.

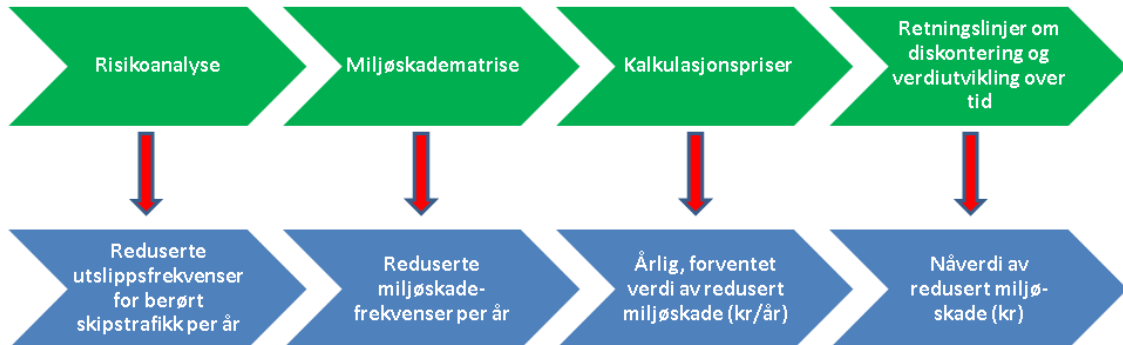
4. Metode for bruk av kalkulasjonsprisene i samfunnsøkonomiske analyser

4.1 Innledning – metodiske trinn

Dette kapittelet går igjennom anbefalt metode for hvordan kalkulasjonsprisene på fylkesnivå fra kapittel 3 kan anvendes i samfunnsøkonomiske analyser. For å kunne bruke kalkulasjonsprisene må vi ha informasjon om effekten av tiltak på sannsynligheten (frekvensen) for oljeutslipp og hvilket omfang av miljøskader utslippene gir. Omfang av miljøskader som unngås ved tiltak kan så kobles med våre kalkulasjonspriser, som er basert på fem utslippsscenarioer langs kysten som hver har fire skadestørrelser.

Siden vi verken har perfekt informasjon om effekten av tiltak på utslipp og resulterende miljøskader eller har kalkulasjonspriser for alle miljøskader som vil kunne inntreffe³⁰, må vi gjøre forenklinger og praktiske tilpasninger basert på den kunnskapen vi har og regner med å kunne få om effektene av typiske tiltak.

Trinnene for bruk av kalkulasjonsprisene i en samfunnsøkonomisk analyse er nærmere beskrevet i Figur 4.1. En starter med informasjon fra risikoanalysen av tiltaket for å si noe om hvordan årlige frekvenser for grunnstøtinger og kollisjoner for berørt trafikk vil bli påvirket. Resultater fra risikoanalysen vil også, sammen med noen tilleggsantagelser vi kommer tilbake til nedenfor, kunne gi anslag for endringer i frekvenser for utslipp av ulike typer og mengder olje. Da har man kommet til første pil i Figur 4.1.



Figur 4.1 Trinn i bruken av kalkulasjonsprisene for beregning av prissatt nytte av et tiltak

Koblingen mellom endring i utslipp og sannsynlige miljøskader (pil to fra venstre i figuren) gjøres normalt ikke i standard risikoanalyser. For å bygge broen fra utslipp til miljøskader som så kan kobles med våre kalkulasjonspriser, har vi utviklet en praktisk metodikk (kalt «miljøskadematrixe» i figuren). Metodikken er utarbeidet i samarbeid med

³⁰ Det ville vært umulig å utføre en undersøkelse som kunne dekke alle mulige utfall.

miljøeksperter, Kystverkets egne ressurser og erfaringer og kunnskap fra internasjonal litteratur.³¹ Vi går nærmere inn på denne metodikken i neste avsnitt.

Når miljøskadematrixen er benyttet for å klassifisere de miljøskadestørrelsene som får redusert årlig frekvens som følge av et tiltak, kan en plukke ut de riktige kalkulasjonsprisene fra Kapittel 3.2. En kan så beregne forventet årlig verdi av det miljørelaterte velferdstapet som unngås som følge av tiltaket (pil tre i Figur 4.1).³²

Siden samfunnsøkonomiske analyser gjennomføres på forhånd (ex ante), og vanligvis har en analyseperiode på fra 40 til 75 år, er det siste trinnet å beregne den neddiskonterte verdien av nytten over hele analyseperioden. Det krever bl.a. antagelser om diskonteringsrente, befolknings- og husstandsutvikling, hvorvidt verdien av reduserte miljøskader vil stige i samme takt som andre varer og tjenester i samfunnet eller bør realprisjusteres. Vi kommer tilbake til disse antagelsene i kapittel 4.4. Til slutt i kapitlet diskuterer vi holdbarhet og sensitivitet i resultatene.

For å se hvordan fremgangsmåten som beskrives i dette kapitlet kan benyttes i praksis, viser vi til to eksempeltiltak som er beskrevet og beregnet i kapittel 5. Disse eksemplene følger de generelle trinnene beskrevet i dette kapitlet, men går mer inn på detaljer ved de praktiske beregningene og hvilken informasjon som benyttes i beregningene. Merk at metodikken beskrevet her er ment å gjelde for ulike typer tiltak som påvirker trafikkbildet, og der en har eller kan fremskaffe informasjon om hvordan tiltaket påvirker ulykkesfrekvenser og mulige utslipp.

4.2 Fra risikoanalyse av tiltak til forventede utslipp som gir miljøskade

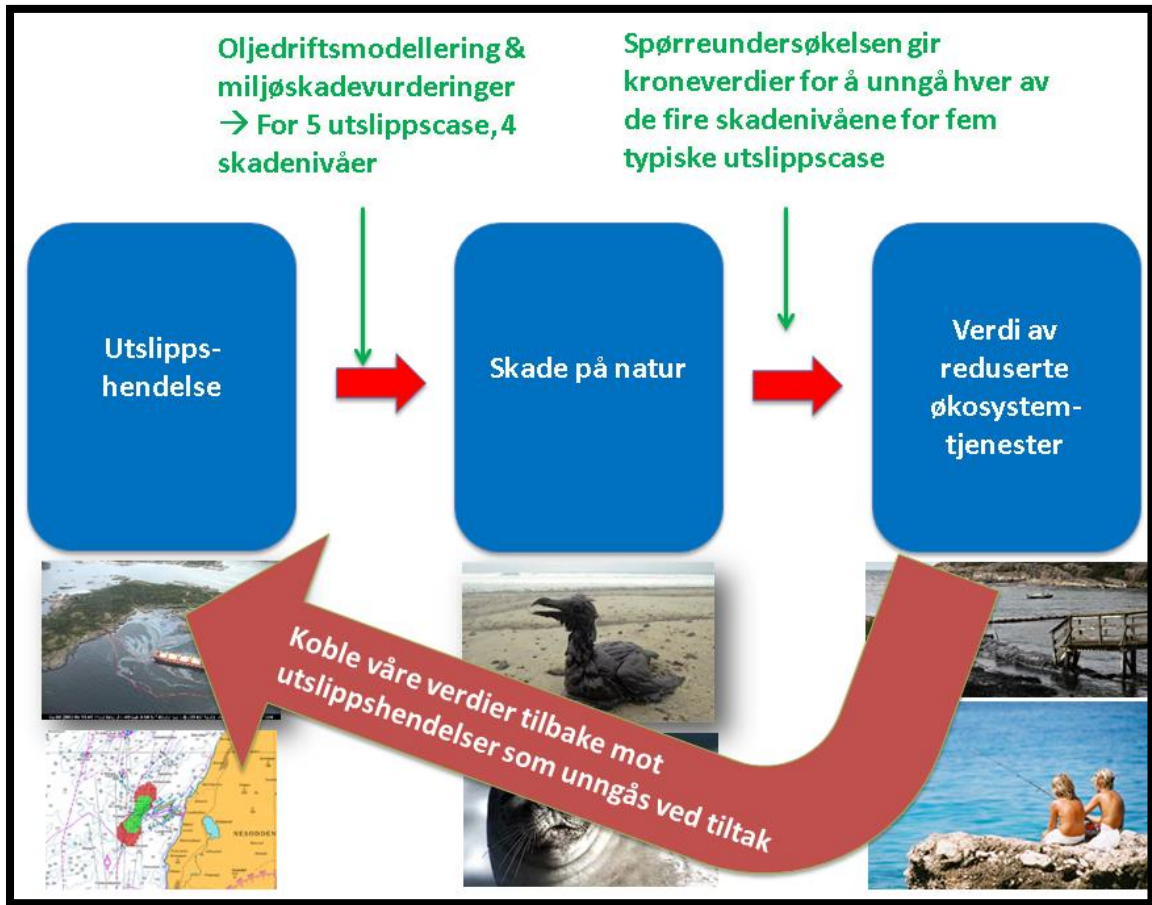
Kystverkets tiltak påvirker frekvenser for uhellshendelser med oljeutslipp

Når det gjennomføres tiltak i farleder, fiskerihavner eller andre typer tiltak, endres ofte frekvensen (sannsynligheten) for uhellshendelser som kan føre til oljeutslipp som i sin tur gir miljøskader. For å kunne benytte verdsettingen av miljøskadene som er beregnet i kapittel 3, må man kunne koble kroneverdiene for de fire miljøskadenivåene med informasjon fra risikoanalysen om effekten av tiltak på sannsynlighet for utslipp og tilhørende miljøskader.

Vi tok utgangspunkt i fem konkrete utslippspunkt i fem regioner, med fire spesifikke oljeutslippsmengder og -typer i verdsettingsscenariene som er beskrevet i kapitlene foran. For at resultatene skal kunne brukes for vurdering av ulike tiltak ulike steder i landet, må de gjøres mer generelle. Vi trenger derfor en «tilbakekobling» fra våre kroneverdier til utslippshendelser som unngås ved tiltak. Dette er illustrert i figur 4.2 nedenfor.

³¹ Vista arrangerte bl.a. en workshop i samarbeid med Kystverket den 6. februar 2016 der denne metodikken ble diskutert.

³² En antagelse som ligger til grunn for å kunne gjøre dette er at en kan summere endringer i frekvenser for ulike miljøskader med ulike kalkulasjonspriser for disse skadene.



Figur 4.2 Tilbakekobling fra våre verdier til utslippshendelser som unngås ved tiltak

Utgangspunkt i risikoanalyser

Kystverket bruker verktøyet IWRAP (IALA Waterway Risk Assessment Program³³) som modelleringsverktøy for farledstiltak. Dette gir frekvenser for kollisjoner, grunnstøtinger og kontaktskader, men ingen analyse av konsekvenser. Modellen skiller mellom drivende grunnstøtinger og grunnstøtinger under maskinkraft. For kollisjoner er kategoriene møtende, overtakende, kryssende, sammenflettende og kollisjoner i «turn».

Standard kvantitative risikoanalyser i regi av Kystverket gir informasjon om endring i kollisjons- og grunnstøtingsfrekvenser per år som følge av tiltaket for ulike skipstyper og –størrelser (lengder), som vist i Tabell 4.1 nedenfor for grunnstøtinger (eksempel på format, ikke utfyllt). Tabellen vil typisk ha frekvenstall i en del av cellene.

Tilsvarende tabell kan settes opp for endret frekvens for kollisjoner. Slike kvantifiserte endringer av kollisjons- og grunnstøtingsfrekvenser for aktuelle tiltak for berørt trafikk, ligger til grunn for de videre beregningene.

³³ Utviklet av IALA, se: http://www.iala-aism.org/wiki/iwrap/index.php/Main_Page

Tabell 4.1 Endring i grunnstøtingsfrekvens per år (eksempel på format, ikke utfyllt)

Skipstype	Skipsstørrelse (lengde)					Sum
	<30 m	30-70 m	70-100 m	100-150 m	osv.	
Stykkogdsskip						
Roro-skip						
RoPax-skip						
Passasjerbåt						
Oljetankskip						
Offshore supply skip						
Containerskip						
Kjøle-/fryseskip						
Kjemikalie-/produkttankskip						
Fiskefartøy						
Cruiseskip						
Bulkskip						
Andre servicefartøy						
Annet						
Sum						

Fra endrede ulykkesfrekvenser til mulige utslipp

For å komme videre i beregningene og kunne benytte miljøskadeverdiene (kalkulasjonsprisene), må en finne ut hvordan endringer i frekvenser for grunnstøtinger og kollisjoner påvirker forventede oljeutslippsmengder og –typer.

En gjennomgang av statistikk fra SDU (Sjøfartsdirektoratets ulykkesdatabase) gjort av DNV GL viser at kun tre prosent av alle grunnstøtinger resulterer i utslipp (DNV 2014) fordelt på følgende sannsynligheter³⁴ og bunkersvolum³⁵:

- 1,5 % av frekvensen gir utslipp av 30 % bunkersvolum
- 0,3 % av frekvensen gir utslipp av 60 % av bunkersvolum
- 1,2 % av frekvensen gir utslipp av 100 % av bunkersvolum

En forenkling av dette vil være å si at de tre prosent som gir utslipp av 100 prosent bunkersvolum (100 prosent bunkersvolum antas å utgjøre 65 prosent av bunkerskapasitet, se neste avsnitt). Denne antagelsen er benyttet videre i regneeksemplene i kapittel 5. Bunkersvolum er beregnet av Kystverket fra gjennomsnittlig bunkerskapasitet etter skipstype og skipsstørrelse og er her kategorisert/fargekodet i utslippskategoriene vist i figur 4.3.

For kollisjoner er det, basert på opplysninger fra Kystverket (presentasjon 11.12.2015) som bygger på Safetec (2014) antatt at kun tankskip som blir truffet i siden kan gi utslipp av lastolje. Utslipp av bunkersolje er sett bort fra, fordi de færreste skip fører bunkersolje

³⁴ Vi har her ikke vurdert grunnlag for denne statistikken og tallene, men lagt til grunn samme forutsetninger som benyttes i Kystverkets risikoanalyser.

³⁵ Med bunkersvolum menes tonn olje i drivstofftankene. Drivstoff kan være både bunkersolje, råolje og marin diesel mm.

i sidetanker utenom maskinrommet. Det er svært lav sannsynlighet for å treffe tankene i maskinrommet ved en kollisjon. For å få penetrering av en skipsside må vinkelen mellom skipenes kursretning være større enn ca. 30 grader (Safetec, 2014). Hvis ikke vil det skipet som treffer bare skrense langs det andre skipet, og det vil kun oppstå moderate skader.

Det er derfor antatt at ingen møtende eller overtakende kollisjoner vil medføre oljeutslipp. På bakgrunn av dette er møtende og overtakende kollisjoner vurdert til ikke å medføre oljeutslipp, mens det er antatt at *alle kryssende og sammenflettende kollisjoner vil føre til penetrering av skrog*.

Videre må det ene skipet treffe det andre innenfor lasteromsområdet, som utgjør ca. 70 prosent av total skipslengde på både tank- og lasteskip. Med en antagelse om uniform fordeling av treffpunkt langs den totale skipslengde reduseres derfor frekvensen for penetrering med en faktor på 0,7.

Med disse forutsetningene for utslipp fra kollisjoner kommer man fram til at sannsynligheten for utslipp ved kollisjon er 0,03 (3 prosent). Sannsynligheten for utslipp fra en tank er 0,022 (2,2 prosent) mens sannsynligheten for utslipp fra to tanker er 0,008 (dvs. 0,8 prosent) (DNV 2014a). Oljemengder i tankene kan innhentes fra kunnskap om den aktuelle skipsfarten i det aktuelle området. Dersom slik informasjon ikke foreligger, kan man benytte generiske opplysninger om gjennomsnittlig oljemengde i tanker på tankskip som anløper norske havner.

Inndeling av oljemengder i fem størrelseskategorier som er gitt ulike fargekoder

Basert på de oljemengdene vi benyttet i våre utslippscase i hovedstudien og som en praktisk tilnærming til å vurdere miljøskader av ulike utslippsmengder, har vi satt opp fem størrelseskategorier som illustrert i figuren nedenfor. De fem kategoriene inkluderer 10-100 tonn, 100-500 tonn, 500-2 000 tonn, 2 000-10 000 tonn og 10 000-50 000 tonn. Vi har gitt ulike mengder ulike fargekoder for et enkelt visuelt bilde av økende mengder med mørkere blåfarge.

10-100t
100-500t
500-2 000t
2 000-10 000t
10 000-50 000t

Figur 4.3 Fargekoder for oljeutslippsmengder

Beregning av bunkerskapasitet gitt 65 prosent fyllingsgrad

Bakgrunnsinformasjon i de kvantitative risikoanalysene som gjennomføres i regi av Kystverket, viser bunkerskapasitet for de aktuelle skipstypene og -størrelsene som er oppgitt i Tabell 4.1. Dersom man ikke har denne informasjonen for alle skip som trafikkerer tiltaksområdet, kan generiske tall benyttes. Som nevnt over, antas det som en tommelfingerregel 65 prosent fyllingsgrad for bunkerskapasiteten. Det vil si at man må multiplisere oppgitt bunkerskapasitet for hver skipstype og -størrelse med 0,65 for å få antatt oljemengde (som kan slippe ut).

Beregning av forventede oljemengder gitt at bare tre prosent av grunnstøtinger gir utslipp

Som nevnt over regner man i Kystverkets risikoanalyser med at kun tre prosent av alle grunnstøtinger gir utslipp. For å finne riktig utslippsfrekvens må man derfor multiplisere med 0,03 for å ivareta at 97 prosent av grunnstøtingene ikke gir utslipp av olje.

Beregning av forventede oljemengder ved utslipp korrigert for at 25 prosent antas fanget opp av oljeberedskap

I våre estimater for miljøskader som følge av ulike mengder oljeutslipp ble det, som beskrevet i kapittel 2, ikke lagt inn noen oljevernberedskap. Ved vurdering av konsekvenser av tiltak må vi imidlertid legge inn en forventet redusert oljemengde på sjø som følge av beredskapstiltak. Basert på erfaringer med tidligere utslippshendelser i Norge (bl.a. Full City ved Langesund og Godafoss ved Hvaler) anslår Kystverkets Beredsskaps-senter at andelen oppsamlet olje er mellom 5 og 50 prosent (Østmann pers. medd. 27.04. 2016). Andre anslår tallet til 10-30 prosent (Brude pers.medd.), og på Kystverkets hjemmesider er det oppgitt 10-15 prosent³⁶. Det er sannsynlig at andelen varierer mindre med område i landet og utslippsstørrelse enn med værforholdene i tiden ved og etter oljeutslippet. Etter konsultasjon med Beredsskaps-senteret legges 25 prosent til grunn (Østmann pers. medd. 3.6. 2016), og det antas videre at oljen som blir samlet opp gir ubetydelige lokale miljøskader før den tas opp. Det kan imidlertid være grunn til å regne på andre volumer av oppsamlet olje og skaden av denne i en følsomhets-analyse.

Antagelse om hvor mye av trafikken som benytter ulike drivstofftyper

Vi trenger i tillegg informasjon om fordelingen av ulike drivstofftyper for de aktuelle skipene. Dette har betydning for hvilken miljøskade utslippene vil medføre. Dersom man ikke har slik informasjon for de aktuelle skipene eller skipstypene, kan man som en tommelfingerregel anta at 80 prosent av trafikken benytter marin dieseloilje som drivstoff mens de resterende 20 prosent benytter mellomtung eller tung bunkersolje (IFO/HFO). Det kan være vanskelig å se for seg hvilke drivstofftyper som vil bli benyttet i hele analyseperioden for et tiltak, og det kan derfor være aktuelt å gjennomføre følsomhetsanalyser med andre prosentvise fordelinger for drivstofftype over tid.

Summere frekvenser for ulike utslippsintervaller

Man kan så summere frekvenser for ulike utslippsintervaller slik at man får en samlet frekvens for hver av de ulike utslippsintervallene.

Tilsvarende beregninger gjøres for utslipp fra kollisjoner

De samme trinnene som vi har beskrevet for grunnstøtinger må gjøres for kollisjoner dersom tiltak påvirker frekvenser for utslipp av både grunnstøtinger og kollisjoner. Som beskrevet over, er det bare visse typer kollisjoner som antas å kunne gi utslipp. Det antas også at kollisjoner ikke vil gi utslipp av drivstoff, kun av olje fra last. Dette innebærer at det kun er skip som frakter olje (eller eventuelt andre kjemikalier) som vil gi utslipp, og disse vil kunne ha utslipp fra en eller to tanker. Dette innebærer at frekvensen av kollisjoner som kan gi oljeutslipp ofte er begrenset, og det samme blir da *endring* i kollisjonsfrekvens som gir utslipp som følge av tiltak. Man må likevel gjøre vurderingen for kollisjoner, og inkludere endrede utslipp fra kollisjoner i beregningene dersom det er relevant.

³⁶ <http://www.kystverket.no/Beredskap/Forurensningsberedskap/Muligheter-og-begrensninger>

Beregninger må gjøres for all trafikk som blir berørt av tiltaket

I en del tilfeller fører utbedring av farleder til at trafikk overføres fra en farled til en annen. Det betyr at man kan få endring i grunnstøttings- og kollisjonsfrekvens som kan gi utslipp både i den farleden der det planlegges tiltak og i andre farleder. For å gi et riktig bilde av situasjonen med og uten tiltak, må man inkludere endret trafikk med tilhørende utslipp også i disse andre farledene.

4.3 Fra vurdering av miljøskade til valg av kalkulasjonspris

Kalkulasjonsprisene vi har beregnet i kapittel 3 er basert på fem typiske utslippscase på fem forskjellige steder langs norskekysten. For hver av disse casene er fire typer utslipp modellert, reproduisert fra kapittel 2 (se Vista Analyse 2015 for detaljer):

- Lite utslipp: 20 tonn marin dieseloilje (MDO)
- Moderat utslipp: 200 tonn IF180 bunkersolje
- Stort utslipp: 2 000 tonn IF380 bunkersolje
- Svært stort utslipp: 20 000 tonn Oseberg råolje

Generelt vil faktisk miljøskade som følge av et utslipp variere mye fra sted til sted og gjennom året, og det er vanskelig å finne en entydig sammenheng mellom utslippsvolum og miljøskade. Våre miljøskadetabeller fra undersøkelsen (se Vedlegg A for alle fem) viser også en del variasjon i skader. Tabell 4.2 viser en del større oljeutslipp med estimert dødelighet av sjøfugl (bl.a. basert på Tan et al. 2010).

Tabell 4.2 Oversikt over en del større oljeutslipp fra skip og resulterende antall døde fugler (estimert)

Kilde	Skip	År	Utslippsvolum (tonn)	Antall døde fugl
Oil Spill Intelligence report (1999)	Apex Houston	1986	90	9856
Kystverket	Godafoss	2011	112	3000
Kees, C.J et al (Jul 2005)	TriColor	2003	170	40000
Kystverket	Full City	2009	293	2500
Kystverket	Rockness	2004	400	2185
Kystverket	Server	2007	676	6000
O'Sullivan, A.J. & Jacques T.G. (2001)	Hamilton Trader	1969	700	6000
Oil Spill Intelligence report (1999)	Nestucca	1988	790	65000
Oil Spill Intelligence report (1999)	ARCO Achorage	1985	819	4000
Oil Spill Intelligence report (1999)	American Trader	1990	1427	3400
Post Gazette (1998)	Monogahela River	1988	2200	2000
British Marine Life Study Society (2008)	San Francisco	1971	2775	13500
Oil Spill Intelligence report (1999)	Puerto Rican	1984	4282	4815
Telegraph.co.uk (Nov 2007)	Black Sea Oil Spill	2007	4800	30000
Carter, H.R. (2003)	Arizona + Oregon Standard	1971	10000	20000
Mustoe, S. (2004)	Erika	1999	20000	120000
Oil Spill Intelligence report (1999)	Exxon Valdez	1989	37000	350000
Science Communication (2007)	Prestige	2002	63000	250000
Ypte.org (2008)	Sea Empress	1996	72000	3200

British Marine Life Study Society (2008)	Braer	1993	85000	6500
British Marine Life Study Society (2008)	Torrey Canyon	1967	117000	75000
British Marine Life Study Society (2008)	Amoco Cadiz	1978	223000	300000

Kilde: DNV-GL

Miljøskaden vi har verdsatt avhenger blant annet av oljemengde og -type og miljøets sårbarhet der utslippet treffer. For å koble oss tilbake fra de spesifiserte utslippsmengdene og -stedene vi verdsatte til mer generaliserte mengder og -steder, er det derfor nyttig å ha med disse dimensjonene; altså utslippsmengde av ulike drivstofftyper, samt miljøets sårbarhet. En forenklet versjon av dette er satt opp i Tabell 4.3 nedenfor, der vi har valgt fire sårbarhetsnivåer fra liten til svært høy. Der har vi også plassert inn de utslippsscenariene som ble verdsatt i hovedstudien (med fargekoder som tilsvarer miljøskadestørrelsene). For eksempel er områdene påvirket av utslippene av 20 tonn marin diesel utenfor Vestlandet og Sørlandet vurdert å ha moderat miljø-sårbarhet (lys gul celle, merket med henholdsvis «S» og «V»).

Vi ser at resultatene fra hovedstudien gir grunnlag for å fylle ut en del av cellene i tabellen, men slett ikke alle. Det vil si at dersom vi skal kunne gjøre beregninger for alle aktuelle utslippsmengder og typer inntil 50 000 tonn og ta hensyn til at utslipp kan skje i områder med mer og mindre sårbart miljø, må vi fylle ut de øvrige rutene basert på den kunnskap vi har og faglig skjønn.

For å komme fra Tabell 4.3 videre til en skadekategorisering, kalt miljøskadematriksen, som bygger på både utslippstype og -mengde samt miljø-sårbarhet (Tabell 4.4), og der alle ruter er fylt ut, er det gjennomført et betydelig arbeid som del av dette prosjektet. I dette arbeidet har vi inkludert faglige eksperter med kunnskap om henholdsvis risikoanalyser, oljeutslipp og -spredning på sjø, oljevernberedskap, miljøverdier i havmiljøet, miljøpåvirkning og -sårbarhet. Arbeidet har inkludert eksperter fra flere avdelinger i Kystverket, DNV-GL, Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Havforskningsinstituttet, i tillegg til medarbeidere fra Vista Analyse. Ved flere fysiske møter og skype-møter vinteren 2015/2016, har vi i fellesskap fylt ut den endelige miljøskadematriksen i Tabell 4.4. basert på eksisterende kunnskap fra de fem casene i denne studien (jf. Tabell 4.3), tidligere kjente utslipp (jf. Tabell 4.2) og informasjon om miljøverdier og miljø-sårbarhet, blant annet fra «havmiljo.no», samt ekspertenes egne arbeider og faglige skjønn.

Tabell 4.3 Utgangspunkt: de casene som er verdsatt er plassert inn i tabellen for skadekategorisering.

Utslippstype	Volum (tonn)	Miljø-sårbarhet			
		Liten	Moderat	Høy	Svært høy
Marine diesel	10-100		S,V	Ø,M,N	
	100-500				
	500-2 000				
	2 000-10 000				
	10 000-50 000				
Råolje	10-100				
	100-500				
	500-2 000				
	2 000-10 000				
	10 000-50 000		S,M	Ø,V	N

Bunkers	10-100				
	100-500		S,V	Ø,M,N	
	500-2 000				
	2 000-10 000		S,M	Ø,V	N
	10 000-50 000				

Note: Fargekodene tilsvarer liten (lys gul), middels (mørkere gul), stor (brun/oranjse) og svært stor (rød) miljøskade. S, M; Ø, V, N = utslippspunktene, dvs. henholdsvis region sør, midt, øst, vest og nord.

Tabell 4.4 Miljøskadematrix for vurdering av miljøskade og valg av riktig kalkulasjonspris

Utslipps- type	Volum (tonn)	Miljøfølsomhet				Sprednings- radius (bufferzone)* (km)
		Liten	Mode- rat	Høy	Svært høy	
Marin diesel	10-100					10
	100-500					25
	500-2 000					50
	2 000-10 000					75
	10 000-50 000					100
Råolje	10-100					10
	100-500					25
	500-2 000					50
	2 000-10 000					75
	10 000-50 000					100
Bunkers	10-100					10
	100-500					25
	500-2 000					50
	2000-10 000					75
	10 000-50 000					100

Noter: Fargekodene tilsvarer liten (lys gul), middels (mørkere gul), stor (brun/oranjse) og svært stor (rød) miljøskade

*Se forklaring i teksten i avsnittet «miljøfølsomhet vurderes innen en spredningsradius (bufferzone)» nedenfor.

Tabellen er som beskrevet over fylt ut i en prosess som inkluderer eksisterende kunnskap og faglig skjønn fra relevant ekspertise. Den er også i stor grad i tråd med tidligere analyser av miljørisiko som er utviklet for Kystverket (DNV 2011 og DNV GL 2014b).

Det minste utslippet som ble verdsatt i vår undersøkelse var 20 tonn (marin diesel) og det største 20 000 (råolje). I tabellen har vi vurdert verdier for de minste utslippene fra 10-100 tonn. Vi antar at for utslipp som er mindre enn 10 tonn, er betalingsvilligheten tilnærmet lik null og at miljøskaden i disse tilfellene er svært liten og ikke særlig kvantifiserbar. Det største utslippet vi vurderte i betalingsvillighetsundersøkelsen var 20 000 tonn. Vi har inkludert kategorien opp til 50 000 tonn og antar at verdiene for 20 000 tonn utslipp kan benyttes for å si noe om verdien av så store utslipp. Vi mener

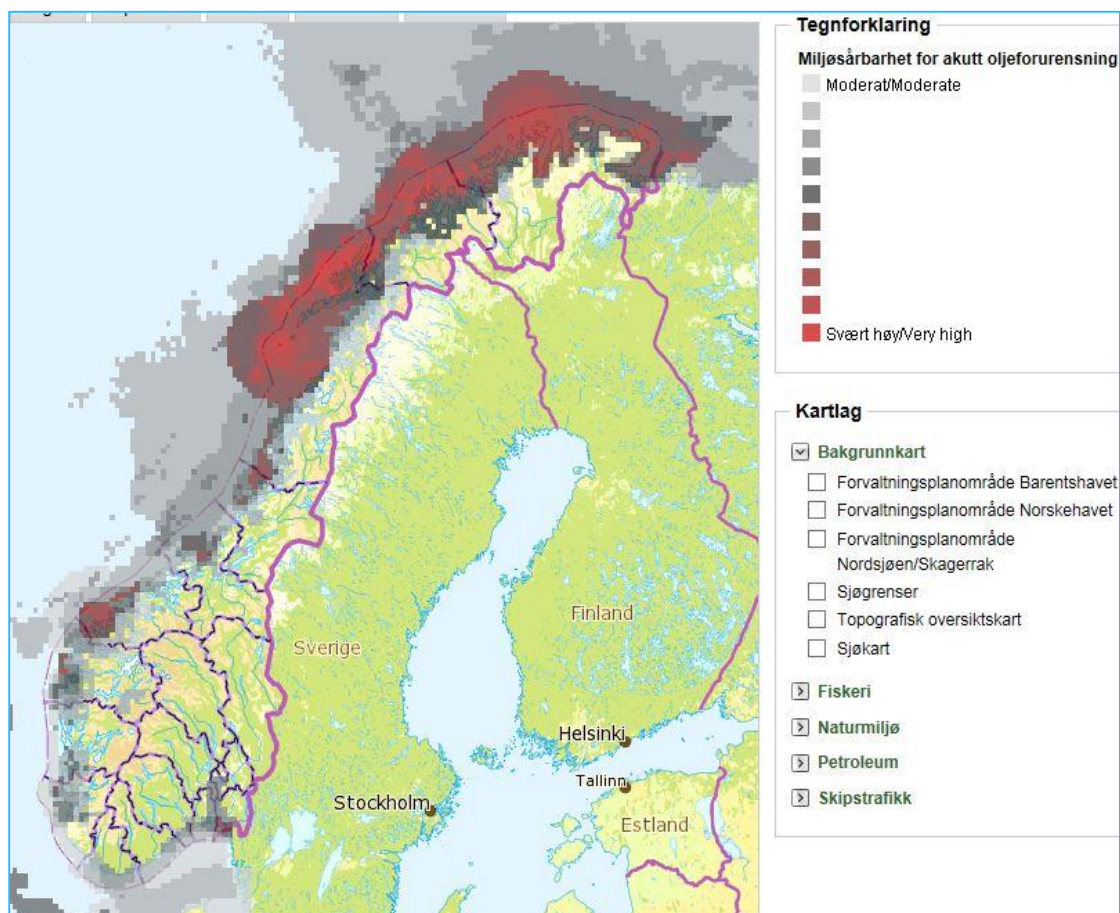
imidlertid at de verdsettingene som er gjort ikke kan benyttes til å si noe om verdien av utslipp utover 50 000 tonn, dvs. «worst case»-scenarier (som begrunnet i kapittel 2.5).

Som en forenkling har vi valgt å dele utslippstypene inn i tre kategorier; marin diesellolje, råolje og tyngre bunkersolje (IFO, HFO). Det er en del variasjon i type olje og skadepotensiale innenfor hver av disse kategoriene, og en slags gjennomsnittsvurdering er derfor lagt til grunn. Ved mer informasjon (for eksempel om hvilke drivstofftyper som brukes for skip som trafikkerer i et bestemt område) vil en kunne gjøre mer detaljerte vurderinger av potensielle miljøskader. Vi har tatt dette oppsettet som et utgangspunkt for standardvurderinger uten ekstra informasjon. Tabellen er tenkt å dekke de fleste oljetyper, mulige utslippstørrelser (inntil 50 000 tonn) og grad av miljøfølsomhet (se neste avsnitt).

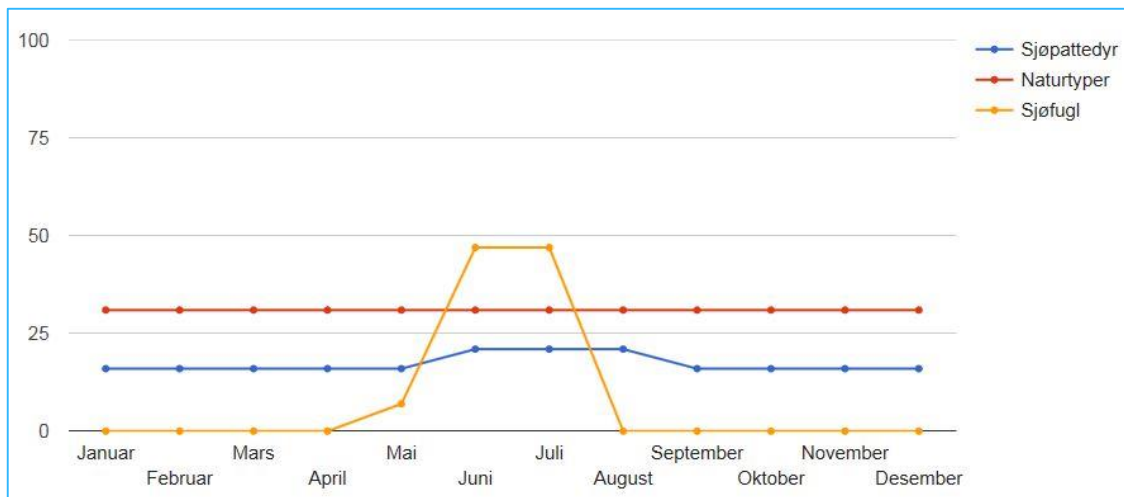
Miljøfølsomhet

Etter flere diskusjoner og avveininger har vi konkludert med at vurderingen av et områdes miljøfølsomhet i all hovedsak bør baseres på en vurdering av miljøets følsomhet for olje innenfor det området som forventes å bli berørt av et gitt utslipp (spredningsradius). Slike følsomhetsverdier er utarbeidet av miljøforvaltningen og kan hentes fra havmiljø.no.

I eksemplene som er benyttet fra havmiljø.no har vi vurdert at følsomhet over 65 prosent kategoriseres som svært høy, mellom 40 og 65 prosent som høy, mellom 10 og 40 prosent som moderat og under 10 prosent som lav følsomhet. Det kan også være aktuelt å vurdere andre forhold, som områdets bruksverdi (i form av sikrede friluftsområder, badestrender) og eventuelt supplert med informasjon om marine naturvernområder for å fastslå en miljøfølsomhet. Som standardtilnærming foreslår vi imidlertid å benytte informasjon om følsomhet i havmiljø.no. Eksempler på følsomhet for akutt oljeforurensning i én måned, juni, er illustrert i Figur 4.4. Et eksempel på følsomhet gjennom året er vist i Figur 4.5, der følsomhet for sjøfugl har den høyeste verdien, nesten 50 prosent.



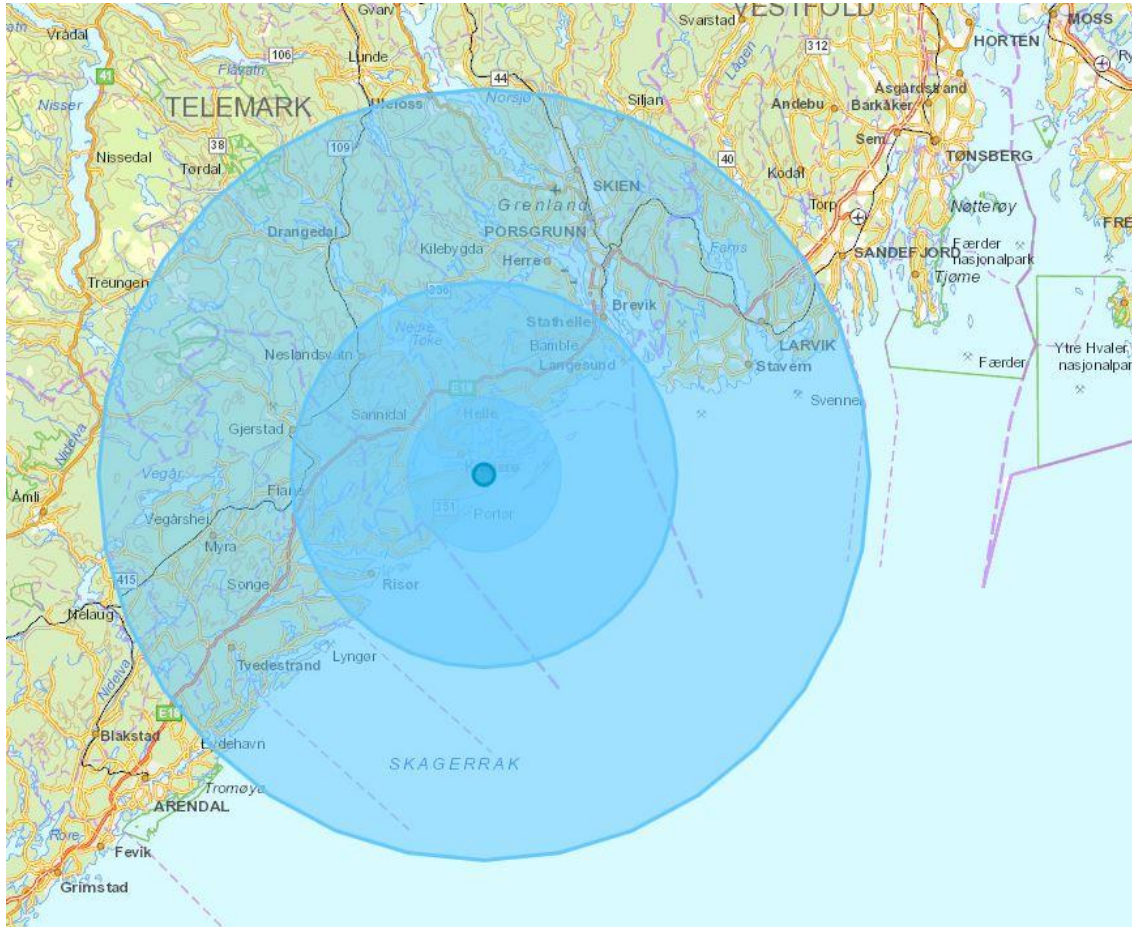
Figur 4.4 Eksempel på sårbarhetsverdier for juni måned fra Havmiljo.no



Figur 4.5 Eksempel på detaljerte sårbarhetsverdier gjennom året for ytre Oslofjord fra havmiljø.no

Miljøsårbarhet vurderes innen en spredningsradius (bufferzone)

Spredningsradien eller bufferonen indikerer hvor stort område som antas berørt av et oljeutslipp av gitt type og mengde. Spredningsradius blir større for større utslipp fordi oljen fra større utslipp sprer seg over et større område, se Tabell 4.4, der spredningsradius er satt opp i kolonnen helt til høyre. Spredningsradier kan vises på kart ved å gå inn på <http://kart.kystverket.no>, velge et utslippspunkt på kartet og velge funksjonen «buffer» med gitt radius (fra Tabell 4.4.) for dette punktet. En kan sette denne som en halvsirkel ut fra kysten og tiltaksområdet. Bufferonen som er angitt i tabellen er grovt sett basert på den oljespredningen som vi beregnet i våre modellerte utslippscase. Et eksempel på slike bufferoner ved innseilingen til Kragerø er vist i Figur 4.6.



Figur 4.6 Eksempel på 10, 25 og 50 km buffersoner fra utslippspunkt i innseilingen til Kragerø (fra <http://kart.kystverket.no>)

Miljøfølsomheten kan variere innenfor de ulike buffersonene, særlig for de største utslippene (med de største buffersonene). Sårbarheten varierer ofte betydelig gjennom året og for ulike ressurser (fugler, pattedyr, naturressurser etc.) og arter (for eksempel fiskemåke, lundefugl). Som et utgangspunkt foreslår vi som standard å benytte miljøfølsomheten til den ressursen (fugler, pattedyr osv.) og arten som har størst miljøfølsomhet. Vi foreslår videre at man legger den høyeste sesongverdien for denne ressursen og arten innenfor den relevante buffersonen til grunn. Dette representerer ikke forventningsverdien, men snarere en «worst case»-tilnærming. En av grunnene til at vi likevel foreslår denne tilnærmingen er at dette trolig best representerer hva folk har vurdert da de oppga sin betalingsvillighet.

Når miljøfølsomheten er vurdert for de relevante utslippintervallene i Tabell 4.4, kan man så velge den kalkulasjonsprisen som er gitt av fargekoden i tabellen ved å velge relevant oljetype og utslippintervall.

4.4 Beregning av tiltakets årlige og neddiskonterte nytte

Fra miljøskade til årlig velferdsendring

For å beregne den årlige, forventede velferdsendringen kan vi nå benytte tallene for betalingsvillighet per skadekategori for utslipp i ulike områder (fra kapittel 3) og endring

i forventede utslippshendelser for de ulike skadekategoriene. Kalkulasjonspris per skade for det aktuelle tiltaksfylket hentes fra Tabell 3.2.

Fra årlig velferdstap til nåverdi over tiltakets levetid

Den siste (nederst til høyre) pilen i figur 4.1 viser at siste steg er å beregne nåverdien av reduserte miljøskader, uttrykt som årlig velferdstap.

Endringen i årlig velferdstap som følge av miljøskader vil normalt inngå i en samfunnsøkonomisk analyse som omfatter flere virkninger.

I en samfunnsøkonomisk analyse benytter man nåverdimetoden til å beregne lønnsomheten av tiltaket som blir vurdert. Det vil si at man beregner nåverdien (dagens verdi) av fremtidige nytte- og kostnadsstrømmer som utløses av tiltaket. Nåverdien beregnes med utgangspunkt i valgt analyseperiode og diskonteringsrente. Analyseperioden angir i denne sammenheng det antall år som inkluderes i beregning av nåverdien. Diskonteringsrenten er det årlige avkastningskravet til tiltaket.

Beregning av nåverdi er derfor en post som inngår i beskrivelsen av gjennomføring av samfunnsøkonomisk analyse generelt og ikke bare for denne ene virkningen. Det finnes generelle føringer fra Finansdepartementet (Finansdepartementet 2014), veiledning i samfunnsøkonomiske analyser fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ 2014), i tillegg til forutsetninger som er nedfelt i interne dokumenter og veiledere for Kystverket og for transportetatene osv. Vi vil derfor ikke gå i detalj om disse beregningene og forutsetningen her. Vi vil bare nevne noen faktorer, som er av betydning:

- Diskonteringsrente
- Realprisendring
- Reallønnsvekst
- Befolkningsutvikling
- Endring i gjennomsnittlig husholdningsstørrelse
- Konsistens med prognoser for trafikk, skipstyper osv.

Forutsetninger om disse faktorene bør følge forutsetningene som benyttes for beregninger i øvrige deler av analysen. Det har vært diskutert om diskonteringsrenten burde være annerledes for visse forhold, for eksempel miljøvirkninger, men dette er ikke i tråd med retningslinjer fra Finansdepartementet, og det bør benyttes en diskonteringsrente på 4 prosent for de første 40 år, og avtagende deretter, i tråd med Finansdepartementets rundskriv (Finansdepartementet 2014).

Et forhold man bør vie litt ekstra oppmerksomhet er hvorvidt man bør realprisjustere den årlige betalingsvilligheten. Det gis retningslinjer for realprisjustering i Finansdepartementet (2014), som er utgangspunkt for DFØs veileder i samfunnsøkonomiske analyser (DFØ 2014). Temaet diskuteres også i siste offentlige utredning om samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012) og i økosystemtjenesteutvalgets utredning (NOU 2013).

Gjeldende retningslinjer fremgår av rundskrivet fra Finansdepartementet (2014), og er gjengitt i DFØs veileder (DFØ 2014). Det heter i veilederen at «i tilfeller der priser er forventet å øke mer eller mindre enn generell inflasjon, målt ved avvik fra konsumprisindeksen (KPI), kan det være aktuelt å beregne relative prisendringer. Slik justering av kalkulasjonspriser som skyldes at de kan øke ulikt fra andre varer og tjenester, kalles *realprisjustering*».

Finansdepartementet (2014) fastsetter at hovedregelen er at alle priser holdes uendret gjennom analyseperioden. Dermed forutsettes det at alle priser vokser med samme vekstrate (det vil si i takt med veksten i konsumprisindeksen). Realprisjustering skal kun gjøres for nytte- og kostnadsvirkninger der det er et solid grunnlag for det. Det vil si at det finnes teoretisk og empirisk kunnskap for å anslå hvordan utviklingen i virkningen vil avvike fra konsumprisindeksen. Det skal foretas en realprisjustering i takt med forventet vekst i bruttonasjonalprodukt (BNP) per innbygger for følgende verdier:

- verdien av tid i arbeid og verdien av fritid (tidsgevinst/tidstap), og
- verdien av et statistisk liv (VSL), inkludert helse- og dødelighetsrelaterte miljøvirkninger som er avledet av VSL, som for eksempel støy og lokal forurensing.

Det sies videre at det er anslag på BNP-vekst per innbygger fra siste tilgjengelige perspektivmelding som skal benyttes i de tilfellene der det skal foretas realprisjustering.

Om miljøvirkninger heter det i rundskrivet at faktorer som påvirker berørte miljøgoders knapphet og betydning bør presenteres og drøftes i analysen, uavhengig av om kalkulasjonspriser er tilgjengelige og brukes. Den relative prisen på miljøgoder vil trolig gå opp både dersom senere generasjoner blir rikere enn oss, og dersom det blir økt knapphet på miljøgoder.

Realprisjustering for miljøvirkninger ble også diskutert i NOU (2013) om samfunnsøkonomiske analyser. Deres konklusjoner var i hovedsak i tråd med det som er tatt inn i retningslinjene fra Finansdepartementet, men de overlot delvis til økosystemtjenesteutvalget å vurdere videre eventuelle realprisjusteringer for miljøvirkninger.

Økosystemtjenesteutvalget (NOU 2013; s. 237) konkluderer om dette temaet:

«Som tidligere nevnt, foreslår ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser å realprisjustere verdien av et statistisk liv. Det samme bør logisk sett gjelde miljørelaterte kalkulasjonspriser som avledes av verdien av et statistisk liv, dvs. kalkulasjonsprisene på visse utslipp til luft. Slike kalkulasjonspriser bør i tillegg justeres for nye anslag for dose-respons-sammenhengene.»

Når det gjelder kalkulasjonspriser basert på individuell betalingsvillighet for miljøgoder, skriver ekspertutvalget etter en gjennomgang av (den i følge utvalget forholdsvis sparsomme) litteraturen på området at det ikke synes å være et tilstrekkelig empirisk grunnlag for å foreslå generelle regler for realprisjustering av kalkulasjonspriser som bygger på undersøkelser av betalingsvillighet for miljøgoder (NOU 2013).

Utvalget har bl.a. lagt vekt på at betalingsvilligheten kan endres over tid av helt andre grunner enn inntektsutvikling. Miljøkunnskapen og folks preferanser kan endres, likeså miljøtilstanden som sådan. Utvalget understreker at for svært mange miljøvirkninger vil samfunnsøkonomiske analyser inneholde kvalitative og/eller kvantitative beskrivelser, men ikke pengeverdier. Også for slike miljøvirkninger vil fremtidig verdiutvikling kunne være viktig. Utvalget understreker at en beskrivelse av fremtidig tilgang til og knapphet på ikke-verdsatte miljøgoder, og deres fremtidige betydning, er en naturlig del av en samfunnsøkonomisk analyse. Uavhengig av om kalkulasjonspriser er tilgjengelige og brukes, bør faktorer som påvirker berørte miljøgoders fremtidige knapphet og betydning presenteres og drøftes i de samfunnsøkonomiske analysene.

Gjeldende praksis er derfor at det ikke automatisk skal gjennomføres realprisjustering for verdsatte miljøvirkninger basert på betinget verdsettingsmetoder e.l., men at man skal vurdere fremtidige priser for de aktuelle godene.

Som en praktisk tilnærming har vi valgt ikke å realprisjustere kalkulasjonsprisene som er beregnet i hovedundersøkelsen, men anbefaler at man gjennomfører følsomhetsanalyser for å vise hvordan det vil påvirke resultatene dersom man legger til grunn realprisjustering på samme måte som for tidskostnader og verdien av statistisk liv.

4.5 Holdbarhet og sensitivitet i resultatene for praktisk bruk

I dette underkapittelet diskuterer vi kort hvorvidt en kan regne svarene fra verdsettingsundersøkelsen som et troverdig grunnlag for beregning av kalkulasjonsprisene. Dette supplerer andre indikasjoner vi har presentert og diskutert underveis, særlig i kapitlene 2.5, 2.6 og 3.1. Vi diskuterer også kort sensitivitet i beregnet nåverdi av nytten, som er basert på alle fire steg beskrevet i Figur 4.1 innledningsvis i dette kapittelet. Derfor samler vi denne diskusjonen i dette kapittelet.

4.5.1 Er svarene fra undersøkelsen troverdige?

Validitet (eller troverdighet) refererer til spørsmålet om en gjennom undersøkelsen har beregnet det teoretiske velferdstapet på en god måte. Hvis vi hadde hatt en virkelig situasjon hvor folk faktisk hadde betalt for tiltak, kunne en sammenligne de hypotetiske svarene med det folk faktisk har betalt. Det går selvfølgelig ikke i vårt tilfelle. I stedet kan en vurdere såkalt innholdsvaliditet («content validity»). Det innebærer at en ser på om undersøkelsen ble utformet på en slik måte at folk har gitt veloverveide svar og seriøst har gjort de avveiningene de blir bedt om å gjøre.. Som vi har diskutert både i kapittel 2 og 3 har undersøkelsen blitt grundig utformet og testet, og det er mange tegn i dataene som tyder på troverdige svar. Et eksempel er at det er en relativt lav andel såkalte «protestsvar», et annet at folk oppgir høyere betalingsvillighet for de store miljøskadene sammenlignet med de små (såkalt «internal scope sensitivity» i litteraturen).

Varierer betalingsvilligheten som forventet?

Vi gjør en type validitetsvurdering som går ut på å undersøke sammenhengen mellom oppgitt betalingsvillighet og ulike karakteristika ved respondentene, som deres inntekt og andre variable. For noen av disse variablene har en forventninger om sammenhengene fra økonomisk teori og tidligere empiriske studier. Tabell C2 i Vedlegg C viser resultatet av regresjonsanalyser hvor vi ser på sammenhengen mellom gjennomsnittlig betalingsvillighet og ulike karakteristika hos respondentene. Som diskutert i Vedlegg C må resultatene tolkes med forsiktighet fordi vi ikke har kontrollert for individuelle preferanser og uobserverte karakteristika som både kan påvirke betalingsvilligheten og kan være korrelert med forklaringsvariablene vi har inkludert. Dette har vi imidlertid kontrollert for i paneldata-modellen.

I tråd med økonomisk teori finner vi en positiv sammenheng mellom betalingsvillighet for å unngå miljøskader og husholdningsinntekt. Konkret finner vi at 1 prosent høyere husholdningsinntekt gir 0,3-0,4 prosent høyere betalingsvillighet. Vi finner også at respondenter som tidligere har erfart miljøskader fra oljeutslipp og respondenter som har brukt det området som blir berørt av det svært store skaden-scenariet, i gjennomsnitt har høyere betalingsvillighet for å unngå skader.

Det ser videre også ut til å være en viss sammenheng mellom avstanden fra respondentenes bosted til kysten og betalingsvillighet. For de tre største skadenivåene er større avstand fra kysten forbundet med signifikant lavere betalingsvillighet for å

unngå skader. Dette er forventet, og viser det som omtales som «distance decay» i litteraturen. Vi finner kun svake sammenhenger mellom alder, kjønn og betalingsvillighet, men en sterk sammenheng mellom utdanningsnivå og betalingsvillighet for å unngå stor og svært stor skade. Dette er i tråd med tidligere undersøkelser, og med pilottestingen.

Til slutt kan vi nevne at betalingsvilligheten er uavhengig av om folk har svart på nettbrett, PC eller andre plattformer, noe som er betryggende for troverdigheten.

Detaljerte resultater er beskrevet i Vedlegg C. Alt i alt indikerer resultatene fra regresjonsanalysene at undersøkelsen har fungert som ønsket.

Er svar på andre spørsmål troverdige?

Som vi har påpekt flere steder i rapporten, er det mange øvrige tegn på at de har svart troverdig i de svarene folk har gitt. For eksempel, viser den ikke-monetære rangeringen av miljøskadenivåenes betydning for folks velferd at den stiger med miljøskadenivå (se Figur 2.2.3). Samtidig er det ikke slik at folk i snitt har vurdert at den største skaden betyr «alt» (dvs. en del mindre enn 100, det er andre ting som også betyr noe for folks velferd enn oljeutslipp). Dette viser at folk har unngått å overvurdere betydningen av miljøskader av olje for deres livskvalitet. Videre indikerer folk at de er mest opptatt av å unngå utslipp i sine nærområder, noe som også er som forventet. Det er også en relativt stor andel av respondentene som har tro på scenariene de stilles overfor i undersøkelsen, og at Kystverket er en troverdig etat. Det gir tro på at de har tatt betalingsvillighetsspørsmålene og avveiningene seriøst.

Resultater fra andre verdsettingsstudier av oljeutslipp

Siden vi ikke har anslag på hva folk faktisk ville betalt om de ble presentert for et Kystverk-tiltak som reduserer forventede miljøskader, må man som nevnt ty til andre måter å vurdere troverdigheten i svarene på. En måte er å sammenligne gjennomsnittlig betalingsvillighet med resultater fra andre studier. Det er ikke enkelt å sammenligne direkte siden få eller ingen studier er like, men en kan i hvert fall se om de anslagene vi har kommet til er svært forskjellige eller ikke. Vista Analyse (2013) refererer endel nasjonale og internasjonale studier som har verdsatt miljøskader fra oljeutslipp, inkludert høyt profilerte studier som den som ble gjennomført etter Exxon Valdez-ulykken (se Tabell 2.2). Noen av disse har med sannsynlighet for utslipp og skader som del av scenariobeskrivelsen, noe vi ikke har. Gjennomsnittlig betalingsvillighet varierer fra rundt kr 250 per husstand til over kr 5000, mens hoveddelen av anslagene ligger mellom 500 og 1000 per husstand i engangsbeløp (mens noen studier spør om årlig betaling). For større skader eller studier av kun lokalt berørte befolkninger, så stiger gjennomsnittlig betalingsvillighet, som forventet. Det er i tråd med det vi har funnet, jfr. anslag varierende fra ca. kr 600 til over kr 2000 i engangsbeløp for den største skaden. Selv om det er vanskelig å sammenligne direkte, så tyder i hvert fall våre resultater på at de er innenfor hovedmassen av tidligere studier.

Tar folk for hardt i?

Det er en stor diskusjon i «stated preference»-litteraturen om hypotetisk skjevhet, dvs. at folk kan ha en tendens til å oppgi høyere betalingsvillighet av ulike grunner enn de faktisk ville betalt. Dette var vi inne på i kapittel 2.2. Vi har utformet undersøkelsen konservativt, har gitt respondentene påminnelser om sin budsjettbeskrænkning (dvs. begrenset inntekt) og dessuten gitt dem mulighet til å revidere sine beløp til slutt etter at de har oppgitt betalingsvillighet for alle skadenivåene. Dessuten har vi testet spørreskjemaene grundig. I tillegg vet vi at respondenter på web ikke er under «sosialt intervjuerpress» om å svare høyere enn de egentlig mener (jmf. Lindhjem og Navrud 2011). Dette i kombinasjon med en sammenligning av våre anslag med hva norske

husholdninger ellers har av ulike husholdningsutgifter og hva de betaler i andre miljørelaterte avgifter, gjør oss relativt sikre på at betalingsvilligheten ikke er overdrevet.

Sensitivitet i gjennomsnittlig betalingsvillighet

Som beskrevet i kapittel 3 og Vedlegg C, har vi tatt utgangspunkt i midtpunktet i intervallene på betalings skalaen i undersøkelsen når vi har estimert gjennomsnittlig betalingsvillighet for å unngå de fire miljøskadene. Det finnes flere alternative estimeringsmetoder for å ta hensyn til at vi ikke observerer betalingsvillighet på en kontinuerlig skala, men at vi har observasjoner i intervaller. Som en sensitivitetsanalyse har vi sammenlignet gjennomsnittlig betalingsvillighet basert på midtpunktene i intervallene med andre beregningsmetoder, blant annet intervallregresjon. Dette er diskutert mer i detalj i Vedlegg C, og vi ser der at resultatene er relativt robuste for de ulike beregningsmetodene. Dette gir oss god trygghet for at valg av estimeringsmetode ikke er avgjørende.

Representativitet

Som beskrevet i avsnitt 2.6.2 er respondenter med høyere utdanning og eldre respondenter noe overrepresenterte i det opprinnelige utvalget. For å undersøke representativiteten til utvalgene i våre to regioner (Nord-Norge og resten av Norge) når vi har utelatt observasjoner i overlappende regioner, har vi sammenlignet alder, kjønn og utdanning i utvalgene med fordelingen i populasjonen i hver av regionene. Inntekt finnes det ikke offentlig statistikk for i samme format. Som nevnt i avsnitt 2.6.2 er det ikke nødvendigvis riktig å sammenligne utdanningsnivå oppgitt av respondentene i undersøkelsen, med utdanningsnivå i Statistisk sentralbyrå (SSB) sin statistikk. Det er likevel nyttig for å vurdere eventuell skjevhet i utvalgene i våre to regioner i forhold til skjevhetene i det opprinnelige utvalget.

Vi ser fra Tabell 4.5 og Tabell 4.6 at problemet med underrepresentasjon av spesielt menn under 44 år er tilsvarende i våre to regioner som i det opprinnelige utvalget. Særlig menn, men også kvinner i aldersgruppen 60+ ser ut til å være overrepresentert. Resultatene fra regresjonsanalysene som vi diskuterte over viser imidlertid liten korrelasjon mellom alder og betalingsvillighet og kjønn og betalingsvillighet. Dette er en indikasjon på at skjevheten i utvalget ikke påvirker betalingsvilligheten mye, selv om resultatene fra regresjonene må tolkes med forsiktighet.

Tabell 4.5 Fordeling av befolkningen og utvalget i Norge utenom Nord-Norge etter kjønn og aldersgrupper

Aldersgruppe	Andeler i populasjonen, Norge utenom Nord-Norge		Andeler i utvalget, Norge utenom Nord-Norge ³⁷	
	Kvinner	Menn	Kvinner	Menn
15-29	11,8%	12,4%	9,4%	6,2%
30-44	12,2%	13,0%	10,5%	10,7%
45-59	11,8%	12,4%	11,8%	14,9%
60+	14,1%	12,4%	17,0%	17,9%

³⁷ Andelene i utvalget summeres ikke til 100 prosent fordi vi mangler observasjoner av bakrunnsvariabler for noen av respondentene.

Sum	49,9%	50,1%	48,8%	49,7%
------------	-------	-------	-------	-------

Tabell 4.6 Fordeling av befolkningen og utvalget i Nord-Norge etter kjønn og aldersgrupper

Aldersgruppe	Andeler i populasjonen, Nord-Norge		Andeler i utvalget, Nord-Norge	
	Kvinner	Menn	Kvinner	Menn
15-29	9,8%	10,9%	11,0%	2,5%
30-44	11,5%	12,2%	14,3%	6,1%
45-59	12,8%	13,5%	14,2%	17,9%
60+	15,0%	14,3%	11,0%	23,0%
Sum	49,1%	50,9%	50,4%	49,6%

Når det gjelder utdanningsnivå i utvalget vårt sammenlignet med utdanningsnivået i SSBs statistikk³⁸ ser vi igjen at skjevheten i utvalget vårt er sammenlignbart med skjevheten i det opprinnelige utvalget.

Tabell 4.7 Fordeling av befolkningen over 16 år etter kjønn og utdanningsnivå

	Menn	Kvinner
Grunnskolenivå	29%	30,1%
Videregående skolenivå	45,4%	40,2%
Universitets- og høghskolenivå, kort	17,4%	24,3%
Universitets- og høghskolenivå, lang	8,3%	5,3%

Kilde: SSB

Tabell 4.7 viser fordelingen av befolkningen i ulike utdanningskategorier fra SSBs statistikk, mens Tabell 4.8 viser fordelingen på utdanningskategorier i våre to regioner.

Tabell 4.8 Fordeling av utvalgene i Nord-Norge og resten av Norge etter kjønn og oppgitt utdanningsnivå

	Andeler i utvalget, Norge utenom Nord-Norge		Andeler i utvalget, Nord-Norge	
	Kvinner	Menn	Kvinner	Menn
Grunnskole	8,17%	7,91%	6,91%	10,05%
Videregående	40,35%	30,84%	33,58%	28,14%
Fagutdanning	19,4%	31,89%	17,53%	37,19%

³⁸ For mer informasjon om SSBs utdanningsstatistikk, se <http://www.ssb.no/utdanning?de=Utdanningsniv%C3%A5>

Universitets- og høghskolenivå, kort	20,15%	17,45%	25,19%	14,57%
Universitets- og høghskolenivå, lang	11,93%	11,91%	16,79%	10,05%

Vi ser at personer med grunnskolenivå er underrepresentert i utvalgene våre i forhold til respondenter med videregående skole og fagutdanning. Personer med universitetsutdanning er også til en viss grad overrepresenterte, men den største skjevfordelingen ser ut til å være mellom personer med grunnskole versus videregående/fagutdanning. Resultatene fra regresjonsanalysen indikerer en sammenheng mellom utdanningsnivå og betalingsvillighet, hvor respondenter med universitetsutdanning (de to siste radene i Tabell 4.8) har signifikant høyere betalingsvillighet for å unngå den store og den svært store skaden (hhv. 21 og 23 prosent høyere, men resultatene må som nevnt tolkes med forsiktighet). Dette kan medføre at betalingsvilligheten for de to største skadenivåene blir noe overestimert som følge av skjevheten i utvalget. Dette er skjevheter som ofte er typisk for de fleste spørreundersøkelser, og det er ikke rett fram å vekke for denne skjevheten. Siden det uansett er en del usikkerhet i de ulike stegene i beregning av nåverdi av nytten av tiltak og vi ellers gjennomgående har valgt konservative antagelser i undersøkelsen, mener vi dermed at dette ikke medfører alvorlige problemer for troverdigheten til resultatene.

4.5.2 Hvilke faktorer betyr mest for neddiskontert nytte av tiltak?

Det er usikkerhet i alle de fire trinnene i metodikken beskrevet i dette kapittelet fra vurdering av effekt av tiltak på utslipp og miljøskader til beregning av kalkulasjonspris og til slutt neddiskontert nåverdi. Det er mange variable som inngår i kjeden i dette regnestykket. Hvilke faktorer som betyr mest er et empirisk spørsmål, men vi kan knytte noen kommentarer til dette spørsmålet slik at det er lettere å vurdere hvilke variable som bør undersøkes nærmere i sensitivitetsanalyser av tiltak. Vi kommer nærmere inn på noen eksempler i kapittel 5.

Når det gjelder beregning av kalkulasjonsprisene, er det som nevnt ovenfor klart at gjennomsnittlig betalingsvillighet ser ut til å være relativt robust for ulike beregningsforutsetninger. Om en velger litt andre forutsetninger (for eksempel om hvordan utvalget renses for protestsvar og ekstremverdier), betyr ikke det veldig mye for total betalingsvillighet (kalkulasjonsprisen). Det som betyr mer er hva man antar om berørt befolkning, dvs. hvilke fylker som inkluderes. Her har vi etter alt å dømme valgt en relativt konservativ tilnærming, spesielt for de to største skadenivåene. Vi tror også det er grunn til å anta at mindre utslipp berører folk utenfor eget hjemfylke. Det er klart at hvis et tiltak vurderes i et område av nasjonal betydning, for eksempel i hjertet av Lofoten, så kan det i sensitivitetsanalysen være grunn til å vurdere en større berørt befolkning enn vi har gjort i vår standardanbefaling. En kan for eksempel vurdere hele Norges befolkning som berørt for i hvert fall de to største skadenivåene og se på dette som et øvre maksimumsanslag for samlet betalingsvillighet.

Hvis vi ser på koblingen mellom klassifisering av sårbarhet og utslippsintervaller, betyr dette leddet trolig relativt sett mindre, siden det skal en del til før en skifter mellom ulike utslippsintervaller og sårbarhets kategorier (da miljøskadematrixen er relativt grovmasket). Valg av riktig kalkulasjonspris er med andre ord relativt robust. Likevel; er man imidlertid ved grensene mellom utslippsintervaller og sårbarhet, så skal det

naturligvis relativt lite til før man skifter opp eller ned en kategori (se eksemplet for Raftsundet nedenfor).

Det som betyr relativt sett mer for total, neddiskontert nytte er effekten av tiltak på selve utslippsfrekvensene. Her vil resultatene og robustheten i disse fra risikoanalysene bety ganske mye for sluttresultatet. Som eksemplene i kapittel 5 viser, så er det effekten av tiltak på utslippsfrekvenser som forklarer mesteparten av forskjellen mellom neddiskontert nytte for de to tiltakene. Til slutt vil naturligvis antagelser om realprisjustering og befolkningsutvikling bety en del for nytten her, som for en del andre nytte- og kostnadselementer. Vi ser nærmere på noen av disse variablene konkret i regneeksemplene i kapittel 5.

5. Eksempler på bruk av kalkulasjonsprisene for vurdering av tiltak

5.1 Innledning til eksemplene

I dette kapittelet viser vi hvordan den generelle fremgangsmåten som er beskrevet i kapittel 4 kan benyttes på to tiltak som er vurdert av Kystverket. Det første eksempelet vi skal teste metodikken på er farledstiltaket i gjennomseilingen til Raftsundet-Molldøra i Nordland (avsnitt 5.2). Det andre eksempelet er farledstiltaket Innseiling til Kragerø i Telemark (avsnitt 5.3).

Det er utarbeidet et regneark som er benyttet for å gjøre beregningene i eksemplene (Vedlegg D, egen fil). Mens vi i kapittel 4 la vekt på å få fram alle trinn man må gjennom og forutsetninger som legges til grunn, vil vi i dette kapittelet legge større vekt på hvordan beregningene gjøres i praksis.

Gjennomføringen kan beskrives ved hjelp av følgende åtte trinn, som er en konkretisering av hovedtrinnene som er fremstilt i Figur 4.1.

- **Fra risikoanalyse av tiltak til forventede utslipp som gir miljøskade**
Trinn 1: Finne grunnstøtingsfrekvenser fra risikoanalysen
Trinn 2: Finne bunkerskapasitet for aktuelle skipstyper
Trinn 3: Beregne potensielt utslippsvolum
Trinn 4: Beregne endring i frekvens med utslipp
- **Fra vurdering av miljøskade til valg av kalkulasjonspris**
Trinn 5: Klassifisere miljøskade for hvert utslippsnivå ved hjelp av «miljøskadematriksen» (Tabell 4.4.)
Trinn 6: Summere frekvenser for ulike miljøskadenivåer for utslippet
- **Beregning av tiltakets årlige nytte**
Trinn 7: Beregne årlig velferdstap ved bruk av fylkesvise kalkulasjonspriser for hvert miljøskadenivå (Tabell 3.2).
- **Fra årlig velferdstap til velferdstap over tiltakets levetid**
Trinn 8: Beregne nåverdi over tiltakets levetid

I det følgende beskrives disse trinnene for henholdsvis gjennomseilingen Raftsundet-Molldøra og innseilingen til Kragerø.

5.2 Farledstiltak i Raftsundet med Molldøra i Nordland

5.2.1 Beskrivelse av tiltaket

Raftsundet er forbindelsesleden mellom Lofoten, Vesterålen og Ofoten, og er ved siden av Tjeldsundet den viktigste farleden i nord-sør-retning i dette området. Molldøra er sundet mellom havområdet Hølla utenfor Svolvær og Vestfjorden. Farleden er stedvis trang og har flere store retningsforandringer kombinert med sterk strøm. Dette har medført utstrakt merking av farleden ved bruk av faste og flytende navigasjonsinstallasjoner.

Det er på denne bakgrunn foreslått tiltak i farleden med sikte på å bedre sikkerheten for trafikken gjennom Molldøra og Raftsundet. Tiltaket skal ved hjelp av utdyping rette ut farleden slik at seilasen kan skje med færre kursendringer. I tillegg er det planlagt forbedret oppmerking. Målet er å redusere sannsynligheten for grunnstøting og kollisjon og derved redusere risikoen for ulykkeshendelser (Safetec 2015a).

5.2.2 Fra risikoanalyse av tiltak til forventede utslipp som gir miljøskade

Trinn 1: Finne grunnstøtingsfrekvenser fra risikoanalysen

Fra gjennomførte risikoanalyser ved bruk av verktøyet IWRAP (IALA Waterway Risk Assessment Program³⁹) får vi informasjon om endring i henholdsvis kollisjons- og grunnstøtingsfrekvenser per år som følge av tiltaket for ulike skipstyper og –størrelser (lengder), som vist i Tabell 5.1 for grunnstøtinger. Tabellene har bare frekvenstall i en del av cellene, det vil si for de skipstyper og -størrelser som frekventerer farleden basert på AIS-data.

Tilsvarende tabeller og beregninger er gjort for endret kollisjonsfrekvens. Endring i årlig kollisjonsfrekvens som følge av tiltaket er svært lav (0,00039) i dette tilfellet, som betyr en kollisjon hvert ca. 2500. år. Vi regner ikke videre på denne her, men det er rett fram som forklart i kapittel 4. Tabell 5.1 viser endring i grunnstøtingsfrekvens som følge av tiltaket (Safetec 2015). Positive verdier betyr redusert grunnstøtingsfrekvens. For eksempel, så viser tabellen at summen av årlige grunnstøtingsfrekvenser for stykkgodsskip på 30-70 og 70-100 meter er 0,1287, dvs. at grunnstøtinger for denne skipstypen forventes å inntreffe ca. hvert 8. år.

Tabell 5.1 Endring i grunnstøtingsfrekvens per år i Raftsundet og Molldøra som følge av tiltaket

Skipstype	<30 m	30-70m	70-100 m	100-150 m	150-200 m	Sum
Stykkgodsskip		0,0874	0,0412			0,1287
Roro-skip				0,0004		0,0004
RoPax-skip		0,0066		0,0061		0,0127
Passasjerbåt	0,0033	-0,0001	0,0008	0,0012		0,0052
Oljetankskip		0,0017	0,0023			0,004
Offshore supply skip			0,0004			0,0004
Konteinerskip				0,0053		0,0053
Kjøle-/fryseskip			0,0141			0,0141
Kjemikalie-/produkttank-skip		0,0011	0,0065	0,0057		0,0133
Fiskefartøy	0,0314	0,024				0,0554
Cruiseskip			0,0011		0,0007	0,0018
Bulkskip				0,0017		0,0017
Andre servicefartøy	0,0017	0,026	0,0045	0,0012		0,0334
Annet	0,0004					0,0004
Sum	0,0368	0,1467	0,0709	0,0215	0,0007	0,2768

³⁹ Utviklet av IALA, se: http://www.iala-aism.org/wiki/iwrap/index.php/Main_Page

Trinn 2: Finne bunkerskapasitet for aktuelle skipstyper

Bunkersvolumet oppgis i risikoanalysene for den aktuelle skipstrafikken som trafikkerer tiltaksområdet. Dersom det ikke foreligger opplysninger for de skipene som trafikkerer området, kan man beregne generiske verdier ut fra gjennomsnittlig bunkerskapasitet etter skipstype og -størrelse.

Tabell 5.2 Gjennomsnittlig bunkerskapasitet (tonn) for aktuelle skipstyper og -størrelser i tiltaksområdet⁴⁰

Skipstype	< 70 m	70-100 m	100-150 m	150-200 m	200-250 m
Oljetankskip	43	120			
Produkttankskip	41	153,9	236,7		
Gasstankskip					
Bulkskip		118	374		
Stykkgodsskip	57	103,7			
Containerskip			589		
Roro lasteskip			158,6		
Kjøle-/fryseskip	53,3	250,4			
Passasjerbåt	2,6	163,8	538		
Passasjerskip/Roro	13	72,8	431,9		
Cruiseskip	45,5	122,2	384	895,7	1879,5
Offshore supplyskip		465,7			
Andre offshorefartøy					
Andre servicefartøy	44,7	419,5			
Fiskefartøy	80,6				
Annet					

Trinn 3: Beregne potensielt utslippsvolum

Basert på forenklingen beskrevet i kapittel 4 beregnes utslippspotensialet med den forutsetning at det antas, basert på erfaringstall, at det er tre prosent av alle grunnstøtinger som gir utslipp av 100 prosent bunkersvolum. Videre antas det at tankene har 65 prosent fyllingsgrad, og at 25 prosent av oljen samles opp (uten å gi skade) som følge av beredskapstiltak (jf. kapittel 4.2).

Når vi multipliserer gjennomsnittlig bunkersvolum for ulike skipstyper (fra Tabell 5.2) med antagelser om fyllingsgrad (65 prosent), kommer vi fram til Tabell D2 i Vedlegg D, med forventet utslippsvolum etter skipstype og skipsstørrelse. Vi trekker så fra andelen oppsamlet olje (25 prosent) fra tallene i Tabell D2, og får tallene i Tabell 5.3 som viser skadepotensialet for hver skipstype og -størrelse. Det er mengden olje som vil havne på sjø og som vil kunne gi miljøskade. Oljemengdene i tabellen er klassifisert med fargekodene i Figur 5.1.

⁴⁰ Merk at rekkefølgen for skipstypene er noe ulik i tabellene 5.1, 5.2 og 5.3, noe som skyldes ulike kilder for bakgrunnstallene. Vi har for enkelthetskyld ikke endret på dette her.

Tabell 5.3. Skadepotensial (tonn) for ulike skipstyper og -størrelser. For forklaring av fargekoder, se Figur 5.3.

Skipstype	< 70	70-100	100-150	150-200	200-250
Oljetankskip	21	59			
Produkttankskip	20	75	115		
Gasstankskip					
Bulkskip		58	182		
Stykkgodsskip	28	51			
Containerskip			287		
Roro lasteskip			77		
Kjøle-/fryseskip	26	122			
Passasjerbåt	1	80	262		
Passasjerskip/Roro	6	35	211		
Cruiseskip	22	60	187	437	916
Offshore supplyskip		227			
Andre offshorefartøy					
Andre servicefartøy	22	205			
Fiskefartøy	39				
Annet					

Som beskrevet i kapittel 4 har vi delt inn potensielle oljeutslipp i fem intervallkategorier avhengig av mengde (tonn). De ulike kategoriene vises ved følgende fargekoder som vist i Figur 5.1. Disse fargekodene er brukt i de ulike cellene for potensielle utslipp i Tabell 5.3.

10-100t
100-500t
500-2 000t
2 000-10 000t
10 000-50 000t

Figur 5.1 Fargekoder for oljeutslippmengder (tonn)

Trinn 4: Beregne endring i grunnstøtingsfrekvens med utslipp

Ved å kombinere tabellen med oversikt over endring i grunnstøtingsfrekvens som følge av tiltaket (Tabell 5.1) med forutsetningen om at bare 3 prosent av grunnstøtingene gir oljeutslipp, kan vi sette opp Tabell 5.3 nedenfor som viser endring i grunnstøtingsfrekvens med utslipp. For eksempel, så viser tabellen at grunnstøtingsfrekvensen for stykkgodsskip endres per år med 0,0039 som følge av tiltaket.

Tabell 5.3. Endring i grunnstøtingsfrekvens med utslipp (positive tall betyr redusert frekvens)

Skipstype	<30 m	30-70 m	70-100 m	100-150 m	150-200 m	Sum
Stykkgodsskip		0,002622	0,001236			0,003858
Roro-skip				0,000012		0,000012
RoPax-skip		0,000198		0,000183		0,000381
Passasjerbåt	0,000099	-0,000003	0,000024	0,000036		0,000156
Oljetankskip		0,000051	0,000069			0,000120
Offshore supply skip			0,000012			0,000012
Konteinerskip				0,000159		0,000159
Kjøle-/fryseskip			0,000423			0,000423
Kjemikalie-/produkttankskip		0,000033	0,000195	0,000171		0,000399
Fiskefartøy	0,000942	0,000720				0,001662
Cruiseskip			0,000033		0,000021	0,000054
Bulkskip				0,000051		0,000051
Andre servicefartøy	0,000051	0,000780	0,000135	0,000036		0,001002
Annet	0,000012					0,000012
Sum	0,001104	0,004401	0,002127	0,000645	0,000021	0,008301

5.2.3 Fra vurdering av miljøskade til valg av kalkulasjonspris

Trinn 5: Klassifisere miljøskade for hvert utslippsnivå

Vi bruker informasjonen i «Miljøskadematriksen» (Tabell 4.4) for å angi miljøskade for hver utslippskategori. Vi går inn på <http://kart.kystverket.no> og slår på buffer for å vurdere hvor stort område vi bør vurdere miljøfølsomhet for. Videre går vi inn på havmiljo.no for Lofoten-området og ser på alle aktuelle ressurser (fugler, pattedyr, naturressurser) og arter i de buffer-områdene vi fant fra <http://kart.kystverket.no>. Sørbareheten i Raftsundet-Molldøra blir satt til svært høy på grunn av de store fuglekoloniene med høy miljøfølsomhet i Lofoten-Vesterålenområdet.

Det er videre antatt at 80 prosent av trafikken benytter marin diesellole som drivstoff mens de resterende 20 prosent bruker mellomtung eller tung bunkersolje. I kolonnen «frekvens» i Tabell 5.4. summeres endringen i grunnstøtingsfrekvens for hver utslippskategori basert på Tabell 5.3. Høyeste utslippspotensiale i dette eksempelet er i intervallet 100-500 tonn. Differansen mellom summen i Tabell 5.3 og i Tabell 5.4 kommer av at grunnstøtinger i noen av skipskategoriene (RoPax skip og passasjerbåder under 70 meter) ikke er forventet å gi utslipp som gir miljøskader (forventet utslipp under 10 tonn). Det er kun frekvensendringer kategoriene som gir forventet utslipp over 10 tonn som tas med videre.

Tabell 5.4. klassifisering av miljøskade for hvert utslippsnivå

Utslipp	80 %	20 %	Frekvens	Andel per utslippskategori
	Diesel	Bunkers		
10-100t	Middels	Stor	0,006780	84,7 %
100-500t	Middels	Stor	0,001227	15,3 %
500-2000t	Stor	Svært stor		0,0 %
			0,008007	

Trinn 6: Summere frekvenser for ulike miljøskadenivåer for utslippets kategorier

I dette trinnet bruker vi antagelsen om andel skip med hver drivstofftype for å fordele frekvensene i hver utslippskategori fra Tabell 5.4. til de aktuelle skadenivåene. Dette gjøres manuelt og er vist i Tabell 5.5.

Tabell 5.5 Summerte frekvenser for ulike skadenivå

Skadenivå	Frekvens
Liten	
Middels	0,006406
Stor	0,001601
Svært stor	0,000000
	0,008007 Hendelser per år ⁴¹

5.2.4 Fra miljøskade til årlig velferdstap**Trinn 7: Beregne årlig velferdstap**

For å beregne det årlige, forventede velferdstapet kan vi nå benytte kalkulasjonsprisene for utslipp i ulike tiltaksfylker fra Tabell 3.2 og endring i forventede utslippshendelser for de ulike skadenivåene fra Tabell 5.5. Oppsummeringen for dette eksempelet er vist i Tabell 5.6.

Tabell 5.6 Beregning av årlig velferdstap for Raftsundet

Tiltaksfylke	Nordland		
Skadenivå	Pris per skade	Endringsfrekvens per år	Verdi av risikoreduksjon per år
Liten	184 830 189	0	0
Middels	245 246 188	0,006406	1 570 949
Stor	684 128 347	0,001601	1 095 563
Svært stor	986 610 120	0	0
			2 666 512

⁴¹ Dvs. en hendelse hvert 125. år.

5.2.5 Fra årlig velferdstap til nåverdi over tiltakets levetid

Trinn 8: Beregne nåverdi over tiltaket levetid

Det siste trinnet er å beregne nåverdien av redusert velferdstap. Som utgangsberegning har vi lagt til grunn 40 års analyseperiode og 4 prosent diskonteringsrente. Det er ikke lagt inn realprisjustering eller forventet befolkningsvekst. Sammenstillingsåret er satt til 2015.

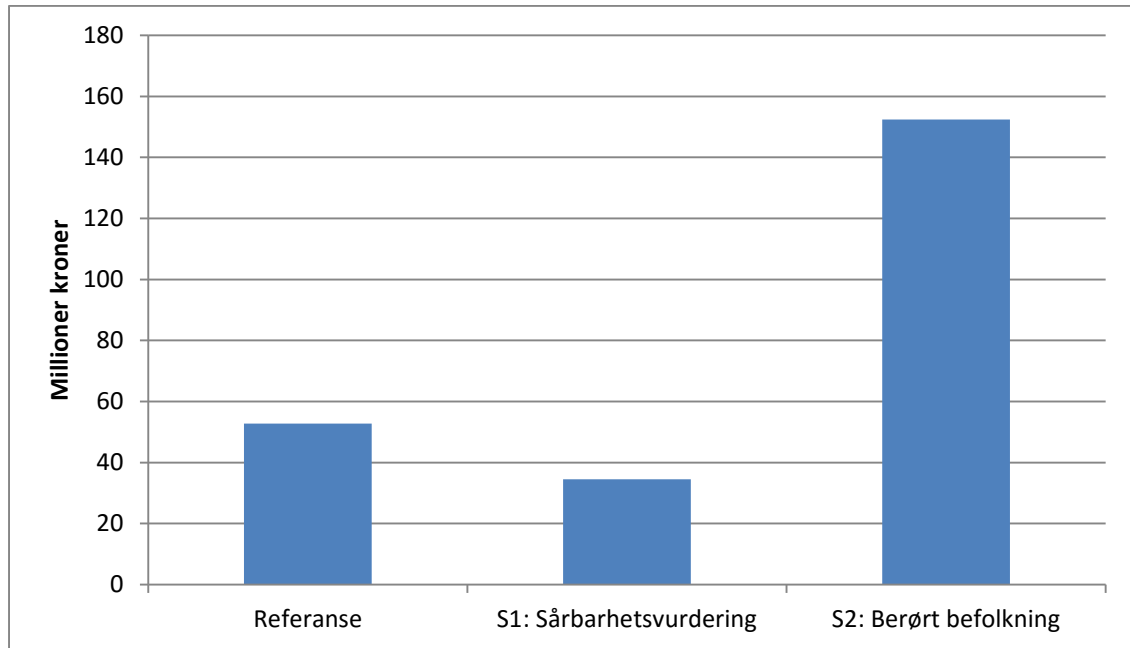
Nåverdien med disse forutsetningene er beregnet til ca. 53 millioner kroner, se Vedlegg D.

5.2.6 Sensitivtetsanalyse

Som diskutert i kapittel 4 er det mange steg i beregning av nåverdi av nytten av tiltak, og ulike antagelser ligger til grunn. Det er usikkerhet i hvert trinn. Det er derfor viktig å gjøre sensitivitetsvurderinger. For dette eksemplet ser vi på to ulike faktorer; vurdering av miljøfølsomhet og påvirket befolkning. Det siste kan være spesielt relevant i dette tilfellet, fordi Raftsundet befinner seg i Lofoten-Vesterålen-området, og vi har tidligere i dette prosjektet funnet at Lofoten-området har en spesiell status som viktig område å bevare i norsk sammenheng. Som et ytterpunkt kunne vi for eksempel tenke oss legge til grunn at hele Norges befolkning har betalingsvillighet for å unngå den store og svært store miljøskaden som følge av oljeutslipp i dette området (men ikke de to minste skadenivåene). I tillegg er det flere andre faktorer som kan undersøkes i en følsomhetsanalyse, som vi også var inne på i kapittel 4.5. Dette omfatter for eksempel utvikling i bruk av drivstofftyper og skipstyper (som for eksempel kan gi endrede forutsetninger om andel ulykker som gir oljeutslipp, bedre kart og navigasjonsutstyr osv.), i tillegg til prognoser for skipstrafikk, realpris- og befolkningendringer osv. Vi går inn på to andre faktorer i eksemplet for Kragerø.

For Raftsundet er følsomheten i området satt til "Svært høy". For å undersøke hvor følsom nåverdien av endringen i ulykkesfrekvens er for vurderingen av miljøfølsomhet, har vi beregnet nåverdien under antakelsen om at følsomheten er "Høy" i stedet for "Svært høy". Denne sensitivitetsanalysen er vist i underarket "Sensitivitet Raftsundet" i Vedlegg D. En større andel av miljøskadene man unngår som følge av tiltaket faller da i kategoriene "Liten" og "Middels" miljøskade, og verdien av redusert ulykkesfrekvens som følge av tiltaket blir dermed lavere.

Vi gjør også en sensitivitetsanalyse av antakelsen om berørt befolkning, som begrunnet ovenfor. Dette fører til at kalkulasjonsprisene for stor og svært stor skade øker, som vist i sensitivitetsanalysene i Vedlegg D.



Figur 5.1 Sensitivitetsanalyser for tiltak i Raftsundet

Resultatene fra de to sensitivitetsanalysene er vist i Figur 5.1. Søylen merket "Referanse" viser nåverdien av unngåtte miljøskader under de opprinnelige forutsetningene (dvs. rundt 53 millioner 2015-kroner). Søylen S1: Sårbarhetsvurdering viser nåverdien når vi klassifiserer miljøårbarheten som "Høy" i stedet for "Svært høy". Som forventet fører det til redusert nåverdi, fra omtrent 53 millioner kroner i referanseeksempelet til 35 millioner kroner. Sårbarhetsvurderingen betyr derfor i dette tilfellet en del for sluttresultatet.

Kolonnen S2: Berørt befolkning viser den beregnede nåverdien under antagelsen om at hele Norges befolkning har betalingsvillighet for å unngå stor og svært stor miljøskade i Raftsundet. Merk at tiltaket ikke har effekt på frekvens for den svært store skaden. Vi ser at denne antakelsen påvirker nåverdien mye, med en økning fra 53 millioner til omtrent 152 millioner. Dette må ses på som en sensitivitetsanalyse som viser ytterpunktet i mulig verdi av redusert ulykkesfrekvens, hvor den reelle verdien nok ligger nærmere referanseeksempelet og S2 i Figur 5.1. Uansett kan det være nyttig å ha et slikt øvre anslag når en skal sammenligne med kostnadene ved tiltaket.

5.3 Farledstiltak i innseilingen til Kragerø i Telemark

5.3.1 Beskrivelse av tiltaket

Kystverket planlegger å utbedre innseilingen til Kragerø i Telemark fylke. Innseilingen er ansett som utfordrende. Det er identifisert mulige utbedringstiltak i form av utdyping og endring/etablering av merking.

Hensikten med de planlagte tiltakene er å bedre sikkerheten ved utdyping i farleden ved Jomfrulandsrevet, Knubbhausen, Galeioddbåene og Lovisenbergsundet og rette ut og utvide farleden til en bredde på 150-180 meter og en dybde på 15,0 meter.

På grunn av sterk strøm og krevende vindforhold ved Jomfrulandsrevet skal farleden her utvides til en bredde på 180 meter og ved Stangskjær til en bredde på 150 meter. Det er behov for cirka 15 utdypingstiltak innenfor farleden (Safetec 2015b).

5.3.2 Fra risikoanalyse av tiltak til forventede utslipp som gir miljøskade

Trinn 1: Finne grunnstøtingsfrekvenser fra risikoanalysen

Fra gjennomførte risikoanalyser ved bruk av verktøyet IWRAP (IALA Waterway Risk Assessment Program⁴²) får vi informasjon om endring i henholdsvis kollisjons- og grunnstøtingsfrekvenser per år som følge av tiltaket for ulike skipstyper og –størrelser (lengder), som vist i Tabell 5.7 for grunnstøtinger. Tabellene har bare frekvenstall i en del av cellene, det vil si for de skipstyper og -størrelser som frekventerer farleden basert på AIS-data.

Tilsvarende tabeller og beregnere er gjort for endret kollisjonsfrekvens, men disse er ikke vist her eller tatt med videre i beregningen. Tabell 5.7 viser endring i grunnstøtingsfrekvens som følge av tiltaket (Safetec 2015b). Positive verdier betyr redusert grunnstøtingsfrekvens.

Tabell 5.7. Endring i grunnstøtingsfrekvens per år ved innseilingen til Kragerø

Skipstype	<30 m	30-70 m	70-100 m	100-150 m	150-200 m	Sum
Stykkogodsskip		0,000220	0,016429	0,000895		0,017543
Roro-skip						0,000000
RoPax-skip						0,000000
Passasjerbåt	0,000021					0,000021
Oljetankskip						0,000000
Offshore supply skip			0,000078			0,000078
Containerskip						0,000000
Kjøle-/fryseskip						0,000000
Kjemikalie-/produkttankskip						0,000000
Fiskefartøy	0,006307					0,006307
Cruiseskip				0,000130		0,000130
Bulkskip		0,000000	0,000395	0,000773		0,001167

⁴² Utviklet av IALA, se: http://www.iala-aism.org/wiki/iwrap/index.php/Main_Page

Andre servicefartøy	0,003012	0,000857	0,000000			0,003869
Annet	0,003981	0,000000				0,003981
Sum	0,013321	0,001077	0,016902	0,001797	0,000000	0,033097

Trinn 2: Finne bunkerskapasitet for aktuelle skipstyper

Bunkersvolumet oppgis i risikoanalysene for den aktuelle skipstrafikken som trafikkerer tiltaksområdet. Dersom det ikke foreligger opplysninger for de skipene som trafikkerer området, kan man beregne generiske verdier ut fra gjennomsnittlig bunkerskapasitet etter skipstype og -størrelse.

Tabell 5.8. Gjennomsnittlig bunkerskapasitet (tonn) for aktuelle skipstyper og -størrelser i tiltaksområdet⁴³

Skipstype	< 70	70-100	100-150
Oljetankskip			
Produkttankskip			
Gasstankskip			
Bulkskip	50	291,4	785,2
Stykkgodsskip	44,5	153,1	446
Containerskip			
Roro lasteskip			
Kjøle-/fryseskip			
Passasjerbåt		135,8	
Passasjerskip/Roro	14		
Cruiseskip			360
Offshore supplyskip		1264	
Andre offshorefartøy			
Andre servicefartøy	28,8	28,8	
Fiskefartøy	200	200	200
Annet			

Trinn 3: Beregne potensielt utslippsvolum

Basert på forenklingen beskrevet i kapittel 4 beregnes utslippspotensiale gitt at det er tre prosent av grunnstøtingene som gir utslipp av 100 prosent av bunkerskapasiteten. Videre antas 65 prosent fyllingsgrad av bunkerskapasitet, og at 25 prosent av oljen samles opp (uten miljøskasse) som følge av beredskapstiltak (jf. kapittel 4.2).

Når vi multipliserer oppgitt bunkersvolum for ulike skipstyper med antagelser om fyllingsgrad (65 prosent) kommer vi fram til en tabell med forventet utslippsvolum etter skipstype og skipsstørrelse (Tabell K2 i Vedlegg D). Forventet utslippsvolum fra denne tabellen multipliseres så med andel oppsamlet olje (25 prosent) og gir tallene i Tabell 5.9

⁴³ Merk at rekkefølgen for skipstypene er noe ulik i tabellene 5.7, 5.8 og 5.9, noe som skyldes ulike kilder for bakgrunnstallene. Vi har for enkelthetskyld ikke endret på dette her.

som viser skadepotensialet i tonn olje for hver skipstype og -størrelse. Sakadepotensialet klassifiseres etter fargekodene vist i Figur 5.4.

Tabell 5.9. Skadepotensial (tonn) for ulike skipstyper og -størrelser. For forklaring av fargekoder, se Figur 5.4.

Skipstype	< 70	70-100	100-150
Oljetankskip			
Produkttankskip			
Gasstankskip			
Bulkskip	24	142	383
Stykkgodsskip	22	75	217
Containerskip			
Roro lasteskip			
Kjøle-/fryseskip			
Passasjerbåt		66	
Passasjerskip/Roro	7		
Cruiseskip			176
Offshore supplyskip		616	
Andre offshorefartøy			
Andre servicefartøy	14	14	
Fiskefartøy	98	98	98
Annet			

Som beskrevet i kapittel 4 har vi delt inn potensielle oljeutslipp i fem kategorier avhengig av mengde (tonn), og de ulike kategoriene vises ved følgende farger som vist i Figur 5.4. Disse fargekodene er brukt på potensielle utslipp i Tabell 5.9.

10-100t
100-500t
500-2 000t
2 000-10 000t
10 000-50 000t

Figur 5.4 Fargekoder for oljeutslippsmengder (tonn)

Trinn 4: Beregne endring i grunnstøtingsfrekvens med utslipp

Ved å kombinere tabellen for endring i grunnstøtingsfrekvens per år som følge av tiltaket (Tabell 5.7) med forutsetningen om at bare 3 prosent av grunnstøtingene gir oljeutslipp, kan vi sette opp Tabell 5.10 nedenfor. Denne viser endring i grunnstøtingsfrekvens med utslipp.

Tabell 5.10 Endring i grunnstøtingsfrekvens med utslipp (positive tall gir redusert frekvens)

Skipstype	<30 m	30-70 m	70-100 m	100-150 m	150-200 m	Sum
Stykkogdsskip		0,000007	0,000493	0,000027		0,000526
Roro-skip						0,000000
RoPax-skip						0,000000
Passasjerbåt	0,000001					0,000001
Oljetankskip						0,000000
Offshore supply skip			0,000002			0,000002
Konteinerskip						0,000000
Kjøle-/fryseskip						0,000000
Kjemikalie-/produkttankskip						0,000000
Fiskefartøy	0,000189					0,000189
Cruiseskip				0,000004		0,000004
Bulkskip		0,000000	0,000012	0,000023		0,000035
Andre servicefartøy	0,000090	0,000026	0,000000			0,000116
Annet	0,000119	0,000000				0,000119
Sum	0,000400	0,000032	0,000507	0,000054	0,000000	0,000993

5.3.3 Fra vurdering av miljøskade til valg av kalkulasjonspris**Trinn 5: Klassifisere miljøskade for hvert utslippsnivå**

Vi bruker informasjonen i miljøskadematriksen (Tabell 4.4) for å angi miljøskade for hver utslippskategori. Miljøfølsomheten i tiltaksområdet ved Kragerø er satt til middels. Denne vurderingen av miljøfølsomhet er gjort ved å benytte informasjon fra havmiljo.no og <http://kart.kystverket.no>. På havmiljo.no finner vi miljøfølsomhet for aktuelle ressurser (fugler, sjøpattedyr, naturtyper) og arter gjennom hele året, og kan identifisere hvilken følsomhet de har (liten, moderat, høy eller svært høy) ut fra de retningslinjene vi ga i kapittel 4.3. På kartene på <http://kart.kystverket.no> kan vi plote inn innseilingen og få opp aktuelle buffersoner der miljøfølsomheten vurderes (jf. kapittel 4.3).

Det er videre antatt at 80 prosent av trafikken benytter marin dieselloje som drivstoff mens de resterende 20 prosent bruker mellomtung eller tung bunkersolje. I kolonnen «frekvens» i Tabell 5.11 summeres endringen i grunnstøtingsfrekvens for hver utslippskategori basert på Tabell 5.10.

Tabell 5.11 Klassifisering av miljøskade for hvert utslippsnivå

	80 %	20 %		
Utslipp	Diesel	Bunkers	Frekvens	Andel per utslippskategori
10-100t	Liten	Liten	0,000805	92,2 %
100-500t	Liten	Middels	0,000066	7,5 %
500-2000t	Middels	Stor	0,000002	0,3 %
			0,000873	

Trinn 6: Summere frekvenser for ulike utslippskategorier

I dette trinnet bruker vi antagelsen om andel skip med hver drivstofftype for å fordele frekvensene i hver utslippskategori fra Tabell 5.11 til de aktuelle skadenivåene. Dette gjøres manuelt og er vist i Tabell 5.12.

Tabell 5.12. Summerte frekvenser for ulike skadenivåer

Skadenivå	Frekvenser
Liten	0,000857
Middels	0,000015
Stor	0,000000
Svært stor	
	0,000873 Hendelser per år ⁴⁴

5.3.4 Fra miljøskade til årlig velferdstap**Trinn 7: Beregne årlig velferdstap**

For å beregne det årlige, forventede velferdstapet kan vi nå benytte kalkulasjonsprisene i Tabell 3.2 for ulike tiltaksfylker for de fire miljøskadenivåene og endring i forventede utslippshendelser for de ulike skadenivåene. Resultatene er vist i Tabell 5.13.

Tabell 5.13. Beregning av årlig velferdstap for tilak ved innseilingen til Kragerø

Tiltaksfylke	Telemark		
Skadenivå	Pris per skade	Endringsfrekvens per år	Verdi av risikoreduksjon per år
Liten	161 435 351	0,000857	138 404
Middels	568 375 060	0,000015	8 545
Stor	1 482 744 612	0,000000	698
Svært stor	2 496 634 441	0,00	0
			147 647

⁴⁴ Dvs., en hendelse hvert 1145. år

5.3.5 Fra årlig velferdstap til nåverdi over tiltakets levetid

Trinn 8: Beregne nåverdi av velferdstapet

Det siste trinnet består i å beregne nåverdien av velferdstapet. Som utgangsberegning har vi lagt til grunn 40 års analyseperiode og 4 prosent diskonteringsrente. Det er ikke lagt inn realprisjustering eller forventet befolkningsvekst. Sammenstillingsåret er satt til 2015.

Nåverdien av det velferdstapet man sparer ved tiltak med disse forutsetningene er beregnet til ca. 2,9 millioner kroner. Vi har da ikke inkludert eventuelle velferdsendringer som følge av endrede sannsynligheter for kollisjoner. I følge Safetec (2015b) øker kollisjonsfrekvensen som følge av tiltaket. Dette skyldes at overføring av trafikk fra farleden gjennom Rødskjærgapet over til hovedleden gjennom Stangagapet vil føre til mer trafikk gjennom den delen av innseilingen til Kragerø, og dermed bidra til at kollisjonsfrekvensen øker med 0,000021 årlig. Generelt er det viktig å inkludere i beregningene alle endrede risiki både for grunnstøtinger og kollisjoner som følger av tiltaket, både i den farleden man vurderer tiltak i, og i eventuelle andre farleder som får endret trafikk som følge av tiltaket. I noen tilfeller vil en kunne oppleve at risikoen for utslipp totalt sett øker som følge av tiltak, hvis effekten av overført trafikk er stor.

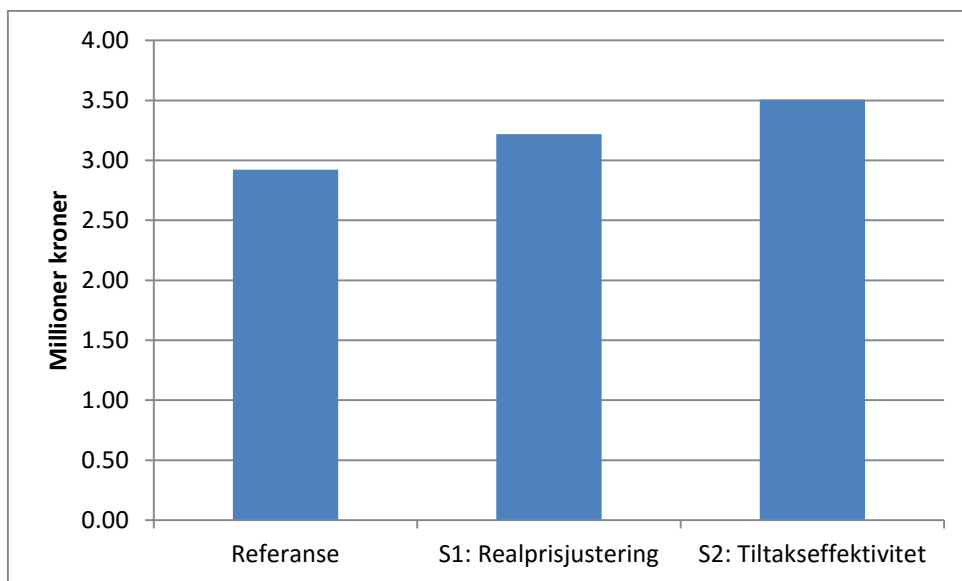
5.3.6 Sensitivitetsanalyse

I beregningen av nåverdien av forventede utslippsreduksjoner som følge av tiltaket i Kragerø, har vi så langt ikke tatt hensyn til at betalingsvilligheten for å unngå miljøskader som følge av oljeutslipp fra skip kan endre seg over tid. Finansdepartementets rundskriv om samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012) fastslår at det er flere forhold som tilsier at betalingsvilligheten for miljøgoder kan øke mer enn andre priser i samfunnet. For det første kan man anta økende knapphet på miljøgoder over tid, og for det andre kan enkelte miljøgoder være "luksusgoder", hvor etterspørselen stiger mer når inntektsnivået øker. For å undersøke hvor følsom nåverdien av unngåtte miljøskader er for å ta hensyn til realprisjustering, har vi beregnet nåverdien i eksempelet fra Kragerø med en antakelse om realinntektsvekst på 1,3 prosent i året, og en inntektselastisitet av betalingsvillighet for miljøgoder på 0,5. Dette gir en realprisjustering på 0,65% i året.⁴⁵

Som forventet finner vi at nåverdien øker, som vist i underarket "Sensitivitet Kragerø" i Vedlegg D. Søylene S1: Realprisjustering i 5.2 viser at nåverdien øker fra ca 2,9 millioner kroner til omtrent 3,2 millioner kroner.

En annen faktor som kan være usikker, og som påvirker verdien av tiltaket er hvor effektivt tiltaket er i å redusere ulykkesfrekvensen. Som en sensitivitetsanalyse har vi derfor beregnet nåverdien under antakelsen om at tiltaket reduserer ulykkesfrekvensen med 20 prosent mer enn det risikoanalysen viser. Dette øker antall unngåtte miljøskader og fører som forventet til økt nåverdi. Kolonnen S2: Tiltakseffektivitet i Figur 5.2 viser at nåverdien øker fra omtrent 2,9 millioner kroner til omtrent 3,5 millioner kroner. Sammenlignet med sensitivitetsvurderingen for Raftsundet ovenfor, ser vi at de to faktorene som er vurdert for Kragerø har mindre relativ betydning for nåverdien av nytten.

⁴⁵ Her er det dermed kun inntektsvekst som er kilden til ølende betalingsvillighet, og vi har ikke tatt hensyn til en eventuell vekst på grunn av økende knapphet.



Figur 5.2 Sensitivitetsanalyser for tiltak i Kragerø

Vedlegg A: Spørreskjemaer

«Screen dumps» av slik undersøkelsen så ut på web. Egne PDF-dokumenter for hver av regionene.

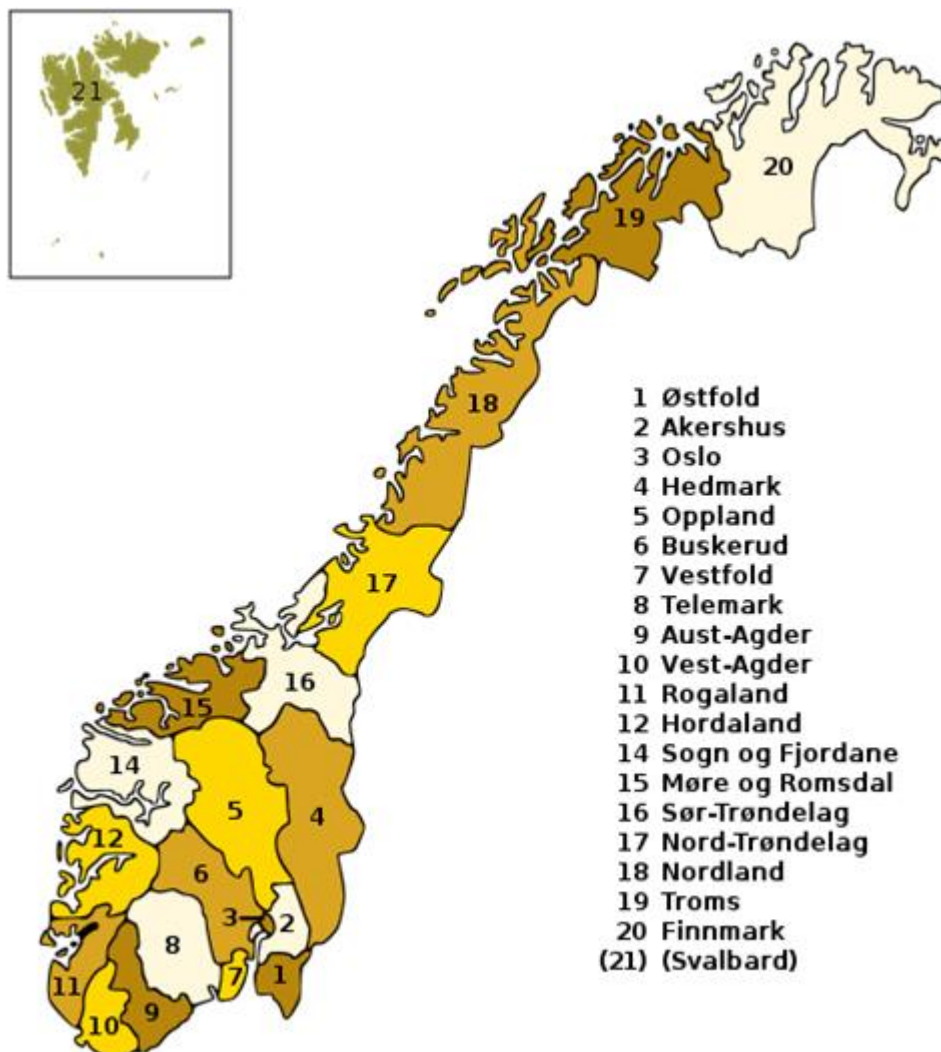
Vedlegg B: Berørt befolkning for aggregering

Tabell B1: Vurdering av berørt befolkning for aggregering av betalingsvillighet. Inkluderte fylker (nummer refererer til kart i Figur B2, neste side)

Tiltaksfylke	Liten skade	Middels skade	Stor skade	Svært stor skade
Østfold	1,2,6,7	Samme + 3,8	Samme + 9,4,5	Samme +10
Akershus	1,2,3,6	Samme + 7,8	Samme + 9,4,5	Samme +10
Oslo	2,3,6	Samme + 1,7,8	Samme + 9,4,5	Samme +10
Buskerud	1,2,6,7	Samme + 3,8	Samme + 9,4,5	Samme +10
Vestfold	1,6,7,8	Samme + 2,3	Samme + 9,4,5	Samme +10
Telemark	7,8,9	Samme + 2,6	Samme + 1,3,10	Samme +10
Aust-Agder	8,9,10	Samme + 6,7	Samme + 11	Samme + 12
Vest-Agder	9,10,11	Samme + 8	Samme + 12	Samme + 7
Rogaland	10, 11,12	Samme	Samme + 9,14	Samme + 15
Hordaland	11,12,14	Samme	Samme + 10,15	Samme + 16
Sogn og Fjordane	12,14,15	Samme	Samme + 11,16	Samme + 17
Møre og Romsdal	14,15,16	Samme	Samme + 12,17	Samme + 18
Sør-Trøndelag	15,16,17	Samme	Samme + 14,18	Samme
Nord-Trøndelag	16,17,18	Samme	Samme + 15,19	Samme
Nordland	17,18,19	Samme	Samme + 16,20	Samme
Troms	18,19,20	Samme	Samme + 17	Samme
Finnmark	18,19,20	Samme	Samme + 17	Samme

Note: Tiltaksfylkets nummer er uthevet. «Samme» betyr de samme fylkene som skadenivået i kolonnen til venstre (dvs. for det lavere nivået på skaden).

Figur B1 Fylkeskart, med nummering.



Vedlegg C: Sensitivitetsanalyser og validitet

Som nevnt i kapittel 3 har vi beregnet betalingsvilligheten som midtpunktet i intervallene på betalingsvillighetsskalaen (for første intervall mellom null og ti har vi satt betalingsvilligheten til null i stedet for midtpunktet), og estimert gjennomsnittlig betalingsvillighet ved hjelp av en paneldatamodell. I dette vedlegget begrunner vi nærmere valget av estimeringsmetode, og viser sensitivitetsanalyser med alternative estimeringsmodeller.

Tverrsnittanalyse

Vi begynner med å vise resultatene av en enkel tverrsnittanalyse, hvor vi ser på sammenhengen mellom betalingsvillighet for hvert skadenivå (basert på midtpunktene i intervallene) og ulike husholdnings-karakteristika. For eksempel forventer vi at betalingsvilligheten er positivt korrelert med husholdningens inntekt. Denne analysen gir en indikasjon på hvorvidt undersøkelsen har fungert som forventet. Tabell C1 viser beskrivende statistikk for variablene i analysen. Merk at antakelsene om ekstreme observasjoner og protestsvar er som tidligere definert, det vil si at vi har utelatt observasjoner som er definert som protestsvar, og utelatt observasjoner hvor betalingsvilligheten overstiger fem prosent av husholdningsinntekten.

Tabell C1 Beskrivende statistikk for utvalget uten ekstreme observasjoner og protestsvar, gjennomsnitt over alle regioner

	N	Gjennomsnitt	Standardavvik	Min	Maks
WTP_S	3796	653.833	1261.754	0	20000
WTP_M	3795	871.2069	1445.608	0	20000
WTP_L	3794	1283.933	2162.598	0	55000
WTP_XL	3789	1860.196	2942.112	0	40000
Avstand til kysten, km	3645	13.03217	33.70485	.25	200
Tidligere erfaring med miljøskader fra oljeutslipp	3639	.1992306	.3994767	0	1
Brukt området påvirket av svært stor skade siste året	3778	.250397	.433299	0	1
Husholdningens samlede bruttoinntekt	3790	701276.9	337554.3	50000	2000000
Alder	3750	49.98827	17.02047	18	87
Kvinne	3750	.5136	.4998817	0	1
Universitetsutdanning	3759	.3705773	.4830236	0	1
Nord-Norge	3797	.1748749	.3799101	0	1
Antall minutter brukt på undersøkelsen	3594	15.96355	10.40117	2	90

Respondenten svarte på mobil eller nettbrett	3797	.3244667	.4682369	0	1
---	------	----------	----------	---	---

I tverrsnittanalysen har vi estimert en log-log modell (for å ta hensyn til at forholdet mellom variablene ikke nødvendigvis er lineært, og for å ta hensyn til at variablene ikke er normalfordelte. Denne modellen gir dessuten høyere R^2 enn den lineære modellen), hvor vi har lagt til 1 i log-transformasjonen av kontinuerlige variable. De estimerte koeffisientene på kontinuerlige variable i tabellen kan dermed tolkes som elastisiteter, det vil si hvor mange prosent endring i betalingsvilligheten som er assosiert med en 1 prosent økning i forklaringsvariabelen. Resultatene er vist i Tabell C2. Vi ser at respondentens oppgitte avstand til kysten varierer negativt med betalingsvilligheten. For middels skadenivå er 1 prosent høyere oppgitt avstand til kysten forbundet med 0,05 prosent lavere betalingsvillighet for å unngå en middels miljøskade. Sammenhengen er ikke statistisk signifikant for det laveste skadenivået.

Indikatorvariabelen for tidligere erfaring med miljøskader fra oljeutslipp er som forventet positivt korrelert med betalingsvillighet. Dette gjelder for alle fire skadenivå. For eksempel har respondenter med tidligere erfaring med miljøskader fra oljeutslipp i gjennomsnitt 24,5 prosent høyere betalingsvillighet for å unngå den lille miljøskaden. Tidligere bruk av området som i miljøskadescenariene blir påvirket av den svært store skaden, er også positivt assosiert med betalingsvillighet. Dette er en sterk, positiv sammenheng, med i gjennomsnitt omtrent 40 prosent høyere betalingsvillighet for å unngå den svært store skaden, blant respondenter med tidligere bruk av området. Denne koeffisienten fanger antakelig også opp sammenhengen mellom bruk av kystområdene generelt, og betalingsvillighet for å unngå miljøskader langs kysten.

Som forventet finner vi at betalingsvilligheten varierer positivt med husholdningens inntekt. Denne sammenhengen er statistisk signifikant på 1 prosent nivå for alle skadekategoriene. Vi finner for eksempel at 1 prosent høyere inntekt er forbundet med 0,36 prosent høyere betalingsvillighet for å unngå den store miljøskaden. Det ser kun ut til å være en svak sammenheng mellom respondentens alder og betalingsvillighet. Betalingsvillighet for den svært store skaden er negativt forbundet med alder, men med avtakende effekt (koeffisienten på alder opphøyd i andre er positiv og signifikant på 10 prosent signifikansnivå).

Det ser ut til at kvinner har høyere betalingsvillighet (i gjennomsnitt 16 prosent) enn menn for å unngå den minste skaden, men sammenhengen er ikke signifikant for de større skadene. Respondenter med universitetsutsannelse har i gjennomsnitt henholdsvis 21 og 23 prosent høyere betalingsvillighet for å unngå den store og den svært store miljøskaden. Vi finner ingen sammenheng mellom bruk av mobil eller nettbrett for å svare på undersøkelsen, og betalingsvillighet for å unngå miljøskader, noe som er betryggende. På den andre siden finner vi at betalingsvilligheten er noe høyere jo mer tid respondenten har brukt på undersøkelsen for de to høyeste skadenivåene. Dette kan imidlertid være et resultat av underliggende preferanser hos individene som både er korrelert med betalingsvillighet og tiden respondenten bruker på undersøkelsen, og ikke et resultat av hvordan undersøkelsen er utformet. Alt i alt støtter allikevel resultatene fra tverrsnittanalysen opp under inntrykket av at undersøkelsen har fungert etter intensjonen.

Tabell C2 Tverrsnittanalyse av betalingsvillighet og respondentkarakteristikk

	(1) IWTP_S	(2) IWTP_M	(3) IWTP_L	(4) IWTP_XL
Log avstand til kysten, km	-0.0363 (-1.86)	-0.0534** (-2.79)	-0.0394* (-2.04)	-0.0523** (-2.63)
Tidligere erfaring med miljøskader fra oljeutslipp	0.245** (2.78)	0.172* (2.00)	0.234** (2.72)	0.192* (2.15)
Brukt området påvirket av svært stor skade siste året	0.318*** (4.13)	0.362*** (4.90)	0.380*** (5.08)	0.405*** (5.12)
Log husholdningens samlede bruttoinntekt	0.286*** (4.33)	0.346*** (5.46)	0.357*** (5.65)	0.427*** (6.52)
Alder	0.00395 (0.28)	-0.0141 (-1.07)	-0.0202 (- 1.53)	-0.0269* (-1.98)
Alder^2	0.0000412 (0.29)	0.000206 (1.57)	0.000245 (1.85)	0.000295* (2.15)
Kvinne	0.168* (2.40)	0.126 (1.88)	0.0543 (0.80)	-0.00540 (-0.08)
Universitetsutdanning	-0.0206 (-0.29)	0.118 (1.74)	0.206** (3.00)	0.229** (3.23)
Nord-Norge	0.0302 (0.32)	-0.0366 (-0.38)	-0.00933 (-0.10)	0.00463 (0.05)
Log antall minutter brukt på undersøkelsen	0.0109 (0.15)	0.0914 (1.29)	0.149* (2.11)	0.193** (2.62)
Respondenten svarte på mobil eller nettbrett	0.118 (1.61)	0.0486 (0.69)	0.0615 (0.87)	0.0195 (0.27)
Konstant	1.011 (1.23)	0.822 (1.01)	1.052 (1.30)	0.528 (0.63)
N ⁴⁶	3344	3413	3458	3456

t statistikk i parentes

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Merk at vi ikke har tatt med antall dager respondenten har brukt kysten det siste året som forklaringsvariabel, fordi dette sannsynligvis vil medføre endogenitetsproblemer (bruk av kysten påvirker antakeligvis betalingsvilligheten, men betalingsvilligheten påvirker også bruk av kysten). Et annet potensielt problem med denne tverrsnittanalysen er at uobserverte karakteristika ved respondenten kan være korrelert med både de inkluderte forklaringsvariablene og betalingsvilligheten. Dette vil føre til utelatt variabelskjevhet og skjevestimering av betalingsvilligheten. Dermed bør resultatene av tverrsnittanalysen over tolkes med forsiktighet. Utelatt variabelskjevhet kan påvirke alle de estimerte koeffisientene. Vi tolker derfor heller ikke koeffisientene som kausale sammenhenger, men heller korrelasjoner.

Paneldatamodell

⁴⁶ Antall observasjoner varierer over regresjonene fordi antall observasjoner som er utelatt på grunn av ekstreme observasjoner eller protestsvar varierer mellom betalingsvillighetsspørsmålene.

For å korrigere for utelatt variabelskjevhet som stammer fra individuelle preferanser eller utelatte karakteristikk i bergningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet, estimerer vi en paneldatamodel med fire betalingsvillighetsobservasjoner per respondent, og individspesifikke effekter. Mer konkret estimerer vi følgende modell:

$$(1) \quad WTP_{i,j} = a + b_1Middels_j + b_2Stor_j + b_3SværtStor_j + \theta_i + u_{i,j}$$

hvor $WTP_{i,j}$ er betalingsvilligheten til individ i for skadenivå j , a er konstantleddet, og vi estimerer en koeffisient for hvert av skadenivåene, med det minste skadenivået som utelatt kategori. θ_i er individespesifikke effekter. For å kontrollere for rekkefølgeeffekter (se for eksempel Day m.fl. 2012) grupperer vi standardfeilene på respondentnivå. Vi har også estimert samme modeller med log-transformert avhengig variabel, men finner at modellen vist i ligning (1) passer bedre til dataene. Resultatet av estimeringen for Nord-Norge og for resten av landet er vist i Tabell C3.

Tabell C3 Paneldataanalyser av betalingsvillighet for Nord-Norge og resten av Norge

	(1) Nord-Norge WTP	(2) Resten av Norge WTP
Middels	233.8*** (7.63)	213.5*** (18.75)
Stor	826.6*** (9.81)	591.9*** (26.99)
Svært stor	1508.3*** (14.08)	1159.3*** (27.96)
Konstant	715.3*** (15.30)	635.8*** (37.90)
N	2656	12518

t statistikk in parentes, standardfeil gruppert på individnivå, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Dette gir følgende estimerte betalingsvillighet for hvert skadenivå for de to regionene (som vist i Tabell 3.1 i kapittel 3):

Tabell C4 Estimert betalingsvillighet, Nord-Norge:

	Estimert betalings- villighet	Standard-feil	z	P> z	[95% konfidensintervall]	
Liten	715.2937	46.75968	15.30	0.000	623.6464	806.941
Middels	949.1039	37.36187	25.40	0.000	875.876	1022.332
Stor	1541.883	53.67335	28.73	0.000	1436.685	1647.08
Svært stor	2223.614	65.65778	33.87	0.000	2094.928	2352.301

Tabell C5 Estimert betalingsvillighet, resten av Norge:

	Estimert betalingsvillighet	Standardfeil	z	P> z	[95% konfidensintervall]	
Liten	635.7558	16.7743	37.90	0.000	602.8788	668.6328
Middels	849.2487	12.13476	69.98	0.000	825.465	873.0324
Stor	1227.621	10.01317	122.60	0.000	1207.995	1247.246
Svært stor	1795.076	25.94317	69.19	0.000	1744.229	1845.924

I disse analysene blir alle individuelle preferanser eller karakteristikk som kun varierer mellom individene fanget opp av de individ-spesifikke effektene, og vi unngår dermed utelatt variabelskjevhet som kan følge av at disse er utelatt fra analysen. Dette gjør imidlertid også at vi ikke kan undersøke sammenhenger mellom respondent-karakteristika og betalingsvillighet i denne modellen.

Sensitivitetsanalyser

I Tabell C6 viser vi resultater fra ulike estimeringsmetoder for den lille miljøskaden for de to regionene, med tilhørende 95 % konfidensintervall. Første rad viser et enkelt gjennomsnitt basert på midtpunkttestimatene. I andre rad viser vi tilsvarende gjennomsnitt når vi antar at nedre intervallgrense er faktisk betalingsvillighet. Intervallregresjon antar ikke midtpunkt, men antar at beløpet er innenfor hvert intervall, og at alle beløpet innen intervallet tillegges en gitt sannsynlighetsfordeling. Som tidligere nevnt vil resultatet fra midtpunkttestimatene nærme seg intervallregresjonsresultatene når man har mange, små intervaller. Tobit-modellen tar hensyn til at vi kun observerer positiv betalingsvillighet, og at dataene dermed er såkalt "left censored". Zero inflated poisson modellen tar hensyn til at vi har relativt mange null-observasjoner, og estimerer en logit modell for observasjoner som er null og "over null", som den tolker som én. Poisson-modellen slår inn for observasjonene som er over null. Til slutt viser vi resultatet fra paneldatamodellen, som er vår foretrukne estimeringsmetode, som tidligere forklart.

Tabell C6 sensitivitetsanalyser, estimering av gjennomsnittlig betalingsvillighet for unngå en liten miljøskade

	Nord-Norge	Resten av Norge
Midtpunktestimater, lineær regresjon	798,5	675,4
95% KI	[681, 916]	[620, 730]
Konservative estimater, lineær regresjon	708,6	591,7
95% KI	[592, 825]	[539, 644]
Intervallregresjon	729	617
95% KI	[618, 840]	[572,661]
Tobit-modell med midtpunktestimater	695	572
95% KI	[590, 799]	[527, 617]
Zero inflated poisson model	716,2	599,0
95% KI	[699, 733]	[593, 605]
Paneldataestimer	715,3	635,76
95% KI	[624, 807]	[603, 669]

Vi ser at resultatene er relativt robuste for ulike estimeringsmetoder. Estimert betalingsvillighet for å unngå den lille miljøskaden i Nord-Norge varierer fra 695 kroner til 799 kroner. I forhold til vår foretrukne estimeringsmetode varierer estimatene med omtrent 20 prosent.

Vedlegg D: Regneark med kalkulasjonspriser og regneeksempler

Eget Excel-vedlegg.

Referanser

Bateman, I., Cole, M., Cooper, P., Georgiou, S., Hadley, D., Poe, G.L., (2004). On visible choice sets and scope sensitivity. *Journal of Environmental Economics and Management* 47, 71-93.

Bateman, I.J., Cooper, P., Georgiou, S., Navrud, S., Poe, G.L., Ready, R.C., Riera, P., Ryan, M., Vossler, C.A., (2005). Economic valuation of policies for managing acidity in remote mountain lakes: Examining validity through scope sensitivity testing. *Aquatic Sciences* 67, 274-291.

Boyle, K. J. (2003). Contingent valuation in practice. I Champ m.fl. (2003) *A primer on non-market valuation*. Kluwer

Cameron, T.A., Huppert, D.D., (1989). Ols Versus MI Estimation Of Non-Market Resource Values With Payment Card Interval Data. *Journal of Environmental Economics and Management* 17, 230-246.

Day, B., Bateman, I. J., Carson, R. T., Dupont, D., Louviere, J. J., Morimoto, S., Scarpa, R. and Wang, P. (2012). Ordering effects and choice set awareness in repeat-response stated preference studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(1), 73-91.

DFØ (2014) Veileder i samfunnsøkonomiske analyser, Direktoratet for økonomistyring

DNV (2011). Miljørisiko ved akutt oljeforurensning fra skipstrafikken langs kysten av Fastlands-Norge for 2008 og prognoser for 2025.

DNV-GL (2014a). Analyse av sannsynligheten for ulykker med tap av menneskeliv og akutt forurensning fra skipstrafikk i norske farvann, Vedlegg B, Sjøsikkerhetsanalysen 2014, 2014-1060, Rev. A.

DNV GL (2014b). Miljørisiko knyttet til potensiell akutt oljeforurensning fra skipstrafikk i havområdene omkring Svalbard og Jan Mayen. DNV GL Rapport nr 2014-0765, Rev 1. 2014.

Finansdepartementet (2014) Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser mv. Rundskriv R-109/14

Kystverket (2011). Beredskapsanalyse knyttet til akutt forurensning fra skipstrafikk.

Lindhjem, H. og S. Navrud (2009). Asking for Individual or Household Willingness to Pay for Environmental Goods? Implication for aggregate welfare measures, *Environmental and Resource Economics* 43(1):11-29.

Lindhjem, H. og S. Navrud (2011). Using Internet in Stated Preference Surveys: A review and comparison of survey modes. *International Review of Environmental and Resource Economics* 5(4): 309-351

Lindhjem, H., K. Magnussen, and S. Navrud (2014). Verdsetting av velferdstap ved oljeutslipp fra skip – Fra storm til smulere farvann (?). *Samfunnsøkonomen* 6: 25-38.

Magnussen, K., H. Lindhjem and S. Navrud (2014). Verdsetting av skader på marine økosystemtjenester fra oljeutslipp. *Vann* 49(1):36-46.

NOU (2013). Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester, Norges offentlige utredninger 2013:10.

- NOU (2012). Samfunnsøkonomiske analyser. Norges offentlige utredninger 2012:16
- OLF (2007). Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) – revisjon 2007. OLF-rapport
- Safetec (2014). Risikoanalyse innseiling Bergen havn. Hovedrapport. Dokument nummer ST-05314-3.
- Safetec (2015a) Kvalitativ risikoanalyse Raftsundet med Molldøra. Hovedrapport ST-10987-2. Med vedlegg.
- Safetec (2015b) Kvalitativ risikoanalyse innseilingen til Kragerø. Hovedrapport. ST-10827-2. Med vedlegg.
- SINTEF (2012). Oil Spill Modelling in OSCAR. Technical Information Sheet. SINTEF.
- Tan, I., Belanger, M: and Wittnich, C. (2010). Revisiting the correlation between estimated seabird mortality and oil spill size. *Journal of Marine Animals and Their Ecology* 3(10): 20-26.
- Veisten, K., Hoen, H.F., Strand, J. (2004): Sequencing and the adding-up property in contingent valuation of endangered species: Are contingent non-use values economic values? *Environmental and Resource Economics* 29, 419-433.
- Vista Analyse (2012). Hvordan kan effekter på marine økosystemtjenester håndteres i samfunnsøkonomiske analyser? Av Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem og Ståle Navrud. Vista rapport 2012/09.
- Vista Analyse (2013). Velferdstap ved miljøskader fra oljeutslipp fra skip: En pilotstudie. Av Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen og Ståle Navrud. Vista rapport 2013/27.
- Vista Analyse (2014a). Velferdstap ved miljøskader fra oljeutslipp fra skip: En pilotstudie. Av Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem og Ståle Navrud. Vista rapport 2014/13.
- Vista Analyse (2014b). Velferdstap ved oljeutslipp fra skip: Er betalingsvilligheten stabil over året? Av Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen og Ståle Navrud. Vista rapport 2014/12.
- Vista Analyse (2015). Velferdstap ved oljeutslipp fra skip: Fase 1 av hovedundersøkelse. Av Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen, Sofie Skjeflo og Ståle Navrud. Vista rapprt 2015/09
- Vista Analyse (2016). Økosystemtjenester i Kystverkets samfunnsøkonomiske analyser. Av Kristin Magnussen og Ståle Navrud. Vista rapport 2016/21.

Vista Analyse AS

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgivning. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innennfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

Vista Analyse AS
Meltzersgate 4
0257 Oslo

post@vista-analyse.no
vista-analyse.no