

RAPPORT

VERDSETTING AV LUFTFORURENSNINGENS KOSTNADER FOR MILJØ – EN LITTERATURSTUDIE



MENON-PUBLIKASJON NR. 125/2021

KRISTIN MAGNUSSEN, P.A. AARRESTAD, KARI AUSTNES, VEGAR BAKKESTUEN, HELEEN DE WIT,
ERLEND M. FLEISJE, INGILD S. FURUETH OG S. NAVRUD

M-2137|2021



Forord

Dette prosjektet er gjennomført på oppdrag for Miljødirektoratet.

Arbeidet er gjennomført av Menon Economics i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Kristin Magnussen (Menon senter for miljø- og ressursøkonomi, MERE) har vært prosjektleder, mens Ståle Navrud (MERE) har vært sparringpartner og kvalitetssikrer. Erlend M. Fleisje har bidratt med litteratursøk, oppsett av Excel-ark og omtale av litteraturen fra søket. Fra NIVA har Kari Austnes, Heleen de Wit og Ingvild Skumlien Furuseth bidratt, mens Vegar Bakkestuen og Per Arild Aarrestad har bidratt fra Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Vår kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Bente Støholen. Vi takker henne og flere medarbeidere i Miljødirektoratet for et spennende oppdrag og gode innspill underveis.

Oslo, november 2021

Kristin Magnussen
Prosjektleder
Menon Economics

Innhold

SAMMENDRAG MED KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	4
1. INTRODUKSJON	9
1.1. Kort bakgrunn	9
1.2. Mål for prosjektet	9
1.3. Nærmere om innhold og avgrensinger	10
2. METODE OG GJENNOMFØRING AV LITTERATURSØK OG LITTERATUROVERSIKT	11
2.1. Metode - oversikt	11
2.2. Litteratursøk og første siling av relevant litteratur	11
2.3. Gjennomgang av relevant litteratur - hva er verdsatt og metodisk grunnlag	12
2.4. Grunnlag for metodevurdering	13
2.5. Gjennomgang av relevant litteratur – vurdering av overførbarhet til norske forhold	15
3. OPPSUMMERING AV RESULTATER FRA LITTERATURGJENNOMGANG	16
3.1. Oversikt over mest relevante studier	16
3.2. Kort gjennomgang av de mest relevante studiene	18
3.3. Oppsummering/konklusjon litteraturgjennomgang	28
4. SKISSE TIL VIDERE ARBEID	30
4.1. Utgangspunkt for skisse og anbefalinger	30
4.2. Forslag til projektskisse for videre arbeid	30
4.3. Oppsummering av behov for videre arbeid og prioritering	40
5. REFERANSER	42
6. VEDLEGG A: SKADEFUNKSJONSMETODEN OG VERDSETTINGSMETODER	45
6.1. Skadefunksjonsmetoden	45
6.2. Total samfunnsøkonomisk verdi av miljø- og helsevirkninger	46
6.3. Metoder for verdsetting av miljøeffekter og påvirkning på miljø	48
7. VEDLEGG B. VERDSETTINGSFAKTORER SOM BENYTTES FOR LUFTFORURENSNING I DAG	50
7.1. Komponenter, metoder og estimerte kostnader i LEVE-prosjektet	50
7.2. Datagrunnlag for beregningene	52
8. VEDLEGG 3. OVERSKRIDELSE AV TÅLEGRENSER	55

Sammendrag med konklusjoner og anbefalinger

Innledning og bakgrunn

For å synliggjøre konsekvenser av luftforurensning i samfunnsøkonomiske analyser kvantifiseres helse- og miljøeffekter av luftforurensningen, og effektene verdsettes. Disse effektene har tradisjonelt vært verdsatt i kroner ved å benytte såkalte enhetskostnader som kobler verdsettingen av effektene til kg utslipp av en luftforurensningskomponent..

Enhetskostnadene som benyttes i Norge i dag, stammer i stor grad fra LEVE-prosjektet (Luftforurensninger – Effekter og Verdier) som ble gjennomført av daværende Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet) i siste halvdel av 1990-tallet (SFT 2005). De enhetsprisene som brukes, er derfor gamle, mens det for effekter av luftforurensning på miljø (dvs. økosystem, arter og naturtyper) i liten grad finnes standardiserte enhetskostnader til bruk i samfunnsøkonomiske analyser. Det er derfor behov for å vurdere om det finnes et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for ny verdsetting av effekter på miljø.

Formål og problemstillinger

Målet med dette prosjektet er å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av miljøeffekter som skyldes luftforurensning. I dette inngår følgende delmål:

- Gi oversikt over hva som er gjort av monetær verdsetting (prissetting) av miljøeffekter av luftforurensning. Dette inkluderer først og fremst oversikt over verdsetting i form av enhetskostnader som kan knyttes til utslipp (f.eks. kostnader i kr/kg utslipp eller kr/km).
- Gi en vurdering av det metodiske grunnlaget for å verdsette miljøeffekter av luftforurensning.
- Gi en vurdering av om miljøeffektene som verdsettes er relevante i Norge og om verdsettingsstudiene er overførbare til norske forhold.
- Dersom det er piloter eller verdsetting av avgrensede områder/innsjøer som er gjennomført, gi en vurdering av hvorvidt disse pilotene kan oppskaleres til å gjelde større områder, for eksempel ulike regioner i Norge.
- Gi en anbefaling om hva som bør gjøres av videre arbeid for å kunne verdsette miljøeffekter av luftforurensning, og på hvilke områder verdsetting vil kunne gjennomføres.

Litteraturgjennomgangen har kartlagt litteratur om monetær verdsetting (prissetting) av skader på økosystem, arter og naturtyper som følge av luftforurensning. Studien har kartlagt verdsetting av:

- Effekter av nitrogenavsetning (inkludert fra utslipp av NO_x og NH₃) (terrestrisk og limnisk)
- Forsuring (inkludert fra utslipp av SO₂, NO_x og NH₃) (limnisk)
- Vegetasjonsskader av bakkenært ozon

Metode for innhenting og vurdering av kunnskap

Det er gjennomført en litteraturstudie der vi la vekt på å inkludere både norsk og internasjonal vitenskapelig og «grå» litteratur; det vil si at vi inkluderer både vitenskapelige artikler, håndbøker og veiledere, rapporter, bøker, mv. Etter at søkene var gjennomført, gjorde vi en rask gjennomlesing av alle titler og sammendrag og la alle som anses å ha en viss relevans inn i en oversikt i et Excel-ark, der vi oppgir sentrale kjennetegn ved publikasjonen. Dette Excel-arket følger som et uttrykket vedlegg til denne rapporten. Vi gjorde deretter en siling av publikasjonene i Excel-arket ut fra relevanskriterier for oppdraget.

Litteraturoversikten skal gi enhetskostnader for luftforurensningens skader på miljø. Studier som bare verdsetter luftforurensningens effekter på helse og studier der det ikke kan skilles mellom verdsetting av helse og miljø er dermed mindre relevante for å finne enhetskostnader. Disse studiene kan imidlertid ha høy relevans for utvikling av den metodiske tilnærmingen.

Oversikt over mest relevante studier

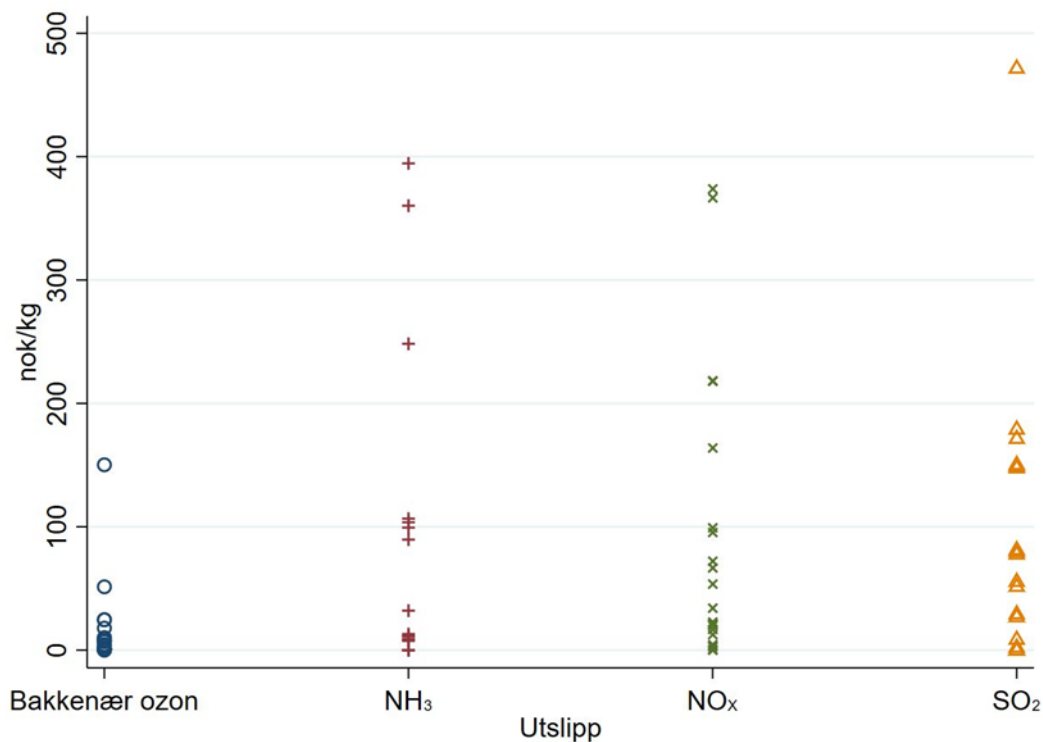
Blant de 92 studiene i Excel-arket, identifiserte vi ca. 20 studier som anses å ha «høy relevans» med hensyn til metode og/eller enhetspriser. Disse studiene er gjennomgått nøyer, og et utvalg av dem anses å være spesielt interessante med tanke på videre arbeid for norske forhold. Disse er listet opp og kort kommentert i tabell S1, og beskrevet i mer detalj i rapporten.

Tabell S1. Oversikt over mest relevante studier med nøkkelinformasjon. I kolonnen «Miljøeffekter og økosystemtjenester verdsatt» oppgis henholdsvis prosessen som er vurdert (forsuring, eutrofiering eller bakkenært ozon) og hvilke økosystemtjenester (goder og tjenester påvirket) som er verdsatt. (ID-nummer) i kolonnen til venstre viser til ID i Excel-arket.

Kilde Land/område (ID-nr. i Excel-ark)	Enhetspriser for NO _x , NH ₃ , SO ₂ , ozon	Miljøeffekter økosystemtjenester og (ØT) verdsatt	Kommentar om metode, overførbarhet og andre forhold
Defra (2021) Storbritannia (ID47)	NO _x , NH ₃ Ozon	Eutrofiering pga. NO _x og NH ₃ (terrestrisk biodiversitet) Ozon (hveteavlinger)	Bygger på IPA*. Inkludere verdsetting av endret biodiversitet som følge av eutrofiering. Ozonskader på jordbruksavlinger ved POD**. Metoder og tilnærming har høy relevans, enhetspriser ikke direkte overførbare.
CE Delft (2020) EU 28 (ID2)	NO _x , NH ₃ , SO ₂ , (bakkenær ozon++)	Eutrofiering (terrestrisk biodiversitet) Ozon (jordbruksavlinger)	Bygger på IPA, basert på tall fra mange studier. Gir verdsettingsestimater for forurensningskomponent, miljøeffekt og økosystemtjeneste (biodiversitet, avlinger). Enhetspriser ikke direkte overførbare, men oversikt over ulike metodiske tilnærminger.
Trafikverket (2020) (ASEK 7.0) Sverige (ID39)	NO _x , NH ₃ Ozon	Eutrofiering (marin, alle ØT*** påvirket) Ozon (jordbruksavling)	Bygger på IPA, samler tall fra flere studier, bl.a. EU-prosjektet ECLAIRE. Metoder er relevante og overførbare, men få enhetspriser å overføre.
Anthesis Enveco Sverige (ID40; ID41)	NO ₂ /NO _x ; NH ₃ ; bakkenær ozon	Eutrofiering (marin, alle ØT påvirket) Ozon (jordbruksavlinger)	Grunnlag for Trafikverket (ASEK 7.0). En metoderapport og en rapport med anbefalte priser. Bruker IPA for eutrofiering. Tall fra EU- prosjektet ECLAIRE for ozonskader. Metoder er relevante og overførbare. Få enhetspriser å overføre.
Umweltbundesamt (2021) Tyskland (ID89)	NO _x , SO ₂ , NMVOC, NH ₃	Verdsetter effekter på biodiversitet (NO _x , SO ₂ , NH ₃); og avlinger (NO _x , SO ₂ , NMVOC, NH ₃).	Bruker IPA. Bygger på tidligere metodiske og empiriske rapporter (særlig EU-prosjektet NEEDS). Enhetspriser ikke direkte overførbare. Bygger på tidligere metodiske tilnærminger.
ECLAIRE (2015) EU28 (ID92)	NO _x , NH ₃	Eutrofiering, forsuring, total kostnad for ozonskader på avlinger	Bruker IPA. POD for ozon. Beregner total kostnad for ulike scenarioer for ozon, ikke kr/kg. Metoder kan være overførbare, de er brukt i flere andre rapporter. Enhetspriser ikke direkte overførbare.
EECT/ATN I (2020) Europa 38 + Storbritannia (ID37)	Ozon	Eutrofiering pga. NO _x og NH ₃ . Terrestrisk biodiversitet (Natura 2000- områder). Ozon (jordbruksavlinger)	Effekter på biodiversitet beregnes ved å benytte tålegrenser for eutrofiering. Verdsetting av biodiversitet ved verdioverføring. AOT40 for ozon og avlings-skade. Metoder kan være overførbare; har priser for Norge for avlinger, men ikke biodiversitet.

*IPA= Impact Pathway Approach (dvs. skadefunksjonsmetoden); **POD= antatt beste metode for å beregnes avlingsskade av bakkenær ozon; AOT= tidligere mye brukt metode for å beregne avlingsskade av bakkenær ozon; ØT= økosystemtjenester.

I figur S1 vises enhetspriser for henholdsvis NO_x, NH₃, SO₂, bakkenært ozon fra de studiene som er vurdert å høy relevans i Excel-arket og som oppgir enhetspriser for miljøvirkninger separat, omregnet på enkelt vis fra oppgitt valuta og år til norske 2020-kroner. Det er ikke korrigert for kjøpekraft e.l. ved omregning til norske kroner.



Figur S1. Enhetspriser for miljøeffekter av bakkenær ozon, NH₃, NO_x og SO₂. Beregnet fra studier merket med høy relevans i Excel-arket som oppgir priser for respektive miljøeffekt. Det er oppgitt lavt og høyt prisestimat for hver studie (der det bare er oppgitt én verdi, er den fylt inn både som lav og høy). Oppgitte enhetspriser er omregnet fra utenlandsk valuta til norske kroner med kurser i valuta-året oppgitt i studien, og oppjustert med norsk konsumprisindeks til 2020-kroner. Det er ikke korrigert for kjøpekraft e.l. ved omregning til norske kroner.

Konklusjoner etter litteraturgjennomgangen

Etter gjennomgang av litteraturen om enhetspriser for luftforurensningens skadeeffekter på miljø, kan funnene oppsummeres som følger. Det er lite som er gjort av originale verdsettelsesstudier de siste 10-15 år, og mye av det som finnes av nyere dato bygger på gamle studier. Det foreligger en del nyere studier basert på forenklet verdioverføring for EU-land og Europa generelt, til dels både som gjennomsnitt for EU/Europa og for hvert enkelt land og noen laget spesifikt for enkeltland.

Gjennomgangen viser at det er lagt relativt liten vekt på verdsetting av miljøeffekter av luftforurensing, og adskillig mer på helseeffekter. De miljøeffektene som er verdsatt, er oftest ozonskader på avlinger, noe på skog, og lite på annen vegetasjon og eutrofieringens skadeeffekt på natur /biodiversitet.

Med unntak for ozonskader på vegetasjon er det i hovedsak brukt en form for skadefunksjonsmetoden /Impact Pathway Approach (IPA); ofte med bruk av tålegrenser for tilførsler av nitrogen (med tanke på eutrofiering). I studier basert på forenklet verdioverføring er det ofte brukt tidligere studier for ulike trinn i skadefunksjonen, og disse er oppdatert med ny kunnskap eller det er lagt inn nye endepunkt der det har vært mulig/aktuelt.

For ozonskader på avlinger er det i en del tidligere studier benyttet det som kalles AOT40 for å beregne skadene, mens man i senere studier har gått over til POD_y , som er funnet å gi bedre sammenheng mellom ozoneksponering og vegetasjonsskader.

For beregning av skader på biodiversitet, er det oftest benyttet overskridelser av tålegrenser for nitrogenavsetning. Dose-responssammenhenger for overskridelse av tålegrenser og påvirkning på arter/artsmangfold/biodiversitet er kombinert med overførte verdsettingsestimater. Disse verdsettingsestimatene stammer enten fra betalingsvillighetsstudier eller restaureringskostnader for å fastsette verdien, eller kombinasjoner. I mange tilfeller er det overført verdiesestimater i tid og rom, uten grundige vurderinger av overførbarheten.

Anbefalt forslag til videre arbeid

Vi har skissert et anbefalt forslag til videre arbeid, som betyr at det skal utarbeides nye, oppdaterte enhetspriser for luftforurensningens effekter på miljø. Dersom det må prioriteres, har vi foreslått et opplegg som gir en noe lavere økonomisk ramme. Vi må understreke at dette er på skissestadiet, og det vil kreves mer detaljering og presisering av forslagene før arbeidet starter.

Arbeidet med anbefalte forslag kan skje i løpet av 2-3 år, forutsatt at arbeid med flere komponenter og påvirkninger skjer parallelt. Mindre ambisiøse alternativ kan gjennomføres i løpet av anslagsvis ett år, men vil gi mer usikre resultater. Totale kostnader for anbefalt forslag er i størrelsesorden 10-13 millioner kroner. Dette inkluderer gjennomføring av skadefunksjonsmetoden for å få enhetspriser knyttet til miljøeffekter av forsurening på ferskvann, eutrofiering på terrestrisk og limnisk naturmangfold, samt en kort gjennomgang av litteratur om sammenhengen mellom nitrogenavsetning og marin eutrofiering med tanke på eventuell senere verdsetting. Det inkluderer også en gjennomgang og kvalitetssikring/justering av kostnadene for avlingsskader, basert på den varslede beregningen fra ICP Vegetation.

Redusert forslag til videre arbeid

Dersom man må prioritere innenfor forslagene på grunn av manglende ressurser, er vår vurdering at det kan gjøres mye med «grundig oppdatering» av det som ble gjort i LEVE-studien for forsurening, fordi man der har et godt utgangspunkt for alle trinn i skadefunksjonen å bygge på. Men som påpekt, også i LRTAP-konvensjonsarbeidet, mangler verdsetting av en del av de miljøendepunktene (økosystemtjenestene) som påvirkes ved forsurening. Derfor er en full gjennomgang ønskelig.

For eutrofiering som gir skader på terrestrisk og limnisk biodiversitet foreligger ingen estimater basert på skadefunksjonsmetoden i Norge; kun estimater basert på tiltakskostnader for å oppfylle målene i Gøteborgprotokollen. Det å utvikle enhetspriser for tilførsler av nitrogen og dets påvirkning på økosystem og biodiversitet bør derfor prioriteres høyt.

Det bør også prioriteres å få bedre oversikt over ozonskader på avlinger for å se om størrelsesordenen av skadekostnadene er beskjedne eller såpass store at en bør gå videre med detaljert verdsetting av avlingstap. Dette arbeidet bør bygge på og derfor avvente de beregningene av avlingsskader som er varslet fra ICP Vegetation (antydning våren 2022).

I tabell S2 gir vi en oppsummering av forslaget til videre arbeid.

Tabell S2. Oppsummering av forslag til videre arbeid.

Miljøeffekt			Komponent		Tid	Røft kostnadsanslag (kr)
	SO ₂	NO _x	NH ₃	Bakkenært ozon		
Forsuring	Ferskvann, fritidsfiske og evt. andre økosystemtjenester (biodiversitet) Trinn 1: Workshop for status kunnskap/ kunnskapsoppdatering. Trinn2-Alt. 1) Oppdatering av LEVE-studien Trinn2-Alt. 2) Full gjennomgang ved skadefunksjonsmetoden.				Vinter 2022 0,5-1år 2-3 år	Trinn 1: 150-200 000 Trinn 2: Alt.1: Ca. 1 mill. Alt.2: Ca. 4-5 mill.
Eutrofiering		Terrestrisk, og limnisk biodiversitet Full gjennomgang av skadefunksjonsmetoden			2-3 år	5-6 mill.
		Marine områder: litteraturstudie mtp. evt. senere verdsetting			0,5 år	0,5 mill.
Bakkenær ozon				Tap av jordbruksavlinger: Avventer «ICP Vegetations» rapport. Gjør «norsk tilpasning» av resultatene. Evt. skader på skogbruksproduksjon vurderes avhengig av resultater i ICP Vegetation, antatt mindre viktig.	0,5-1 år (etter at ICP Vegetations beregninger av avlingstap mv. foreligger (antatt 2022)	0,5-1 mill. for «norsk tilpassing» og vurdering

1. Introduksjon

1.1. Kort bakgrunn

For å synliggjøre konsekvenser av luftforurensning i samfunnsøkonomiske analyser kvantifiseres helse- og miljøeffekter av luftforurensningen, og effektene verdsettes. Dette er nødvendig for eksempel for å kunne prioritere tiltak som berører lokal luftkvalitet i alle sektorer, og for å utrede konsekvenser av tiltak og regelverksendringer. Disse effektene har tradisjonelt vært verdsatt i kroner og øre i samfunnsøkonomiske analyser, ved å benytte såkalte enhetspriser (eller enhetskostnader) som kobler effektene til kg utslipp som følge av tiltaket (eller til km kjørt av kjøretøy/fartøy for utslipp fra transport).

På oppdrag fra Miljødirektoratet gjennomførte Menon Economics, i samarbeid med FHI, en statusgjennomgang av verdsettingsestimatene for henholdsvis helse, miljø og materialer (Magnussen et al. 2020). Dette oppdraget ga en oppdatert oversikt over status for enhetskostnader og grunnlaget for disse blant annet på miljøområdet. Gjennomgangen viste at enhetskostnadene som benyttes i Norge i dag, i stor grad stammer fra LEVE-prosjektet (Luftforurensninger – Effekter og VERdier) som ble gjennomført av daværende Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet) i siste halvdel av 1990-tallet (SFT 2005). Mye av verdsettingen som gjøres i dag, baserer seg derfor på utdatert kunnskap. Kostnader som benyttes i samfunnsøkonomiske analyser bør basere seg på et oppdatert kunnskapsgrunnlag og en enhetlig tilnærming. For effekter av luftforurensning på miljø (økosystem, arter og naturtyper) finnes det per i dag i liten grad standardiserte enhetskostnader som benyttes i samfunnsøkonomiske analyser, og det er behov for å vurdere om det finnes et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for verdsetting av effekter på miljø.

Etter at ovennevnte rapport ble levert til Miljødirektoratet våren 2020, har Miljødirektoratet, FHI, Helsedirektoratet og Statens vegvesen gitt en anbefaling om videre arbeid med verdsetting av effekter av luftforurensning, levert til KLD, SD og HOD 1.7.2020. Anbefalingene omhandler effekter på helse, miljø og materialer. For miljø anbefales det å gjennomføre et forprosjekt for å kartlegge ytterligere verdsetting av miljøeffekter. Det er oppfølging av effekter på miljø som er tema for denne rapporten.

1.2. Mål for prosjektet

Miljødirektoratet har behov for å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av miljøeffekter som skyldes luftforurensning fra ulike utslippskilder inkludert transport, bygge- og anleggsvirksomhet osv. Utredningen skal inkludere status for hva som er gjort av monetær verdsetting på dette området i dag, samt en vurdering av det metodiske grunnlaget for verdsetting og hvordan dette kan brukes for å lage nasjonale estimater for miljøeffekter. Det skal også gis en vurdering av hva som kan overføres til/er relevant for norske forhold.

Følgende delmål inngår:

- Gi oversikt over hva som er gjort av monetær verdsetting (prissetting) av miljøeffekter av luftforurensning. Dette inkluderer først og fremst oversikt over verdsetting i form av enhetskostnader som kan knyttes til utslipp (f.eks. kostnader i kr/kg utslipp eller kr/km).
- Gi en vurdering av det metodiske grunnlaget for å verdsette miljøeffekter av luftforurensning.
- Gi en vurdering av om miljøeffektene som verdsettes er relevante i Norge og om verdsettingsstudiene er overførbare til norske forhold.
- Dersom det er piloter eller verdsetting av avgrensede områder/innsjøer som er gjennomført, gi en vurdering av hvorvidt disse pilotene kan oppskaleres til å gjelde større områder, for eksempel ulike regioner i Norge.

- Gi en anbefaling om hva som bør gjøres av videre arbeid for å kunne verdsette miljøeffekter av luftforurensning, og på hvilke områder verdsetting vil kunne gjennomføres.
 - Beskrive forslag til prosjektskisse inkludert videre utredninger som er nødvendige for å kunne beregne enhetskostnader (kr/kg eller eventuelt kr/km) for ulike typer forurensningskomponenter og miljøeffekter.
 - Forslaget til prosjektskisse bør inkludere en vurdering av behov for å differensiere enhetskostnadene (f.eks. regionalt, avhengig av trafikkmengde, avhengig av type økosystem/arter og naturtyper, årstid, etc.).
 - Dersom det er komponenter/miljøeffekter hvor det anbefales ikke å gå videre med verdsetting, bør det gis en forklaring/vurdering av hvorfor det ikke vil være hensiktsmessig å verdsette disse, f.eks. om det er pga. usikkerhet eller manglende kunnskap om miljøeffektene av utslipp, usikkerhet om hvor utslippet får effekt, avstand fra kilden e.l.).

Det kreves ikke at prosjektet skal presentere konkrete forslag til verdsettingsanslag som kan brukes i samfunnsøkonomiske analyser i Norge. Slike vurderinger vil være neste trinn i prosessen. Anbefalinger om videre arbeid bør imidlertid ta høyde for at man på et senere tidspunkt skal bruke verdsettingsanslagene i samfunnsøkonomiske analyser i ulike sektorer i Norge.

1.3. Nærmere om innhold og avgrensinger

Luftforurensning har negativ påvirkning på økosystemer, arter og naturtyper i Norge i dag. Utslipp av nitrogenoksider (NO_x), svoveldioksid (SO_2) og ammoniakk (NH_3) bidrar til forurensning av vann og vassdrag og kan påvirke artsmangfoldet negativt. Utslipp av NO_x og NH_3 bidrar også til overgjødning som kan påvirke terrestriske og limniske økosystemer, arter og naturtyper negativt (Bobbink et al. 2010; Bobbink & Hetteling 2011). Utslipp av NO_x og NH_3 kan også bidra til overgjødning av marine økosystemer, enten via direkte avsetning eller via lekkasje fra jord til vann, og videre transport til kysten. I tillegg bidrar utslipp av NO_x og nmVOC til dannelse av bakkenært ozon (O_3) som kan føre til skade på jordbruksvekster, skogbruksproduksjon og annen vegetasjon. Bakkenært ozon kan også bidra til endringer i artsmangfoldet og karbonopptaket til vegetasjon (Aas et al. 2021).

Litteraturgjennomgangen i dette prosjektet har kartlagt litteratur om monetær verdsetting (prissetting) av skader på økosystem og arter og naturtyper som følge av luftforurensning. Studien har kartlagt verdsetting av:

- 1) Effekter av nitrogenavsetning (inkludert fra utslipp av NO_x og NH_3)
- 2) Forsuring (inkludert fra utslipp av SO_2 , NO_x og NH_3)
- 3) Vegetasjonsskader av bakkenært ozon

Det er ikke inkludert litteratursøk på andre forurensningskomponenter enn de som er spesifisert over. De søkene vi har gjort tyder på at det er disse komponentene (eller noen av dem) som verdsettes internasjonalt, og som vil være naturlig å ha fokus på.

For litteratur hvor det er gjennomført prissetting, herunder gitt et estimat for enhetskostnad i kroner per kg utslipp, er det gjort en særskilt gjennomgang av metodisk tilnærming og datagrunnlag for å vurdere om verdsettingsestimaterne er relevante og overførbare til norske forhold. Dersom verdsettingsestimaterne i seg selv ikke er direkte overførbare, er det vurdert om den metodiske tilnærmingen for å utvikle verdsettingsanslagene er relevante.

2. Metode og gjennomføring av litteratursøk og litteraturoversikt

2.1. Metode - oversikt

Hovedresultatet fra dette prosjektet er en oppsummering av relevant litteratur og enhetspriser fra denne litteraturen, som også gir mulighet til å jobbe videre med resultatene, med tanke på videre arbeid og inkludering av enhetspriser i samfunnsøkonomiske analyser. Vi beskriver i det følgende hvordan vi gjennomførte litteratursøk og rapporterer resultater. Det er imidlertid også viktig med en vurdering av om metoder og data som ligger bak enhetsprisene er «teoretisk og praktisk gode», og om resultatene er mulige å overføre til norske forhold.

2.2. Litteratursøk og første siling av relevant litteratur

Vi la vekt på å inkludere både norsk og internasjonal vitenskapelig og «grå» litteratur, det vil si at vi inkluderer både vitenskapelige artikler, håndbøker og veiledere, rapporter, bøker, mv. Litteratursøket tok utgangspunkt i nasjonale og internasjonale anerkjente databaser for forskningslitteratur og øvrig litteratur.

Innen forskningslitteraturen har vi søkt på web of science, scopus og google scholar, i tillegg til den internasjonale databasen for verdsettingslitteratur, «Environmental Valuation Reference Inventory», EVRI (<https://www.evri.ca/en/content/about-evri>).

For å fange opp «grå» litteratur har vi søkt i Google og Google Scholar, samt hjemmesidene til relevante nasjonale myndigheter og institusjoner. En viktig kilde har dessuten vært henvendelser til teamets brede internasjonale kontaktnett, som har blitt forespurt om de har gjennomført eller har kjennskap til relevant litteratur om verdsetting av miljøeffekter av luftforurensning. Dette har gitt oss tilgang både til forskningslitteratur, grunnlagsdokumenter og orientering om hva myndigheter i ulike land har eller ikke har av publikasjoner på området. Vi har i tillegg brukt «snøballmetoden» ved å inkludere litteratur som er nevnt i annen litteratur.

Litteratursøket er gjennomført i flere omganger for å spisse søkeord og -strenger til å fange opp de relevante studiene, og ikke altfor mange andre. Vi har gjort flere søk med noe ulike kombinasjoner av søkeord for å «treffe» de ulike utslippskomponentene, miljøeffektene, enhetspriser og total verdsetting osv.

Etter at søkene var gjennomført, gjorde vi en rask gjennomlesing av alle titler og sammendrag og la alle som anses å ha en viss relevans inn i en oversikt i Excel-ark, der vi oppgir sentrale kjennetegn ved publikasjonen. Dette Excel-arket følger som uttrykket vedlegg til denne rapporten.

Vi gjorde deretter en siling av publikasjonene i Excel-arket ut fra relevanskriterier for oppdraget.

I samråd med oppdragsgiver har vi prioritert nyere publikasjoner fremfor eldre. Vi har ikke satt en absolutt årstallsgrense i gjennomgangen, men med tanke på relevante enhetspriser er studier fra før 2010 mindre interessante. Vi har imidlertid inkludert noen som fortsatt er metodisk relevante, og som dessuten fortsatt brukes som underlag for oppdatering av enhetspriser.

Vi har vurdert studier fra områder geografisk nær Norge som mest relevante, det vil si at studier fra Sverige, Danmark, Storbritannia, Tyskland, samt EU og øvrige EU-land. Disse landene anses som mer relevante med tanke på enhetspriser enn øvrige. Studier fra (visse deler av) USA, anses mer relevante enn studier fra øvrige verdensdeler.

Vi har videre gjort en vurdering av relevans ut fra overordnet metode/tilnærming som er brukt, slik at f.eks. studier som benytter rensekostnader for verdsetting av miljøskade, eller i liten grad vurderer/beskriver metoden som er benyttet for verdsetting, er prioritert ned.

Litteraturoversikten skal gi enhetspriser for luftforurensningens skader på miljø, og studier som bare verdsetter luftforurensningens effekter på helse, eller der det ikke kan skilles mellom verdsetting knyttet til henholdsvis helse og miljø anses ikke som relevante med hensyn til priser, men kan metodisk være relevante. Studier kan være vurdert til «høy relevans» selv om de ikke oppgir enhetspriser kun for miljø hvis metoden som er brukt har høy relevans, f.eks. fordi den verdsetter miljøeffekter som er relevante i norsk sammenheng, har relevante verdsettingsstudier e.l. gir For litteratur som verdsetter helse og miljø, er det i noen tilfeller vurdert relevans i flere trinn, fordi det ikke alltid er åpenbart før ved nøye lesing om det faktisk kan skilles mellom verdsetting av helse- og miljøeffekter, selv om oppsummeringen bare gir en samlet pris/enhetspris. I Excel-arket har tilnærmingen vært at vi heller har vurdert litt for mange enn litt for få studier til å ha høy relevans for å sikre at man ikke sorterer ut studier som er relevante for norske forhold og for videre arbeid. Blant studier som er merket med høy relevans er det både studier som har høye relevans med tanke på enhetspriser og studier med høy relevans med tanke på metodisk tilnærming, de er videre relativt nye og gjennomført i europeiske land, fortrinnsvis i nordlige deler av Europa. I Excel-arket er det oppgitt enhetspriser for miljø, mens enhetspriser der vi ikke kan skille mellom prisen for helse- og miljøeffekter er oppgitt med en *. Dersom det kun er oppgitt priser for helseeffekter, eller materialeffekter er disse ikke oppgitt. De studiene som er vurdert å ha lav relevans, oppgir ikke enhetspriser for miljøeffekter, har lite relevante metoder, er fra områder langt fra Norge og/eller er gamle.

For alle studier i litteraturoversikten i Excel-arket oppgis som hovedregel følgende informasjon (for noen studier som er vurdert å ha lav relevans, eller der informasjonen er svært krevende å finne fram til, kan noe informasjon være utelatt):

- Tittel
- Forfattere
- Publikasjonstype: 1) vitenskapelig tidsskrift, 2) publikasjon fra nasjonal myndighet, 3) publikasjon fra (internasjonal) organisasjon, som EEA, OECD, e.l. 4) annen type publikasjon
- Publiseringsår
- År for data-innhenting (ikke alltid lett å finne, men kan være adskillig eldre enn fra publiseringsår)
- Forurensningskomponenter med enhetspriser (NH₃, NO_x, SO₂, bakkenært ozon (+ evt. andre som CO₂, PM_x))
- Miljøeffekt (overordnet om hvilke miljøeffekter, ser mer på dette for relevante studier)
- Relevans (høy, middels eller lav; jf. kriterier nevnt ovenfor)
- Kommentar (f.eks. om metode, andre forhold av betydning for vurdering av studien)
- Link til studien

Ved bruk av disse kriteriene, får vi en litteraturoversikt som inneholder et relativt stort antall studier (ca. 90) som er knyttet til verdsetting av luftforurensningens miljøeffekter, og som presenteres med noen stikkord, samt med link i litteraturoversikten. Det gir også et mindre antall studier som anses å ha høy relevans. Disse gjennomgås nøyer, og vi oppgir mer informasjon om disse, noe som beskrives i følgende delkapitler.

2.3. Gjennomgang av relevant litteratur - hva er verdsatt og metodisk grunnlag

Litteratur som er vurdert å ha «høy relevans», er gjennomgått nøyer. For disse studiene er det sett nærmere på følgende forhold, som også er notert i Excel-arket for studier merket med «høy relevans».

-Er miljøeffekter verdsatt, eller bare helse: Ved første gjennomgang kan vi ha fått med studier som oppgir enhetspriser for relevante komponenter, men som bare oppgir verdier for helse. I en del tilfeller har vi måttet grave ganske dypt i studiene for å finne ut av dette. Dersom bare effekter på helse er verdsatt, er studien vurdert til ikke å ha høy relevans, og dette er notert i Excel-arket.

-Kan det skilles mellom verdsetting av helse/materialer- og miljøeffekter: Ved første gjennomgang kan vi ha fått med studier som oppgir enhetspriser for relevante komponenter, men som bare oppgir verdier for helse og miljø samlet, eller eventuelt for helse, miljø og materialer samlet. Disse kan fortsatt ha høy relevans metodisk. Dersom ikke prisen for miljøeffekten kan skilles ut, er enhetsprisen oppgitt merket med * i Excel-arket.

-Hvilke miljøeffekter er verdsatt: For de relevante studiene, ser vi nærmere på hvilke miljøeffekter som er verdsatt og inngår i enhetsprisen. Vi skiller mellom «forsuring», «eutrofiering» og «skade på avlinger og vegetasjon av bakkenær ozon». Det er også disse effektene (eller noen av dem) som vi har funnet verdsettingsstudier av i litteratursøket.

-Hvilke natursystemer/økosystemer er verdsatt for forsuring og eutrofiering: Så langt det er mulig, ser vi også på hvilke økosystemer som er verdsatt. Hvis miljøeffekten er forsuring eller eutrofiering, skiller vi mellom hvorvidt det er vann (ferskvann og/eller marint), terrestrisk eller begge deler, og som tilleggsinformasjon oppgis eventuell utfyllende informasjon.

-Hvilke avlings/produksjonssystemer er verdsatt for bakkenær ozon: Så langt det er mulig, ser vi på om det er produksjonsskog, jordbruksavlinger eller «naturlig vegetasjon» som er vurdert. For avlinger ser vi også, om mulig, på hvilke avlinger som er vurdert. For skog hva slags type skog.

-Utslippskilder: Så langt det er mulig, oppgir vi om det er mobile eller stasjonære utslippskilder som er vurdert i verdsettingen. Mobile kilder er alle kilder knyttet til transportmidler av ulike slag, mens stasjonære kilder er f.eks. industri, kraftproduksjon, utslipp fra boliger og andre bygg.

-Metodevurdering: Så langt det er mulig skiller vi mellom: skadefunksjonsmetoden/Impact Pathway Approach (IPA); tiltakskostnader eller «andre» (se metodebeskrivelser i delkapittel 2.4.).

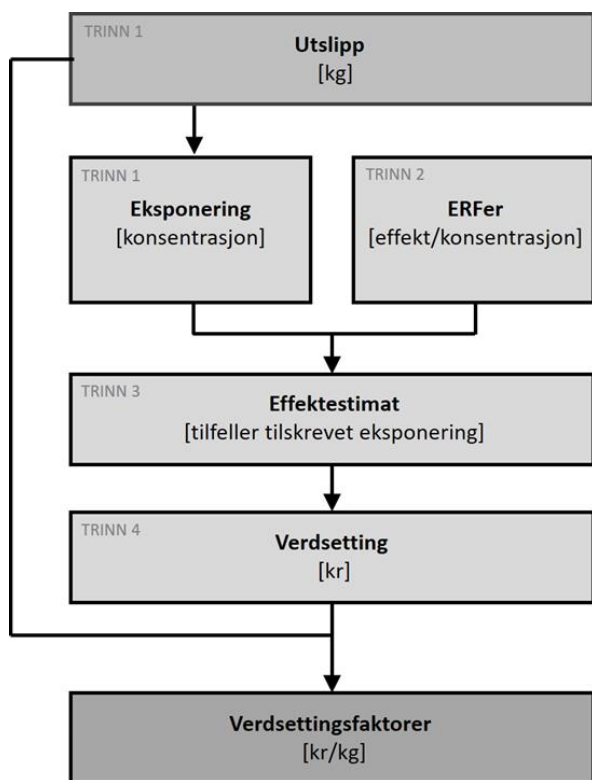
2.4. Grunnlag for metodevurdering

2.4.1. Skadefunksjonsmetoden

Ved bruk av resultater fra innsamlet litteratur, er det viktig å gjøre en vurdering av grunnlaget for de enhetsprisene vi finner fram til. Enhetsprisene blir ikke bedre enn det metodiske grunnlaget og de dataene de bygger på.

Som vi beskrev i Magnussen et al. (2020) anbefales det at man benytter trinnene i skadefunksjonsmetoden ved verdsetting av skadeeffektene av luftforurensning, slik at man kan følge alle trinn og forutsetninger og de dataene som benyttes. En figur som illustrerer skadefunksjonsmetoden, er vist i figur 2.1. nedenfor. Som vi beskriver i Magnussen et al. (2020) har man imidlertid ikke alltid grunnlag for å benytte skadefunksjonsmetoden for de enhetsprisene man ønsker, og det benyttes da forenklede metoder. Det ble f.eks. gjort i LEVE-prosjektet som mange enhetspriser i dag bygger på, der man benyttet tiltakskostnader for å nå ulike målsettinger for reduksjon av luftforurensinger i Gøteborgprotokollen for å fastsette enhetspriser. Man kan også tenke seg andre tilnærminger, eller benytte deler av skadefunksjonsmetoden osv.

Figur 2.1 viser skadefunksjonsmetoden, som illustrert i ASEK (2020).



Figur 2.1. Skadefunksjonsmetoden for beregning av enhetspriser (verdsettingsfaktor). Kilde: ASEK (2020).

Vi har gjort en gjennomgang av metodene som er brukt, først skilt mellom hovedmetoder (f.eks. skadefunksjonsmetoden eller tiltakskostnadsmetoden e.l.), og deretter gått inn på grunnlaget for hver enkelt metode som er brukt. I tillegg til å vurdere selve metoden og trinnene i metoden, er også det datagrunnlaget som er benyttet, vurdert i noen grad, mest for de mest relevante studiene. Trinnene i skadefunksjonsmetoden, samt beskrivelse av ulike verdsettingsmetoder er gitt i vedlegg A.

2.4.2. Flere tilnærminger for å utvikle enhetspriser

For effekter på miljø gjennomfører man ikke alltid alle trinn i skadefunksjonsmetoden, men kan for eksempel slå sammen Trinn 2 og Trinn 3. Det er flere slike alternativer. I en del tilfeller benytter man imidlertid helt andre, alternative tilnærminger til skadefunksjonsmetoden, oftest fordi man mangler informasjon om leddene i funksjonen for viktige forurensningskomponenter.

I LEVE-prosjektet SFT (2005), brukte man en tilnærming der man beregnet tiltakskostnader for å nå internasjonale målsettinger som Norge har forpliktet seg til gjennom Gøteborgprotokollen, og brukte beregnede tiltakskostnader per kg utslippsreduksjon som en tilnærming for å komme fram til en verdsettingsfaktor for utslipp av de komponentene som omfattes av Gøteborgprotokollen. Dette er en tilnærming som er relativt utbredt. Den måler egentlig ikke nytteverdien av utslippsreduksjon, men kostnadene ved å nå en gitt utslippsreduksjon. I SFT (2005) ble det antatt at tiltakskostnadene beregnet på denne måten ga et mål på samfunnets (Norges) betalingsvillighet for å redusere utslippene av ulike forurensningskomponenter, gitt en rekke strenge forutsetninger som ble definert i prosjektet.

Man kan også tenke seg å bruke andre tilnærminger for å finne et uttrykk for samfunnets betalingsvillighet, for eksempel kostnadene som kan knyttes til eventuelle avbøtende tiltak eller fastsatte avgifter per kg av et forurensende stoff, som avgift på NO_x og SO_2 .

Ved disse tilnærmingene går man ikke veien om å fastslå utslipp, eksponering, eksponering-respons, verdsetting av helse- og/eller miljøendepunkter som er en del av skadefunksjonsmetoden. Man kan i beste fall anta at samfunnet har lagt slike forhold til grunn ved bestemmelse av målene for utslippsreduksjoner, budsjetter for avbøtende tiltak eller avgifter, slik at samfunnets verdsetting av reduserte utslipp til en viss grad kommer til uttrykk.

Med utgangspunkt i skadefunksjonstilnærmingen som den teoretisk beste tilnærmingen, men med kunnskapen om at det brukes og kan brukes litt ulike tilnærminger for å komme fram til eksponering, påvirkning osv., vil vi ha et godt utgangspunkt for å vurdere metodene og deres validitet. Videre gir det oss grunnlag for å vurdere de enkelte trinnene, inkludert naturvitenskapelig grunnlag og verdsettingsmetoder på hvert trinn. Det gir også grunnlag for å vurdere hva som er gjort når enkelte trinn er slått sammen eller hoppet over, og om dette er gjort på en faglig god og forsvarlig måte. Likeledes gir det en ryddig og systematisk måte for å vurdere data som er benyttet, og overførbarhet og relevans for norske forhold.

2.5. Gjennomgang av relevant litteratur – vurdering av overførbarhet til norske forhold

Basert på litteraturgjennomgangen gis en vurdering av om de miljøeffektene som verdsettes i litteraturen er relevante i Norge og om verdsettingsstudiene er overførbare til norske forhold. Dette gjøres ved vurdering av de utslippene som er vurdert og hvilke miljøeffekter disse er antatt å ha. Det kan f.eks. være at utslippskomponentene er relevante (f.eks. NO_x , SO_2), men at man verdsetter naturtyper/arter/økosystem som ikke/i liten grad finnes i Norge. Det kan også være at effektene vil være annerledes i Norge fordi vi har andre klimatiske forhold (kaldere, våtere), andre geologiske forhold (berggrunn, løsmasser) osv. Det kan derfor være flere forhold som er forskjellige og som må vurderes med tanke på om studiene og enhetsprisene er relevante og overførbare. Vi vil vurdere dette både ved å gå gjennom input i skadefunksjonsmetoden (særlig data som er benyttet) eller andre metodiske tilnærminger, for særlig å vurdere om prisene er relevante for norske forhold. Vi vil også benytte utviklet metodikk for overføring av verdsettingsestimater for å vurdere hvorvidt relevante enhetspriser og/eller verdsettingsstudier er overførbare til Norge.

Ved vurdering av overførbarheten tok vi utgangspunkt i de forholdene som er vurdert for hver enkelt studie og trinnene for overføring av verdsettingsestimater som er beskrevet bl.a. i Navrud & Ready (2007).

Det kan også være studier som ikke har beregnet enhetspriser, eller som har beregnet enhetspriser for små områder, er pilotstudier e.l. Disse er også inkludert i litteraturgjennomgangen, og vi vurderer om de er interessante og relevante for Norge, enten metodemessig, resultatmessig eller på andre måter.

Etter gjennomgang av litteraturen er vår vurdering at ingen av enhetsprisene er direkte overførbare til norske forhold. Hvis man skal overføre enhetspriser, bør man i tilfelle studere/benytt enhetsprisene samlet og dessuten gjennomføre en verdioverføring i tråd med retningslinjer for verdioverføring, med utgangspunkt i de identifiserte studiene med høy relevans. Alle studier som er notert med "høy relevans" har imidlertid metoder som helt eller delvis er aktuelle for "overføring" eller utgangspunkt for metodiske studier i Norge.

Tabell 3.1. Oversikt over mest relevante studier med nøkkelinformasjon. I kolonnen «Miljøeffekter og økosystemtjenester verdsatt» oppgis henholdsvis prosessen som er vurdert (forsuring, eutrofiering eller bakkenær ozon) og hvilke økosystemtjenester (goder og tjenester påvirket) som er verdsatt. (ID-nummer) i kolonnen til venstre viser til ID i Excel-arket.

Kilde Land/område (ID-nummer)	Enhetspriser for komponent NO _x , NH ₃ , SO ₂ , ozon	Miljøeffekter (økosystemtjenester verdsatt)	og (ØT)	Kommentar om metode, overførbarhet og andre forhold
Defra (2021) Storbritannia (ID47)	NO _x , NH ₃ Ozon	Eutrofiering pga. NO _x og NH ₃ (terrestrisk biodiversitet) Ozon (hveteavlinger)		Bygger på IPA*. Inkludere verdsetting av endret biodiversitet som følge av eutrofiering, bl.a. basert på grunnlagsstudiet (Jones et al. 2014), ozonskader på jordbruksavlinger ved POD**. Metoder og tilnærming har høy relevans. Enhetsprisene ikke direkte overførbare.
CE Delft (2020) EU 28 (ID2)	NO _x , NH ₃ , SO ₂ , (bakkenær ozon++)	Eutrofiering (terrestrisk biodiversitet) Ozon (jordbruksavlinger)		Bygger på IPA, samler metoder og tall fra mange studier. Gir verdsettingsestimater både for forurensningskomponent, miljøeffekt og økosystemtjeneste (biodiversitet, avlinger mv.). Metoder og tilnærming er relevant, ikke enhetspriser.
Trafikverket (2020) (ASEK 7.0) Sverige (ID39)	NO _x , NH ₃ Ozon	Eutrofiering (marin, alle ØT*** påvirket) Ozon (jordbruksavling)		Bygger på IPA, samler tilnærming og tall fra flere studier, bl.a. EU-prosjektet ECLAIRE. Metoder er relevante og overførbare, men få enhetspriser å overføre.
Anthesis Enveco Sverige (ID40; ID41)	NO ₂ /NO _x ; NH ₃ ; bakkenær ozon	Eutrofiering (marin, alle ØT påvirket) Ozon (jordbruksavlinger)		Grunnlag for Trafikverket (ASEK 7.0). En metoderapport og en rapport med anbefalte priser. Bruker IPA for eutrofiering. Tall fra EU-prosjektet ECLAIRE for ozonskader. Metoder er relevante og overførbare, men få enhetspriser å overføre.
Umweltbundesamt (2021) Tyskland (ID89)	NO _x , SO ₂ , NMVOC, NH ₃	Verdsetter effekter på biodiversitet (NO _x , SO ₂ , NH ₃); og på avlinger (NO _x , SO ₂ , NMVOC, NH ₃). SO ₂ og NH ₃ har negativ enhetskostnad, dvs. positiv effekt for avlinger)		Bruker IPA. Bygger på tidligere metodiske og empiriske rapporter (særlig EU-prosjektet NEEDS). Oppgir gjennomsnittstall for Tyskland, men også for ulike utslippskilder (industri med ulik utslippshøyde, og for transport for ulike kjøretøy) og om det er utslipp i by, tettsted eller spredtbygd område. Ikke mye nytt metodisk å overføre. Enhetspriser ikke direkte overførbare.
ECLAIRE (2015) EU28 (ID92)	NO _x , NH ₃	Eutrofiering, forsuring, totaltekstnad for ozonskader på avlinger		Bruker IPA. POD for ozon. Beregner totaltekstnad for ulike scenarior for ozon, ikke kr/kg. Metoder kan være overførbare, de er brukt i flere andre rapporter. Enhetspriser ikke direkte overførbare.
EECT/ATN I (2020) Europa 38 + Storbritannia (ID37)	Ozon	Eutrofiering pga. NO _x og NH ₃ . (Terrestrisk biodiversitet (Natura 2000- områder). Ozon (jordbruksavlinger)		Effekter på biodiversitet beregnes ved å benytte tålegrenser for eutrofiering. Følger tilnærming i EU-prosjektet ECLAIRE. Verdsetting av biodiversitet ved verdioverføring fra verdsettingsstudie i UK, meta-analyse av verdsettingsstudier av biodiversitet og restaureringskostnader; dvs. blanding av betalingsvillighet og restaureringskostnader. AOT40 for sammenhengen mellom ozon og avlingsskade; benytter tall for produksjonsreduksjon; priser for verditap. Metoder kan være overførbare; har priser for Norge for avlinger, men ikke biodiversitet.

*IPA= Impact Pathway Approach (dvs. skadefunksjonsmetoden); **POD= antatt beste metode for å beregnes avlingsskade av bakkenær ozon; AOT= tidligere mye brukt metode for å beregne avlingsskade av bakkenær ozon; ØT= økosystemtjenester.

3.2. Kort gjennomgang av de mest relevante studiene

I det følgende gir vi en kortfattet beskrivelse av de studiene vi har funnet mest relevante for norske forhold. Vi gjentar ikke all informasjon som finnes i tabellene over og i Excel-arket, men legger vekt på interessante og relevante metodiske forhold og overførbarhet.

Mens tabellene behandler hver studie for seg, vil vi i denne gjennomgangen referere til flere studier som brukes i eller bygger på andre studier. Vi ser da at det er få originale verdsettingsstudier, og at det er stor grad av gjenbruk av disse; delvis med oppdatering av ulike elementer fra tidligere originale studier. Dette gjelder særlig verdsetting av biodiversitet, der det foreligger ganske få studier, og der det i stor grad er benyttet verdioverføring.

3.2.1. Norske studier

Det er ikke gjennomført nyere norske studier med originale verdsettingsstudier og gjennomføring av alle trinn i skadefunksjonsmetoden siden LEVE-prosjektet (SFT 2005). En rekke analyser, rapporter og veiledere har benyttet grunnlaget fra SFTs prosjekt om marginale skadekostnader ved luftforurensning, og tilpasset og justert enhetsprisene som ble foreslått der. Det gjelder blant annet en rekke arbeider for Statens vegvesen. Statens vegvesen har benyttet enhetspriser fra SFT (2005) som utgangspunkt for sine enhetspriser for miljø- og helse kostnader ved utslipp fra veitrafikk fra forurensningskomponentene SO₂, NO_x og svevestøv (PM₁₀) i sine håndbøker/veiledere i konsekvensanalyser (som inkluderer samfunnsøkonomiske analyser). Det var tilfellet både i veileder 140 (Vegdirektoratet 2006) og håndbok V712 (2014 og 2018, revidert siste gang i 2018, med oppdaterte enhetspriser i 2021). I denne perioden har man i hovedsak benyttet enhetsverdiene fra SFT (2005) og kun prisjustert for å få oppdaterte enhetspriser. Man har videre benyttet en *samlet* kostnad per kg utslipp, på samme måte som i SFT (2005), slik at det er vanskelig å vurdere eller endre enhetsprisene som følge av endringer som gjelder enten helseeffekter, miljøeffekter eller effekter på materialer.

I prosjektet «Verdsetting av tid, ulykker, luftforurensning og støy» som ble gjennomført for transportetatene i 2008-2010, ble det gjennomført nye verdsettingsstudier (trinn 4 i skadefunksjonsmetoden) med tanke på å oppdatere enhetsprisene for luftforurensningskomponentene (Magnussen et al. 2010). Studien vurderte kun endringer i verdsetting av statistisk liv og verdsatte også verdien av leveår, mens det ikke var innenfor mandatet å vurdere de foregående trinnene i skadefunksjonsmetoden eller vurdere miljøeffekter spesielt. Det var allerede da klart at det var kommet ny informasjon som kunne tilsi endringer i flere deler av skadefunksjonen, men det var ikke rom for å gjøre slike endringer i det prosjektet.

Etter revisjon av veileder V712 i 2014, satte Statens vegvesen ut to forprosjekter som skulle vurdere behovet for å oppdatere henholdsvis luftforurensnings- og støyverdiene i veilederen, samt inkludere flere fraksjoner av svevestøv (særlig PM_{2,5}) og flere fraksjoner av NO_x. Prosjektet skulle først og fremst kartlegge om det forelå nye verdsettingsstudier/-estimer som skulle tilsi endring, ikke ny informasjon om de foregående trinnene i skadefunksjonen. Man skulle også vurdere om man fortsatt skulle inkludere luftforurensning som en prissatt virkning, eller gå over til en kvalitativ vurdering av luftforurensning. En rapport med tittelen «Forprosjekt for vurdering av videre arbeid med verdsetting av lokal og regional luftforurensning i Statens vegvesens håndbok V712» (Magnussen et al. 2014) konkluderte med at man fortsatt burde inkludere luftforurensning som en prissatt virkning og at skadekostnadsmetoden burde ligge til grunn for beregningene. Selv om oppdraget satte søkelys på nye verdsettingsmetoder og -estimer, ble det også fremhevet at det var vel så stort behov for å frembringe og vurdere ny informasjon om trinn 1-3 i skadefunksjonsmetoden, fordi det så ut til å være mer ny informasjon der enn for selve verdsettingsestimatene, særlig fordi man fortsatt var/er noe bundet av anbefalingen fra

Finansdepartementet (2014, 2021) om verdien av et statistisk liv. Det kom imidlertid ikke nye verdsettingsestimater eller ny kunnskap om trinn 1-4 i skadefunksjonsmetoden ut av den rapporten.

TØI (2014) gjennomførte beregning av marginale skadekostnader ved biltrafikk. De brukte også verdiene fra SFT (2005), men de oppdaterte ved å regne verdien av statistisk liv til 30 millioner 2012-kroner (jfr. anbefalt verdi fra Finansdepartementet Rundskriv 109/14) senere oppdatert i Finansdepartementet Rundskriv 109/2021, i stedet for verdien som var brukt i SFT (2005). De re-vurderte også tiltakskostnadene for NO_x fordi målsettinger og tiltakskostnader for å oppfylle Gøteborgprotokollen for NO_x var utdatert.

På oppdrag for Grønn skattekommisjon ble det gjennomført et prosjekt for å forsøke å oppdatere marginale eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger (Ibenholt et al. 2015). De miljøvirkningene man skulle se på var henholdsvis nitrogenoksider (NO_x) og svevestøv, flyktige organiske forbindelser uten metan (nmVOC), svoveldioksid (SO₂), ammoniakk (NH₃), avrenning av næringssaltene nitrogen (N) og fosfor (P) til vann, samt støy og forsøpling. Oppdraget gikk ut på å verdsette marginale, eksterne kostnader forårsaket av utslipp av disse stoffene, som stammer fra ulike kilder, men hovedsakelig utenom transportsektoren. I studien så man på samlede skadevirkninger, altså effekter både på helse, miljø og materialer, samt plager/trivselsulempen og estetiske plager. Ibenholt et al. (2015) slo fast at det per 2015 ikke var gjort noen fullstendige oppdateringer av grunnlaget for noen av miljøkostnadene siden SFT (2005). Enhetsprisene de oppgir var basert på en oppdatering av LEVE-studien, basert på tilgjengelig materiale og informasjon. Det ble ikke gjort grunnleggende vurderinger av endrede forhold ved ulike trinn i skadefunksjonsmetoden, men det ble blant annet gitt reviderte priser for eutrofiering, basert på endrede tiltakskostnader for å oppnå målene i Gøteborgprotokollen på det tidspunktet (2015).

I 2018-2019 gjorde Vegdirektoratet selv endringer i anbefalt metodikk for verdsetting av svevestøv basert på sykdomsbyrdeberegninger fra Folkehelseinstituttet, der de har anslått en «helsekostnad» per person i rød sone. Disse tallene er ikke knyttet til utslipp, men kan benyttes i tilfeller hvor en endring i antall personer i rød sone gjøres på bakgrunn av spredningsberegninger. Dette gjelder imidlertid bare helseeffekter, mens det ikke er gjort noe tilsvarende for miljø og materialer så vidt vi er kjent med, og det er da litt uklart hvordan miljøkostnader for miljø og materialer (som lå inne i SFT 2005) nå er justert/håndtert.

Statens vegvesen har altså i flere omganger oppdatert tallene fra LEVE-prosjektet i sin veileder V712 Konsekvensanalyser, men tallene for miljø-utslipp er kun oppdatert med en prisindeks siden LEVE, og det er ikke gjort nærmere vurderinger av grunnlaget for prissettingen. De oppgir dessuten bare enhetspriser samlet for helse og miljø, og skiller ikke ut kostnadene kun for miljøeffekter. Som i LEVE-prosjektet har de imidlertid geografisk differensierte enhetspriser ved at storbyer, byer og mer grisgrendte strøk har ulike enhetspriser. Dette har i stor grad sammenheng med at samlede kostnader for helse blir størst der det er størst befolkning som eksponeres, mens helsekostnadene blir lave der det ikke bor mennesker som kan bli utsatt for luftforurensningene og dets helseskader.

3.2.2. Trafikverket (Sverige 2020) med grunnlagsstudier fra Anthesis Enveco (2019-2020)

Trafikverket (2020) gir enhetspriser til bruk i svenske samfunnsøkonomiske analyser innen transport. De oppgir enhetspriser for NO_x, NH₃ og bakkenær ozon.

Enhetsprisene bygger på flere utredninger blant annet for å komme fram til enhetspriser for luftforurensningens kostnader på miljø (Anthesis Enveco 2019; 2020), og det er de sistnevnte underlagsrapportene som gir best innblikk i metodene som er brukt.

Anthesis Enveco (2019) starter bredt med å vurdere hvilke miljøeffekter (samt effekter på helse og materialer) det kan utledes enhetspriser for – for transport i Sverige. De ender opp med enhetspriser for eutrofiering av marint vann, samt skader av bakkenær ozon på jordbruksavlinger. De gjennomfører ikke egne verdsettingsstudier, men tar utgangspunkt i skadefunksjonsmetoden for å komme fram til enhetsprisene og benytter en tidligere betinget verdsettingsstudie av redusert eutrofiering i Østersjøen for å verdsette miljøeffekter på marine områder. De benytter derfor en form for verdioverføringsmetodikk for flere av trinnene i skadefunksjonsmetoden.

For ozonskader bygger de i stor grad på resultater fra ECLAIRE og ECT/ATNIs (2020) Europa-studien, som også gir tall for Sverige.

Disse studiene er interessante først og fremst med tanke på videre norsk arbeid, fordi det er gjort en utredning om hvilke miljøeffekter det er ønskelig og mulig å komme fram til enhetspriser for, innenfor rammene for deres utredning. Ingen av enhetsprisene er etter vår vurdering direkte overførbare til norske forhold. Eutrofiering av marine områder er relevant for Norge (Engesmo et al. 2021, Staalstrøm et al. 2021), men Østersjøen har en helt annen eutrofieringstilstand og en fordeling av tilførsel fra vann, kilder på land og luft enn det vi har i norske marine områder. For marin eutrofiering er kilde-attribusjon av nitrogen utfordrende.

For vegetasjonsskader av bakkenær ozon er det tatt utgangspunkt i ECT/ATNI (2020)-studien som beregner avlingsskader for alle land i Europa (også Norge), med utgangspunkt i AOT40-tilnærmingen til sammenhengen mellom ozon og avlingsskade. Som vi beskriver nærmere i kapittel 3.2.3, er det nå utviklet en ny tilnærming for å beregne sammenhenger mellom ozon og avlingsskade, kalt POD, som vi mener bør benyttes ved videre arbeid med enhetspriser i Norge. Tilnærmingen Anthesis Enveco (2020) benytter, dvs. å ta utgangspunkt i den europeiske studien og gå nærmere inn på svenske forhold med hensyn til avlinger, priser mv., er imidlertid noe å ta med seg i et videre norsk arbeid for verdsetting av avlingsskader av bakkenær ozon.

3.2.3. ECLAIRE (EU) (2015)

For avlingsskade som følge av ozon benyttet ECLAIRE (2015) POD_y (fytotoksisk ozon-dose over tålegrense y), mens man tidligere i stor grad har brukt et mål på konsentrasjon, ofte uttrykt som AOT40 (den akkumulerte eksponering for ozon over 40 ppb i vekstsesongen). ICP Vegetation har vist at POD_y -metoden gir best resultater for å forutsi skadeeffektene på planter, og særlig i nordlige deler av Europa, hvor ozonnivåene ikke er så høye. Her blir plantenes akkumulerte opptak av ozon beregnet, basert på kunnskap om hvilke miljøfaktorer som styrer plantenes aktivitet. Lys, temperatur og fuktighet er viktige faktorer i denne sammenhengen.

I ECLAIRE-prosjektet ble ozoneksponeringsdata beregnet av IIASA for de enkelte land i Europa. Basert på disse sammenhengene og med antagelser og/eller oversikt over avlingene av ulike jordbruksvekster, samt priser (verdi) av avlingen, kan da kostnadene i form av reduserte avlinger beregnes. ECLAIRE beregnet slike kostnader, gitt ulike scenarioer for klimatiske forhold mv. for en rekke jordbruksprodukter og totalt for 38 EU-land, inkludert Norge (ECLAIRE 2015), men beregnet ikke enhetspriser i kr/kg.

POD-sammenhenger er tilgjengelig for relativt få vekster; hvete, tomat og potet per 2015 (ECLAIRE 2015). For å kunne gjøre beregninger for flere avlinger, benyttes derfor ofte ulike avlingers følsomhet for ozon som en vektning relativt til de vekstene man har eksponerings-responssammenhenger for. For atter andre, som man heller ikke har følsomhet for ozon slik at man kan vekte relativt til hvete, tomat og potet, gjøres ulike ekstrapoleringer.

I ECLAIRE (2015) foreligger altså kostnadsestimater for avlingsskader av bakkenær ozon i Norge. Det ble beregnet kostnader ved jordbruksproduksjon ved ulike scenarioer for fremtidige ozonkonsentrasjoner og klimaforhold, og avlingstapet ble estimert til å variere fra 5-7 millioner (2015)-euro per år i Norge. Både kostnadstall og metode i ECLAIRE er interessant, men som vi kommer tilbake til i kapittel 4, pågår det nå en ny, europeisk studie som vil komme med oppdaterte metoder og tall, som vil bli et bedre grunnlag for enhetspriser for Norge.

3.2.4. TDU (Danmark) – og andre danske studier

Transportetatene i Danmark har utarbeidet ganske ferske nøkkeltall for det de kaller miljøkostnader ved utslipp fra transport, mens energimyndighetene har utarbeidet nøkkeltall for utslipp fra stasjonære kilder. Begge bygger på det som er kalt «Nøgletall for miljø». Ved nærmere ettersyn, gjelder imidlertid utslippskostnadene kun helseeffekter, og disse studiene ble derfor nedvurdert til «lav relevans» i Excel-arket. Nøgletall-oversikten har også nøkkeltall (enhetspriser) for en rekke andre miljøforhold, som verdien av rekreasjon, bedre vannkvalitet osv., men disse er beregnet f.eks. ved hjelp av eiendomsprismetoden (jf. kapittel 2) for hytter ved strand, osv., og er ikke egnet til bruk for vårt formål.

3.2.5. Defra (2001; Storbritannia) med grunnlagsstudier

Storbritannias Department for Environment, Food & Rural Affairs, Defra (2021) har revidert sine enhetspriser til bruk i samfunnsøkonomiske analyser i 2021. I tillegg til beskrivelser og manualer har de også et nettbasert regneverktøy der man kan legge inn utslippskilde, sted osv., og få ut geografiske og sektorspesifikke enhetspriser.

De har inkludert en rekke enhetspriser, blant annet knyttet til helseeffekter av luftforurensning, men inneholder relativt få enhetspriser for miljøeffekter av luftforurensing. De som er inkludert er skader av bakkenær ozon på jordbruksavlinger, samt enhetspris for skader på biodiversitet relatert til N-avsetning, som er en nyvinning i Defras manual og verktøy og relevant for vårt formål.

Tekstboks 3.1. nedenfor gjengir Defra's (2021) beskrivelse av hvordan de har beregnet ozonskader og nitrogenavsetning. Verdsettingen av avlingsskader som følge av bakkenær ozon og verdsetting av skadekostnader for biodiversitet som følge av eutrofiering ved tilførsel av NO_x og NH₃, bygger på en rapport av Jones et al. (2014), utarbeidet for Defra. For ozonskader bruker de POD₆ for å måle påvirkninger, i stedet for AOT40. For nitrogen ble avsetning av nitrogen i kg N per hektar per år benyttet.

Tekstboks 3.1. Beregning av ozonskader på jordbruksavlinger og nitrogenavsetning. Kilde: Defra (2021)

Air pollution metrics

For ozone impacts on wheat we used a flux-based metric, POD₆, which takes into account the spatially and temporally changing effects of weather (temperature, light, humidity), soil moisture and plant factors on the amount of ozone taken up by the crop. This approach is more biologically relevant than concentration-based indices and is the preferred approach of the LRTAP Convention. Thus, this study provides an advance on previous approaches which used the UK mean AOT40 (a concentration-based index, contract NEO117 (Jones et al. 2020)), or the spatially varying growing season 24 hour mean ozone concentration to incorporate data for multiple species, in contract AQ0815 (Jones et al. 2013). For nitrogen the measure of current N deposition (kg N ha⁻¹ yr⁻¹) was used.

Tekstboks 3.2. gjengir hvordan eutrofieringens skadevirkninger på biodiversitet ble beregnet i Defras siste manual og verktøy.

Denne studien fra Defra er relevant og interessant. Først og fremst representerer metoden for kostnader ved eutrofieringens (overgjødslingens) skade på biodiversitet noe nytt, mens beregning av avlingsskader av ozon ved bruk av POD_6 , er i ferd med å bli standard fremgangsmåte. For beregning av skadekostnader for biodiversitet er det gjennomført studier som følger skadefunksjonsmetoden fra N-avsetning via påvirkninger på naturmangfold og til verdsetting av disse effektene. Det er gjort et kartleggingsarbeid for å måle endringer i biodiversitet (målt som «richness of species») ved ulike overskridelser av tålegrensen for N-avsetning og benyttet verdsettingsestimater fra en betinget verdsettingsstudie som gir betalingsvillighet for å hindre at arter forsvinner. Det er skilt mellom det som kalles karismatiske og ikke-karismatiske arter i kartlegging og verdsetting. Med karismatiske arter menes dyr, fugler, sommerfugler o.l., mens ikke-karismatiske arter omfatter planter, insekter o.l. Det foreligger verdsettingsestimater for henholdsvis karismatiske og ikke-karismatiske arter, mens Defra påpeker at det mangler dose-responssammenhenger for N-avsetning og endring i artstall for de karismatiske artene. Som Defra understeker er det derfor bare effekter på ikke-karismatiske arter som er med i beregningen av skadekostnader, mens grunnlaget for å fastslå sammenheng mellom karismatiske arter mangler. Man har verdsettingsstudier som viser at betalingsvilligheten for å ivareta slike karismatiske arter er opptil fem ganger høyere enn for ikke-karismatiske, slik at tallene representerer et underestimat for skadekostnadene. Det er også noe begrenset hvilke naturtyper man kjenner sammenhengene for, og som dermed er inkludert i kostnadsestimatene. Det er dermed først og fremst metodikken som er relevant å overføre. Kostnadstallene og enhetsprisene er noe mindre overførbare. Både dyrkingsforhold og avlinger som brukes til beregning av avlingstap og nitrogenavsetning, naturtyper og biodiversitet i Storbritannia er til dels nokså forskjellig fra deler av Norge, selv om flere britiske naturtyper er tilnærmet økologisk like dem vi har i sørvest-Norge. Defra anbefaler at man i senere arbeid utvikler dose-responssammenhenger for karismatiske arter og anvender verdsetting av disse. I tillegg er det behov for å raffinere dose-responssammenhengene mellom endret N-avsetning og endringer i artsrikdom i flere naturtyper.

Tekstboks 3.2. Fremgangsmåte for beregninger av eutrofieringens (overgjødslingens) skadevirkninger på biodiversitet.
Kilde: Defra (2021)

Nitrogen on terrestrial biodiversity

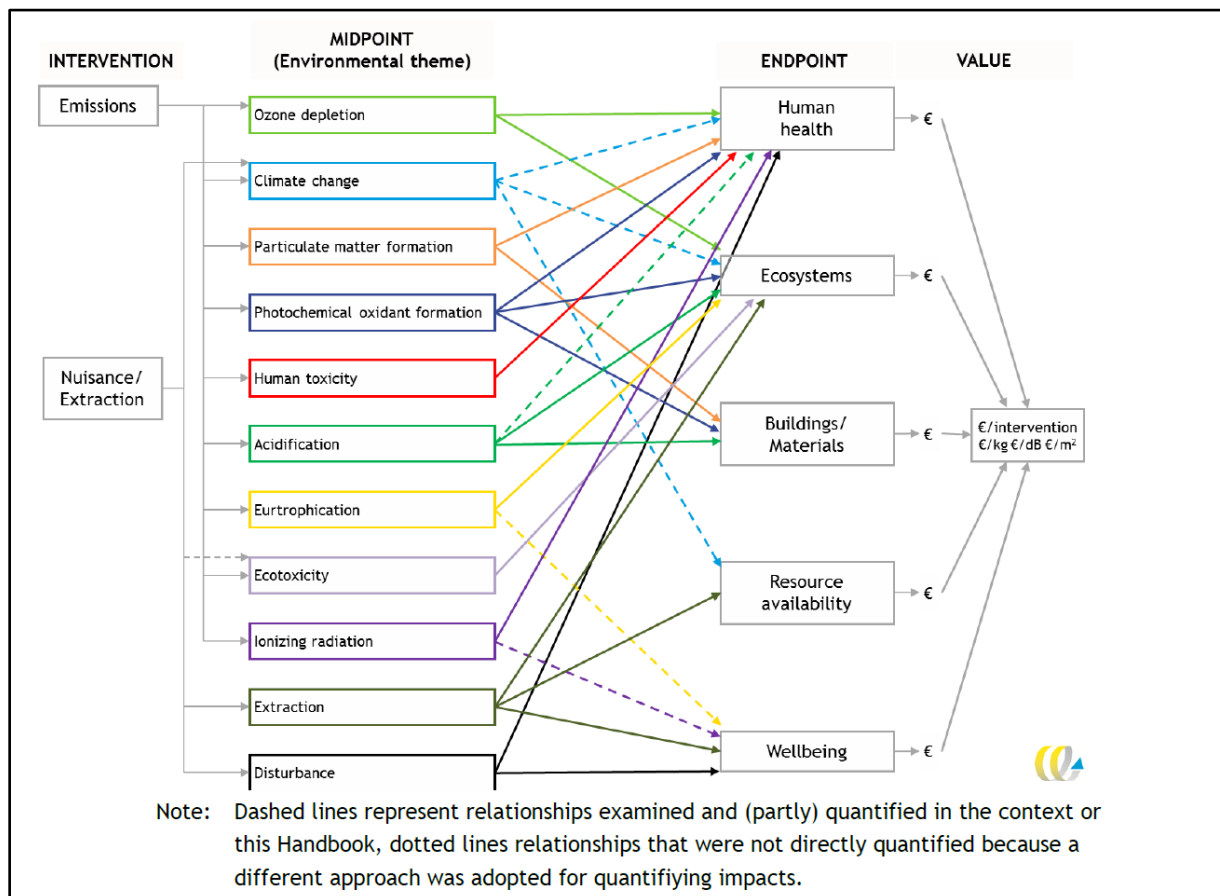
- Increasing nitrogen causes a decline in plant species richness in a large number of UK habitats, including acid grassland, sand dune grassland, mixed grassland, heaths, bogs, deciduous woodland.
- Based on a previous study (Caporn et al. 2012), dose-response relationships for nitrogen deposition on species richness were derived for four of these habitats; heathland, acid grassland, sand dune grassland and bogs. Details of the equations are provided in Appendix C.
- Spatially explicit calculations were made for individual grid cells at 5x5km resolution. For each of the four habitats, in each grid cell, in each year, expected species richness was calculated based on the N deposition for that cell.
- Percentage difference in species richness from the reference year for that scenario was then calculated.
- Value transfer utilised Willingness-To-Pay (WTP) values from a Choice Experiment (Christie and Rayment, 2012) for maintaining or increasing populations of non-charismatic species (plants, insects, etc.). values were scaled according to the proportional change in species richness for each specified habitat. WTP values for charismatic species (animals, birds, butterflies) are a factor of 5 greater than for non-charismatic species, but impacts cannot currently be modelled. There is evidence of nitrogen impact on some charismatic species, therefore this remains a major gap in the valuation assessment.
- Declines in N deposition resulted in a combined benefit for appreciation of biodiversity of the four habitats with mean EAV of £32.7m (£4.5 to £106.2m, 95%CI) in the future scenario.

Heathland and acid grassland showed the greatest increases in value. Results are broken down by country for the UK (Table TS2). Uncertainty analysis was not run for the historical scenario, but the deterministic mean EAV was £14.9 for the historical scenario, suggesting values were lower by around 50%, due to the same decline in N deposition in this scenario.

- Marginal damage cost of N impacts on 'appreciation of biodiversity' for nitrogen dioxide were £103/t NO₂ and for ammonia were £414 t NH₃ for the future scenario.
- Linking WTP directly to species richness represent an improvement in methodology from the previous study, but still holds large assumptions. The main assumptions are declines in N deposition results in immediate increase in species richness, without lags – in practice lags will occur. They also ignore hysteresis and permanency effects, i.e., recovery to a previous state may not happen at all.

3.2.6. CE Delft (EU28 - 2018) og EU Transport (2018)

CE Delfts (2018) studie omfatter 28 EU-land (inkludert Storbritannia) og gir en oppdatering og oppsummering av enhetspriser på EU-nivå for flere utslippskomponenter, miljøeffekter og miljøendepunkter. Studien tar utgangspunkt i skadefunksjonsmetoden (IPA), gjennomfører ikke egne originalstudier, men bygger på andre kilder. Deres oversikt over hva som er verdsatt er vist i figur 3.2.



Figur 3.2. Utslipp, midtpunkt (miljøeffekt) og endepunkt (bl.a. økosystem) som er verdsatt i CE Delft (2018). Kilde: CE Delft 2018.

CE Delft (2018) er interessant ved at den gir enhetspriser for henholdsvis utslippskomponentene, miljøeffektene som forsurening, eutrofiering og endepunktene, som økosystem (i tillegg til andre endepunkter som ikke er miljøeffekter og dermed ikke omtales videre her).

Tabellen nedenfor viser enhetspriser for ulike miljøeffekter, herunder forsurening, eutrofiering av ferskvann og saltvann, som oppgis henholdsvis som euro per kg SO₂-ekvivalenter, P-ekvivalenter og kg N.

Tabell 3.2. Enhetspriser for forurensingens effekt på ulike miljø- og helseeffekter mm. Gjennomsnitt for EU28 (Euro-2015-priser). Dette er samlet pris for luftforurensningens effekter på helse, miljø og materialer, mens noen av effektene er rene miljøeffekter, som forsurening, og eutrofiering i ferskvann og saltvann. Kilde: CE Delft (2018).

Theme	Unit	External cost
Climate change	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0.0566
Ozone depletion	€/kg CFC-eq.	€ 30.4
Human toxicity	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0.0991
Photochemical oxidant formation	€/kg NMVOC-eq.	€ 1.15
Particulate matter formation	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 39.2
Ionizing radiation	€/kg kBq U235-eq.	€ 0.0461
Acidification	€/kg SO ₂ -eq.	€ 4.97
Freshwater eutrophication	€/kg P-eq.	€ 1.86
Marine eutrophication	€/kg N	€ 3.11
Terrestrial ecotoxicity	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 8.69
Freshwater ecotoxicity	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0.0361
Marine ecotoxicity	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0.00739
Land use	€/m ² *year	€ 0.0845

Det oppgis også enhetspriser for avlingstap; og for biodiversitetstap, hvor sistnevnte angis i euro per PDF per m²/år (der PDF står for Potentially Disappeared Fraction (of species)); se tabell 3.3

Tabell 3.3. Enhetspriser for forurensingens effekt på ulike endepunkter. Gjennomsnitt for EU28 (Euro-2015-priser). Vi har trukket ut informasjon for de økosystemtjenestene som er inkludert i analysen. Det gjelder forsyvende tjenester i form av avlingstap og biodiversitetstap. Kilde: CE Delft (2018).

Endpoint level environmental prices		
Impact	Indicator/Method	Value (lower-upper)
Ecosystem Services		
Productive Ecosystem Service*	Crop productivity losses (as a proxy)	
Biodiversity	PDF**	Euro 0.08-0.65 PDF/m ² /yr

* Not fully quantified in this handbook

**Potentially Disappeared Fraction

For verdsetting av det forfatterne inkluderer i økosystemtjenester («Ecosystem services»), altså matproduksjon og biodiversitet er det brukt både Stated Preference-metoder og restaureringskostnadsmetoder. For øvre og midtre estimat for skade på biodiversitet er det benyttet tall fra Kuik et al. (2008) basert på en meta-analyse av europeiske verdsettingsstudier av biodiversitet. Det beregnes ikke enhetspriser per utslippsenhet, men for skade på områder (økosystem) som en kostnad per kvadratmeter per år (PDF/m²/år). For nedre estimat er det benyttet restaureringskostnader (Ott et al. 2006). Det gir følgende enhetspriser (høy/middels/lav): 0,47/0,06/0,017 2004-Euro per PDF/m²/år.

CE Delfts håndbok i miljøpriser er interessant fordi den oppgir enhetspriser både for utslipp (f.eks. NO_x), miljøeffekt (f.eks. forsurening) og miljø-endeppunkt, f.eks. biodiversitet. Den er også interessant fordi den oppgir tall for EUs 28 land, dvs. ikke for Norge. Dette er ett av flere eksempler på studier der man nok så «røft» overfører både skadefunksjoner og verdsettingsestimater på tvers av land i Europa, uten å vurdere nærmere eventuelle forskjeller mellom landene. Det «overføres» også verdsettingsestimater i tid (fra 2005 og 2008 i CE Delft) uten grundig vurdering av overførbarheten i tid og rom, så vidt vi kan se. Samtidig gir et slikt gjennomsnitt for EU-28 og landspesifikke estimater et utgangspunkt hvis man ønsker å overføre verdier til Norge, men med mange nødvendige forbehold.

EU-transport fra 2020 (ID51 i Excel-arket) er utarbeidet av CE Delft. Det oppgis i studien at den bygger på CE Delft (2018) og benytter samme enhetspriser som CE Delft. Vi går derfor ikke nærmere inn på denne studien.

3.2.7. ETC/ATNI for EEA (Europa 38+UK 2020)

ETC/ATNI har utarbeidet en rapport for European Environment Agency (EEA): «Costs of air pollution from European industrial facilities 2008-2017» (Schucht et al. 2020), som gir enhetspriser og utslippstall for 39 europeiske land, inkludert Norge. Rapporten gir enhetspriser for luftforurensningens skadekostnader både for helse, materialer og miljø.

For miljøeffekter inkluderes kun bakkenær ozons skadekostnader på jordbruksavlinger og skog, og eutrofiering (forårsaket av NO_x og NH₃) virkninger på økosystem.

Rapporten inneholder noen interessante figurer som skal illustrere hvor stor del av skadekostnaden av luftforurensningens ulike komponenter som kan tilskrives henholdsvis helse, materialer og miljø, se figur 3.3. Ikke overraskende er det helseeffekter som er den dominerende kostnadskomponenten, også for forurensningskomponenter som påvirker både helse og miljø. Men det må sies at det også er jobbet adskillig mer med å verdsette helseeffekter enn miljøeffekter av luftforurensning, og at man er kjent med mange miljøeffekter som av ulike grunner ikke er prissatt på samme måte, blant annet pga. manglende kunnskapsgrunnlag om kvantifiserte dose-respons-sammenhenger, eller manglende verdsettingsstudier av miljø-endeppunktene.

For beregning av skadekostnader på jordbruksavlinger benyttes EMEPs sammenhenger mellom endringer i NO_x og NMVOC og endringer i ozon, O₃, (uttrykt i AOT40-). Dose-responsfunksjoner kobler påvirkning på relativ avling av en jordbruksvekst til eksponering for ozon. Basert på målinger for noen vekster, gjøres skalering for ulike jordbruksveksters relative følsomhet for ozon, presentert i ICP Vegetation (2010/11, tabell 12).

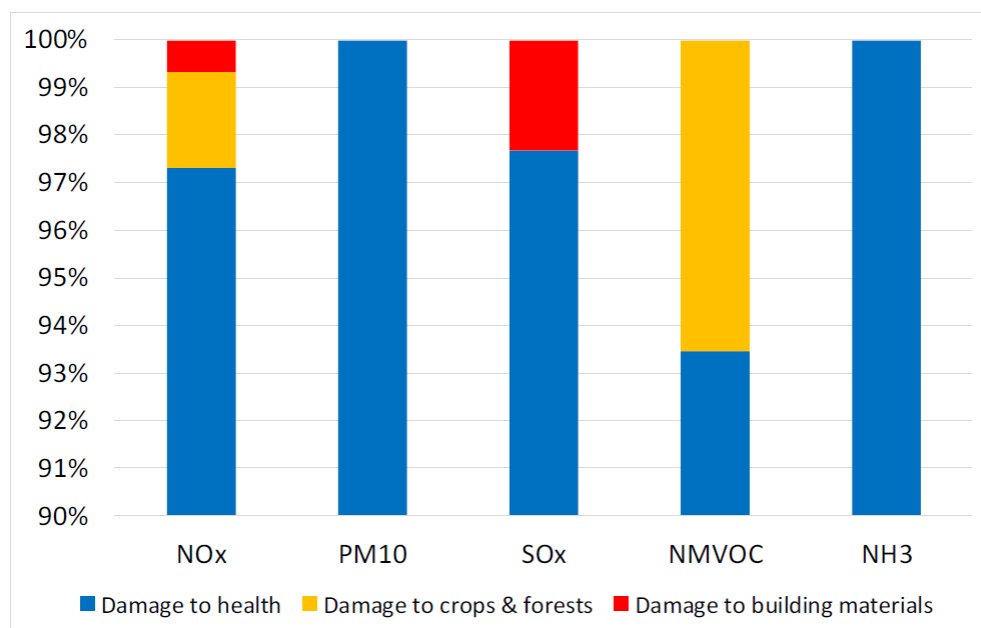
Avlinger og størrelsen på avling, samt priser er hentet fra Eurostat og beregnet for hvert land.

Samme prosedyre er benyttet for skog, der det foreligger dose-responsfunksjoner for en del skogstrær for ozon, blant annet norsk gran og bjørk. Det er beregnet skogproduksjon, verdiskaping i skogbruket for hvert land, og så beregnet verditap for skogbruksarealet i hvert land.

For økosystemtjenester er det bare beregnet skadekostnader knyttet til eutrofiering som overskrider fastsatte tålegrenser i Natura 2000-områder, det vil si områder med naturtyper som inneholder viktig biologisk mangfold. Norge deltok ikke i EU-prosjektet som kartla Natura 2000-områder, men tilsvarende naturtyper er kartlagt i Norge av Miljødirektoratet (Fremstad 2002; DN 2007; Miljødirektoratet 2021). Det som er spesielt med Natura 2000-områdene er imidlertid at EU-landene har en juridisk forpliktelse til å bevare disse områdene. For prissetting er det benyttet en studie fra Storbritannia om betalingsvillighet for en handlingsplan for å ivareta biodiversitet i Storbritannia (UK Biodiversity Action Plan) (Christie et al. 2012). Denne verdsettingsstudien ble

bare gjennomført i Storbritannia, og gjenspeiler ikke nødvendigvis preferanser i andre/alle land som er inkludert i studien. ECT/ATNI (2020) viser til Holland et al. (2015) som viste at både Christie et al. (2012) og andre studier som bruker andre tilnærminger, bl.a. restaureringskostnader, kommer fram til verdier av samme størrelsesorden. Som vi så, er det imidlertid en del forskjeller i estimatene, særlig ved bruk av restaureringskostnader versus betalingsvillighetsstudier.

Relative share of damage to health, crops & forests and building materials in the overall European average damage costs per tonne of pollutant from main air pollutants – VOLY estimate (note: Y-axis cut off at 90 %)



Figur 3.3. Relativ andel av skadekostnader for helse, avlinger og skog og materialer for totale gjennomsnittlige skadekostnader per tonn forurensningskomponent (ved bruk av Verdi av leveår (VOLY)-estimer for skadekostnader på helse. Verdi av Statistiske Liv-estimer ville gitt enda større helsekostnader, både absolutt og relativt sett). NB!: Rapporten oppgir at skadekostnader for biodiversitet ikke er inkludert, fordi tallene som lå til grunn for beregningene av disse, kom for sent til å bli inkludert. Kilde: ECT/ATNI (2020).

Tekstboksen nedenfor beskriver i noe mer detalj hvordan de gikk fram i ETC/ATNI (2020) for å kvantifisere og verdsette eutrofieringens påvirkning på biodiversitet og derfra beregne enhetspriser for kg utslipp av NO_x og NH₃.

Quantification and valuation of impacts on ecosystems from eutrophication

Ecosystems impacts are also included for the first time in the calculations of MDCs. Although uncertainty in quantifying ecosystems and biodiversity impacts is still high, it was decided to calculate biodiversity effects from exceedances of critical loads for eutrophication in Natura 2000 areas. In this we follow the approach of the ECLAIRE study (Holland et al., 2005, a&b). The reasons why the calculation of ecosystems effects is limited to Natura 2000 sites are the following. A willingness to pay estimate is used for monetisation, from a study assessing response to the UK's Biodiversity Action Plan (Christie et al., 2012). There is a question of whether willingness to pay will be similar when sites are not restored, and Member States are legally responsible for preserving Natura 2000 sites. The assessment here is limited to eutrophication because exceedance of critical loads for acidification are currently much less important than for eutrophication. The rationale is that including impacts from acidification would not have an important impact on overall results. Even though the monetised impacts are low compared to health impacts, the political importance of biodiversity, and the extent of critical loads exceedances for nitrogen, are high.

Impacts accounted for are exceedances of critical loads for eutrophication in Natura 2000 areas from total deposition of nitrogen (dry and wet, oxidised, and reduced nitrogen). The reference scenario and the EMPE SRMs representing changes in the deposition of oxides, reduced and total nitrogen for the precursors NO_x and NH₃ were provided to the Coordination Centre of Effects under the LRTAP Convention, hosted by the Umweltbundesamt (UBA) in Germany, who develops and maintains the critical loads data base. Critical loads represent an estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge. On behalf of the ETC/ATNI the CCE carried out the calculations of the changes in exceedances of critical loads for eutrophication due to changes in oxidised and reduced nitrogen represented by the EMEP SRMs.

The CCE based their calculations on the most recent European critical loads dataset (as described in Hettelingh et al., 2017) and the provided deposition data (including the reference and reduction scenarios). The exceedance was calculated for every available critical load value and later aggregated on the basis of the deposition grids. The delivered results contain information about the share of the receptor area with critical load exceedance within each analysis grid and the total receptor area.

The gridded results were then matched with the localisation of Natura 2000 areas (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-11>) from which lakes are subtracted (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/wise-large-rivers-and-large-lakes>) and the surface area of the Natura 2000 areas calculated, for which critical loads are exceeded.

A first assumption was made when matching information on CL exceedances with Natura 2000 areas per grid. If exceedances exist in a grid and if the grid contains a Natura 2000 area, we assume that the exceedance is situated in the Natura 2000 area (these are sensitive areas). There may then be several cases for which we made the following assumptions:

- The exceedance in a given grid concerns an area of the same size as, or larger than, the Natura 2000 area in the same grid => we calculate the damage for the whole Natura 2000 surface in the grid,
- The exceedance in a given grid concerns an area smaller than the Natura 2000 area in the same grid => we calculate the damage for the area with the exceedance (i.e., for the part of the Natura 2000 that corresponds to the area size with exceedance).

The difference in area exceedances between the reference and the two reduction scenarios yields the damage avoided due to 15 % emission reductions of NO_x and NH₃. Dividing them by the quantity of emissions corresponding to the 15% reduction yields damage per tonne of emission estimates. The caveat of this approach is that benefits are only accounted for where area goes from exceedance to non-exceedance and that no benefits are only accounted for where area goes from exceedance to non-exceedance and that no benefit is attached to other reductions in deposition.

With respect to the monetisation of damage to ecosystems, the current report follows also the approach developed in the ECLAIRE project, by basing valuation on Christie et al. (2012). ECLAIRE (Holland et al., 2015 a & b) compared the results obtained with this willingness to pay study to results obtained with alternative approaches (repair costs and regulatory revealed preference) and found that the different methods generated estimates of a similar order of magnitude. These authors considered the Christie et al. (2012) approach the most robust, even though it does not account for differences in preferences between countries (given that studies similar to Christie et al. have not been performed elsewhere).

Based on this study, ECLAIRE calculated a monetary value of €80 to 240/ha/yr (€₂₀₀₅) for protected UK sites at risk. This corresponds to a range in values that reach from € 102 to 306/ha/yr (€₂₀₁₉). As was the case in ECLAIRE, we apply the lower value to exceedance of critical loads in protected sites at risk in all countries. No consideration is given to unprotected areas, recognising that the Christie et al. (2012) work was performed against the background of the UK's Biodiversity Action Plan.

Denne studien er interessant, først og fremst fordi den viser en metode for å komme fram til kostnader og priser for påvirkning på biodiversitet som følge av eutrofiering (N-avsetning). Vi ser at tilnærmingen er mye lik den i CE Delft og tidligere studier som ECLAIRE. Det er interessant at også denne benytter en verdsettingsstudie gjennomført i Storbritannia av folks betalingsvillighet for en bevaringsplan for biologisk mangfold i landet (UK's Biodiversity Action Plan) for å få en verdi per arealenhet der tålegrenser overskrides. Det er også interessant at de ser ut til å inkludere kun kostnader for biodiversitet i «protected» (vernede) områder, ikke naturtyper og økosystemer som ikke er vernet.

Metoden er en forenkling fordi den direkte benytter areal med overskridelse av tålegrenser i utvalgte områder som er pekt ut til å ha betydelige naturverdier (Natura 2000-områder) og kobler dette arealet til en verdi per arealenhet for å bevare biodiversitet, og uten at verdsettingsstudien som er benyttet er gjennomført spesifikt for å verdsette akkurat det. For å få gode verdsettingsestimater må man kunne forklare respondentene hva de faktisk betaler for, og det betyr at det å overskride tålegrenser må «oversettes» til noen endringer i natur som folk kan ta stilling til. Defra (2001) som beskrevet i kapittel 3.2.5 går dermed et skritt videre og kobler overskridelse av tålegrensen for N til endringer i biodiversitet, målt som antall (ikke-karismatiske) arter, som er verdsatt i en betinget verdsettingsstudie.

3.2.8. Umweltbundesamt (Tyskland 2019)

Umweltbundesamt (2021) oppgir enhetspriser for NO_x, SO₂, nmVOC og NH₃. De miljøeffektene som verdsettes er eutrofieringens effekter på biodiversitet, som bidrar til enhetspriser for NO_x, NH₃ og SO₂. Det oppgis også enhetspriser for ozonskader på avlinger. Enhetsprisene oppgis som nettopriser, der SO₂ og NH₃ har positiv effekt på avlinger, fordi SO₂ antas å bidra til mindre ozonskader og NH₃ bidrar til gjødsling. Det oppgis gjennomsnittspriser for Tyskland, men også priser for ulike kilder og ulike geografiske områder.

Denne rapporten gir ingen grundig metodebeskrivelse, men det vises til tidligere rapporter i samme serie for mer informasjon om metoder som er benyttet. Studien bygger i stor grad på studier som er nevnt tidligere, fra ECLAIRE et al. Metodemessig er derfor studien relevant, men bringer ikke inn noen nye momenter så vidt vi kan se. De enhetsprisene som er oppgitt som gjennomsnitt for hele Tyskland er høye, sammenlignet med de andre enhetsprisene vi har funnet i litteraturstudien. Med tanke på overførbarhet av disse prisene til Norge, er det lett å tenke seg at Tyskland dekker et stort og variert område, både geografisk, med tanke på naturtyper og klimaforhold, utslippskilder og -mengder osv. Uten at vi har sett videre på det, kan det tenkes at det kunne være mest relevant å finne fram til utslippskostnader for geografiske områder som kan tenkes å være «mest mulig likt» Norge.

3.3. Oppsummering/konklusjon litteraturgjennomgang

Etter gjennomgang av litteraturen om enhetspriser for luftforurensningens skadeeffekter på miljø, kan funnene oppsummeres stikkordsmessig som følger:

- Det er lite som er gjort av originale verdsettingsstudier de siste 10-15 år, og mye av det som finnes av nyere dato bygger på gamle studier
- Det foreligger en del nyere studier basert på forenklet verdioverføring for EU-land og Europa generelt, til dels både som gjennomsnitt for EU/Europa og for hvert enkelt land (som CE Delft- og ECT/ATNI-studiene) og noen laget spesifikt for enkeltland (bl.a. Sverige, Storbritannia, Tyskland)
- Gjennomgangen viser at det er lagt relativt liten vekt på verdsetting av miljøeffekter av luftforurensing, og adskillig mer på helseeffekter.

- Begrunnelsen for at det er lagt mindre vekt på miljøeffekter er delvis at skadekostnadene av helseeffekter dominerer, og delvis at det er vanskeligere å verdsette miljøeffektene. Til det må sies at med så liten vekt på å få fram kostnader ved miljøeffektene sammenlignet med helseeffektene, er det vanskelig å vurdere om/i hvilken grad skadeeffekter av helse er så dominerende som det ser ut til (jf. f.eks. ECT/ATNI (2020)'s figur (figur 3.3. i vår rapport) der skadekostnader for miljøeffekter på biodiversitet ikke var inkludert i tallmaterialet ved fremstilling av figuren). Forholdet kan også være annerledes i Norge, der vi har relativt få mennesker og store arealer med natur. Så vårt behov for verdsetting av miljøeffekter og forholdet mellom skadekostnader knyttet til henholdsvis helse- og miljøeffekter kan være større enn ellers i Europa.
- De miljøeffektene som er verdsatt, er oftest:
 - ozonskader på avlinger, noe på skog, og lite på annen vegetasjon
 - eutrofierings skadeeffekt på natur /biodiversitet
- Med unntak for ozonskader på vegetasjon, er det i hovedsak brukt en form for skadefunksjonsmetoden /Impact Pathway Approach (IPA); ofte med bruk av tålegrenser for tilførsler av nitrogen (med tanke på eutrofiering). I studier basert på forenklet verdioverføring er det ofte brukt tidligere studier for ulike trinn i skadefunksjonen, og disse er oppdatert med ny kunnskap eller det er lagt inn nye endepunkt der det har vært mulig/aktuelt.
- For ozonskader på avlinger er det i en del tidligere studier benyttet det som kalles AOT40 for å beregne skadene, mens man i senere studier har gått over til POD_y, som er funnet å gi bedre sammenheng mellom ozoneksponering og vegetasjonsskader.
- For beregning av skader på biodiversitet, er det oftest benyttet overskridelser av tålegrenser for nitrogenavsetning. Dose-responsammenhenger for overskridelse av tålegrenser og påvirkning på arter/artsmangfold/biodiversitet er kombinert med overførte verdsettingsestimater. Disse verdsettingsestimatene stammer enten fra betalingsvillighetsstudier for å bevare biodiversitet i verneområder, for arter (artsmangfold) eller for en «bevaringsplan». Det er også brukt restaureringskostnader for å fastsette verdien, eller kombinasjoner av metoder som gir øvre og nedre grense for verdien¹. I mange tilfeller er det overført verdiesestimater i tid og rom, uten grundige vurderinger av overførbarheten.

¹ Svakheten ved restaureringskostnader er at de er et uttrykk for kostnader ved tiltak og ikke nytten ved tiltaket i form av unngåtte skadekostnader, som vi her er ute etter. Restaureringskostnader kan avvike mye fra skadekostnadene som kommer fram i betalingsvillighetsstudiene, og som er det teoretisk riktige målet. I tilfeller der restaurering allerede er besluttet kan restaureringskostnader antyde beslutningstakernes faktiske nedre betalingsvillighet, som man da kan anta er representativ for folkets betalingsvillighet. I andre tilfeller kan restaurering være praktisk vanskelig eller umulig, og bruk av «gjennomsnittlige restaureringskostnader» kan være

4. Skisse til videre arbeid

4.1. Utgangspunkt for skisse og anbefalinger

I dette kapitlet skisserer vi hva som bør gjøres av videre arbeid for å kunne verdsette miljøeffekter av luftforurensing, og på hvilke områder verdsetting vil kunne gjennomføres.

Vi beskriver på et overordnet nivå forslag til projektskisser; inkludert videre utredninger som er nødvendige for å kunne beregne enhetskostnader (kr/kg eller eventuelt kr/km) for ulike forurensningskomponenter og miljøeffekter. Det gis en vurdering av behovet for å differensiere enhetskostnadene og om differensieringen bør skje mht. region, trafikkmengde, type økosystem/arter og naturtyper, årstid etc. Dersom det er komponenter/miljøeffekter hvor det anbefales ikke å gå videre med verdsetting, gis en forklaring/vurdering av hvorfor det ikke vil være hensiktsmessig å verdsette disse.

I arbeidet med skissen har vi tatt utgangspunkt i resultater fra litteraturgjennomgangen, samt kunnskap fra forprosjektrapporten (Magnussen et al. 2020) og teamets samlede kunnskap. I Magnussen et al. (2020) ble dagens enhetspriser og grunnlaget for disse gjennomgått, samt vurdering av grunnlaget for gjennomføring av skadefunksjonsmetoden for ulike miljøeffekter og komponenter. En oppsummering av verdsettingsfaktorene basert på LEVE og grunnlaget for dem er gjengitt i vedlegg B. Vi går ikke videre inn på det her, men viser til vedlegget og Magnussen et al. (2020). Forslaget til projektskisse for å komme fram til enhetspriser er delt inn i virkninger av henholdsvis i) forsurening, ii) eutrofiering og iii) bakkenært ozon. For alt arbeid har vi tatt utgangspunkt i trinnene i skadefunksjonsmetoden, men som forklart kan trinnene se litt annerledes ut enn i figur 2.1, avhengig av bruk av tålegrenser, osv.

Med tanke på verdsetting som skal føre fram til enhetspriser, vil det for flere av disse miljøeffektene og komponentene være fornuftig å gå skrittvis fram, for å skaffe mer informasjon som kan brukes for å ta videre beslutninger om hva som bør gjøres. Vi har likevel forsøkt å gi en overordnet skisse for de ulike miljøeffektene og komponentene, i en del tilfeller noen ulike alternativer. Vi har gitt tids- og kostnadsestimater for videre arbeid for å illustrere størrelsesordenen av ressurser og tid som vil trenge. Der det er ulike veier til målet, med ulike ambisjonsnivåer og tilhørende kostnader, har vi antydnet det med et spenn i estimatene.

For hver miljøeffekt, gir vi først en vurdering av viktige forhold som bør ligge til grunn for videre arbeid. Deretter gis en kort skisse av hvilke oppgaver som bør inngå i videre arbeid for å komme fram til enhetspriser for denne komponenten og miljøeffekten, og anslag for nødvendig tid og penger for gjennomføringen. En oppsummering av forslagene er gitt i kapittel 4.3.

4.2. Forslag til projektskisse for videre arbeid

4.2.1. SO₂ og NO_x (forsuring)

Bakgrunn fra LEVE-prosjektet og litteraturgjennomgang

Enhetskostnadene for komponentene SO₂ og NO_x og deres bidrag til forsurening, ble beregnet i LEVE-prosjektet (SFT 2005) ved å gjennomføre skadefunksjonsmetoden. Det ble gjennomført originale studier på flere av trinnene, inkludert sammenhengen mellom overskridelse av tålegrenser og påvirkning på fiskebestander, og ny

verdsettingsstudie av befolkningens betalingsvillighet for denne påvirkningen på ferskvannsfiske (se vedlegg B, der det er gitt en kort beskrivelse av det som ble gjort i LEVE-studien for de relevante effektene).

Som del av LEVE-prosjektet benyttet Henriksen et al. (1996) dose-respons-funksjoner for å beregne sannsynlighet for ulik fiskestatus som funksjon av tålegrenseoverskridelse. Fiskestatus ble definert ved klassene god/uendret, redusert eller tapt, basert på intervju-undersøkelser. Ved at man her kombinerte forsuringstilstand (fiskestatus) og tålegrenseoverskridelse tok man høyde for forsinkelsene i systemet. Man brukte sannsynligheten for reell skade som mål, og ikke den teoretiske som fremgår kun av overskridelsen. Dette kan fortsatt være en god tilnærming, men det er stor grunn til å tro at funksjonene er endret siden den gang. Henriksen et al. (1996) var basert på data fra den nasjonale innsjøundersøkelsen i 1986, hvor man så en del innsjøer som ikke var skadet selv om overskridelsen var høy. Dette ble blant annet forklart med at bestandene ennå ikke var (tilstrekkelig) skadet. Nå vil situasjonen ved forsinkelse være omvendt, dvs. at innsjøer hvor tålegrensen ikke er overskredet fortsatt kan være forsuret pga. utarmet jordsmonn. Det kan derfor være et behov for å gjøre slike beregninger med nyere data. Spørsmålet er om man har gode nok data til å oppnå en betydelig forbedring i skadekostnadsanslagene

Både virkninger for fritidsfiske og befolkningens verdsetting av forsuringsskader på ferskvannsfisk kan ha endret seg mye på disse 35 årene, og det er ikke gitt at en oppdatering av verdsettingsestimater med konsumprisindeksen e.l. til dagens kroneverdi gir et godt bilde av dagens verdsetting.

Hva bør inkluderes i en ny studie

Marin forsuring inkluderes ikke da dette primært handler om effekter av økt CO₂ på marine økosystemer. Tilførsler av ferskvann (spesielt alkalitet og humus) påvirker imidlertid forsuring i kystområder (Jones et al. 2020), og alkalitet og humus i elver er påvirket spesielt av svovelavsetning. Dette er imidlertid et tema hvor mer forskning er nødvendig før man har et grunnlag for verdsetting av miljøskaden. Det er lenge siden tålegrenser for forsuring av skogsjord har vært overskredet i Norge, og per i dag ser vi det derfor som lite aktuelt å inkludere verdsetting av forsuring på terrestrisk natur. Det er dermed forsuring av ferskvann som er aktuelt.

Det er viktig å huske på at forsuring ikke er det samme som overskridelse av tålegrensen. Tålegrensen beskriver hvor mye surt nedfall et system tåler når systemet er stabilisert. Det kan godt være forsuring selv om tålegrensen ikke lenger er overskredet, pga. forsinkelser i systemet. Forsinkelsen blir mindre hvis nedfallet er lavere enn tålegrensen, så det er en viss kostnad knyttet til utslipp selv om de gir nedfall under tålegrensen.

Områder med forsuring er mindre i landet i dag enn da LEVE-studien ble gjennomført. Det vil si at problemet med forsuring er mindre i dag. Det er også et mindre areal med overskridelse av tålegrensene for forsuring i Norge i dag enn da LEVE-studien ble gjennomført, og overskridelsene er lavere enn før. Det er imidlertid fortsatt en betydelig del av Norges areal der tålegrenser for forsuring overskrides, og det er fortsatt behov for oppdaterte enhetspriser.

Behovet for økonomisk verdsetting av de miljøendepunktene (økosystemtjenestene) som påvirkes av forsuring, er også beskrevet i tilknytning til LRTAP-konvensjonen (Holen et al. 2013). Det understrekes at skade på fiskebestander også har stor betydning for andre økosystemtjenester som biodiversitet, estetiske verdier, turisme og at de modeller og beregninger som finnes i dag ikke inkluderer totale kostnader og nytte av redusert forsuring, se tekstsaks 4.1.

[The report] describes the potential effects of acid deposition to services provided by freshwater ecosystems. The loss of sport fisheries is by far the most important ecosystem service affected by acidification of freshwaters. Both inland fisheries (such as brown trout) and coastal anadromous fish (such as Atlantic salmon) are sensitive to acidification. Damage and loss of fish populations has large ramifications on other ecosystem services such as tourism, biodiversity, aesthetic value, and cultural value. Despite the fact that some economic-evaluation modelling capacity currently exists, economic-evaluation models for acid deposition do not adequately account for environmental benefits resulting from abatement. It appears that there has never been a thorough analysis of the total costs and benefits of reducing acid deposition in terms of ecosystem services.

Hvilke data foreligger og kan benyttes

Hvis det skal gjøres nye beregninger, må det vurderes hvilke data som kan benyttes. Områder med overskridelse av tålegrenser for forsuring kartlegges jevnlig. Det finnes etter hvert en del data på fiskestatus gjennom overvåkingen under vannforskriften, men det er uklart om datamaterialet er tilstrekkelig representativt for dette formålet. Et alternativ ville være å følge opp den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 med tilsvarende intervjuer for å fastsette tilstanden for fiskebestandene i vassdragene slik det ble gjort i LEVE-studien etter den nasjonale innsjøundersøkelsen i 1995. Det bør også vurderes om man skal beregne dose-responsfunksjoner for andre organismegrupper. Det kommer an på datatilgangen og muligheten for å verdsette skade. Generelt kan en tilnærming ved mangel på landsdekkende data (også for fisk) være å gjøre beregninger kun for den regionen hvor forsuring er mest relevant, dvs. sørlige og vestlige deler av Sør-Norge. Men det kan være at det er for lite data til å få statistisk solide modeller.

Skisse til videre arbeid

Det vil være naturlig å ta utgangspunkt i det samme rammeverket som LEVE-studien brukte ved utvikling av nye, oppdaterte enhetskostnader. Det er flere forhold som er endret, blant annet hvor store deler av landet som er utsatt for forsuring, og dermed antall vann som er utsatt for forsuring. Verdsettingsstudien er fra midt på 90-tallet, og mye kan ha endret seg med hensyn til preferanser i dag sammenlignet med midt på 90-tallet. Man har også fått et rammeverk for å verdsette flere økosystemtjenester som endres ved miljøeffekter på natur. Samtidig ligger det mye materiale fra den tidligere studien som fortsatt vil/kan være relevant, og som det er viktig å benytte best mulig.

Det kan være aktuelt å gjennomgå alle trinn i skadefunksjonsmetoden på nytt og benytte oppdatert kunnskap om sammenhenger, samt nye data, for nye arter/påvirkninger; samt gjennomføre en ny verdsettingsstudie av effekter på fisk og andre organismer og flere økosystemtjenester, som estetiske effekter, biodiversitet (jf. Holen et al. 2013). Dette vil være relativt omfattende. Nytt siden LEVE-prosjektet er bl.a. at det måles endringer i biodiversitet (makro-invertebrater, begroingsalger) under vanndirektivet, og man har fått mer erfaring med å bruke økosystemtjeneste-rammeverket for å verdsette virkninger på natur.

Man kan alternativt tenke seg å gjøre mindre justeringer, der man bruker det gamle rammeverket, men justerer mht. kjente forhold som har endret seg. Endringer kan f.eks. skyldes antall vann som er forsuret/der tålegrensen overskrides, nye sammenhenger mellom overskridelse av tålegrense og ulike fiskebestander, verdsetting av fritidsfiske, osv.

Før man bestemmer seg endelig for omfang av nye studier, vil det være ønskelig å samle naturvitere og økonomer (om mulig gjerne noen av dem som var involvert i studiene knyttet til LEVE) for å se hvor mye som er endret.

Dermed kan man på bedre grunnlag vurdere i hvilken grad man kan anta å få bedre resultater ved å gjennomføre hele prosedyren på ny, eller om man kan få gode nok resultater basert på en viss oppdatering av de ulike trinnene som ble gjennomført for skadefunksjonsmetoden i LEVE-prosjektet.

Vi foreslår derfor at man i trinn 1 gjennomfører en slik workshop, og at man deretter velger hvilket spor som følges videre for trinn 2. Vi presenterer derfor først trinn 1 og deretter trinn2-alternativ 1 og trinn2-alternativ 2.

Trinn 1: Workshop for å klargjøre kunnskapsgrunnlag, endringer siden LEVE og foreslå videre løp

For å ivareta den kunnskapen som ble bygget opp i daværende LEVE-prosjekt, og vurdere hvor mye av dette som kan brukes for å komme fram til oppdaterte enhetspriser, foreslår vi at man starter med en workshop/seminar for en oppdatert status sammenlignet med LEVE-prosjektet, spesielt knyttet til forsuring. Workshopen gjennomføres av dagens forskere på området, og nøkkelpersoner som var med på LEVE-prosjektet trekkes inn i den grad det er gjennomførbart. Dette kan være et første skritt, uansett hva det videre arbeidet blir.

Vi foreslår at dette kan skje tidlig i 2022, at det settes av én dag til workshopen for å ha tilstrekkelig tid, at den antagelig kan gjennomføres på Teams, eller eventuelt fysisk, avhengig av hva som fungerer best for deltakerne. Vi tenker oss at det er snakk om anslagsvis 8-10 personer; med de fleste fra NIVA og NINA, men også fra NMBU/Menon, eventuelt andre institusjoner og fra Miljødirektoratet. Deltagerne må få betalt for selve workshopen, samt (noen av dem) til noen forberedelser for å presentere og sette seg inn i arbeidet som ble gjort den gangen. I tillegg må det settes av noe tid til forberedelser og organisering av workshop samt oppsummering av resultater fra workshopen.

Hvis vi antar 8 personer som skal bruke 10 timer til workshop + forberedelser, blir det 80 timer, og med tillegg for forberedelser og oppsummering blir det anslagsvis 100-120 timer totalt.

Vi anslår at kostnaden blir i størrelsesorden kr 150 000-200 000 (alle tall er oppgitt eks. mva.)

Konklusjoner fra foreslått workshop vil være vesentlig for hvilket alternativ man velger for trinn 2.

Trinn 2 – alternativ 1: Oppdatering

Man kan tenke seg ulike ambisjonsnivåer for videre arbeid. Det minst omfattende, raskeste og minst kostnadskrevende omfatter en grundig oppdatering av arbeidet i LEVE-prosjektet. Det innebærer at kunnskapen på alle trinn i skadefunksjonen slik de ble gjennomført i LEVE gjennomgås og resultater eventuelt justeres, men at det ikke gjennomføres nye studier for noen av trinnene.

En «utvidet oppdatering», ser vi for oss at kan gjennomføres i løpet av ½-1 år med en kostnad på anslagsvis 1 million kroner. Det vil være nødvendig med flere tverr-/flerfaglige workshops etc. for å gjøre gode verdioverføringer der ny kunnskap også på trinnene før selve verdsettingen trekkes inn, og det tar tid og krever ressurser. Nye beregninger av overskridelser for perioden 2017-2021 vil være klare sent 2022/tidlig 2023. Det vil være en fordel å benytte disse i beregningene både ved valg av alternativ 1 og 2.

Trinn 2 – alternativ 2: Gjennomføring av ny studie basert på skadefunksjonsmetoden

Det mest omfattende, og dermed tid- og kostnadskrevende vil være å ta utgangspunkt i rammeverket fra LEVE-prosjektet, men gjennomfører alle trinn på nytt, inkludert ny verdsetting av fritidsfisket, og helst forsøke å inkludere flere økosystemtjenester (miljøendepunkter) som biodiversitet (jf. anbefaling fra LRTAP, sitert over).

Per i dag kan vi si at det er en del gode grunner til å bruke rammeverket fra LEVE, men vi skulle gjerne se at vurderingene på alle trinn gjennomgås på ny. Det er fremkommet mye ny kunnskap, både naturvitenskapelig og økonomisk, siden midten av 1990-tallet. LEVE-studien hadde med seg påvirkning på fiskebestander både i innsjøer og i lakse- og sjøørretvassdrag, men det var kun for innsjøer at beskrivelsen av effektene bygde på dose-responsfunksjoner. Det synes derfor å være gode grunner til å kartlegge og verdsette virkningene på lakse- og sjøørretvassdrag bedre når man lager oppdaterte enhetspriser. Det er også bedre kunnskap i dag om sammenhengen mellom forsuring og andre organismer i ferskvann, f.eks. påvirkning på makro-invertebrater og begroingsalger, slik at det kan åpne for en mer fullstendig inkludering av økosystemtjenester enn bare fritidsfiske og ikke-bruksverdi av fiskebestander i verdsettingen. Forsuringen er redusert fra midt på 1990-tallet. Det er derfor mange forhold som er endret, og en «verdioverføring» over tid, med såpass mange endrede forhold på alle trinn i skadefunksjonsmetoden, kan være utsatt for betydelig økning i usikkerheten av estimatene.

Kostnadene for en helt ny studie (i hovedsak) med rammeverket fra LEVE, er noe vanskelig å anslå. En del av grunnlaget er på plass, med tålegrenser og arealer med overskridelser. Men det må vurderes om de tidligere etablerte dose-responsssammenhengene mellom forsuring og påvirkning på fiskebestander som ble brukt i betinget verdsettingsstudien fortsatt kan brukes (jf. beskrivelsen ovenfor av de sammenhengene som ble etablert i forbindelse med LEVE-studien for å «oversette» endringer i fiskebestander til endringer respondenter kunne ta stilling til), eller om dette må gjentas med oppdatert informasjon og kunnskap. Det må utformes en ny verdsettingsstudie, basert på dagens kunnskap.

Dersom det skal gjennomføres en ny studie fra A til Å, der rammeverket antas å være kjent, anslår vi at det vil ta i størrelsesorden 2-3 år. Kostnadene anslås til i størrelsesorden 4-5 millioner, fordelt på anslagsvis 2 millioner for å få på plass nye, naturvitenskapelige sammenhenger og 2-3 millioner til økonomisk verdsetting og utledning av enhetspriser.

4.2.2. NO_x og NH₃ (eutrofiering)

Bakgrunn fra LEVE og litteraturstudie

I LEVE-prosjektet ble enhetspriser for NO_x og NH₃ og deres bidrag til eutrofiering beregnet ut fra tiltakskostnader for å oppnå målene i Gøteborgprotokollen. Det er senere gjort reviderte beregninger av enhetspriser basert på tiltakskostnader for å oppfylle målsettingene, ettersom målene for Gøteborgprotokollen har blitt oppfylt; noe som med denne metoden betyr at prisen blir null. Beregninger ut fra tiltakskostnader er ikke en foretrukket metode blant økonomer, fordi det egentlig ikke sier noe om miljøskadene utslippene forårsaker, men kostnadene ved å unngå utslippene. Man kan tenke seg at dette er et uttrykk for samfunnets vilje til å betale for å unngå utslipp, og slik sett et uttrykk for «samfunnets betalingsvillighet», men i en avtale som er et resultat av internasjonale forhandlinger, er det mange forhold som spiller inn på hva målet blir – og hvilke tiltak og tiltakskostnader som følger med. Vi vil derfor anbefale at man forsøker å verdsette nitrogenets bidrag til eutrofiering (overskridelse av tålegrensene) og dermed påvirkning på biodiversitet ved bruk av skadefunksjonsmetoden med beregning av nye og oppdaterte enhetspriser. Som vi har sett, er det flere land og institusjoner på europeisk-/EU-nivå som har gjort slike beregninger, selv om ingen av disse er direkte overførbare til Norge.

Prissetting av eutrofieringens konsekvenser for terrestrisk biodiversitet er inkludert i flere europeiske studier, oftest ved at man har vurdert overskridelser av tålegrense for nitrogen og beregnet verdi for areal (ofte Natura 2000-områder) med potensiell skade på biodiversitet.

I den svenske studien fra Trafikverket (2020) med underlagsstudier er det inkludert prissetting av marin eutrofiering med utgangspunkt i eutrofiering av Østersjøen, der det er gjennomført verdsettingsstudie for alle land rundt Østersjøen. Østersjøen er veldig sterkt landbrukspåvirket. Det er sannsynlig at marine økosystemer som påvirkes av avrenning fra norske elver, er relativt sett noe mer påvirket av nitrogenavsetning (siden det er mindre landbrukspåvirkning) (jf. Guerrero & Sample 2021).

Hva bør inkluderes i en ny studie

For marin eutrofiering er verdsettingsstudiene i Norge gamle og trenger oppdatering, men det er gjennomført noen i andre land som muligens kan benyttes. En utfordring vil være å koble nedfall fra luftforurensing med virkningene og plukke ut den delen som kan tilskrives luftforurensning. Men det finnes tall for direkte avsetning i flere marine områder i Norge, og det skjer arbeid nå som vil gi slik oversikt flere steder i Norge på kort sikt.

Det kan derfor være mulig å gjennomføre en (forenklet) skadefunksjonstilnærming for marin eutrofiering. I dette arbeidet må status for beregning av luft-bidraget for tilførsler av nitrogen fra land til vann med elver beskrives. I et arbeid som er i ferd med å bli ferdigstilt (Kaste et al. 2021) gis en oversikt over disse forholdene for Oslofjorden.

For eutrofiering er det aktuelt å inkludere konsekvenser av eutrofiering både for terrestriske, limniske og marine økosystemer. Vår vurdering er at selv om det er relevant å vurdere eutrofiering av marine områder, vil det kreves mye større grad av nybrottsarbeid før en kan komme fram til verdsetting av skadekostnadene. Vi anbefaler en kort gjennomgang av litteratur om sammenhengen mellom nitrogenavsetning og marin eutrofiering, mens hovedfokus vil være på terrestriske og limniske økosystemer. Ferskvannsystemer påvirkes også av nitrogen fra luften (i form av økt produktivitet), og dette er påvist for næringsfattige innsjøer i områder med lav N-avsetning (Thrane et al. 2021).

Hvilke data er tilgjengelig

I Norge er det utført beregninger av areal med overskridelse av tålegrenser for nitrogen (Bobbink & Hettelingh 2011) for norske vegetasjonstyper basert på tålegrenser for EUNIS naturtyper for ulike tidsperioder. Siste beregning er utført for perioden 2012-2016 (Austnes et al. 2018) (jf. figur 8.1. i vedlegg 3). Norge er med på internasjonalt arbeid med oppdatering av tålegrenser for nitrogen (ferdig 2022), og i 2022/2023 ventes en rapport som vil vise områder med overskridelse av de oppdaterte tålegrensene i Norge for 2017-2021. Tålegrensene vil justeres litt, men det antas ikke at det vil gi dramatiske forskjeller for Norge.

De siste nasjonale beregningene for 2012-2016 (Austnes et al. 2018) viser at 20% av Norges areal er overskredet mht. tålegrenser for eutrofiering (nitrogen). Dette gjelder hovedsakelig arealer i et bredt belte langs kysten fra svenskegrensen t.o.m. Møre og Romsdal. Det er først og fremst næringsfattige naturtyper som endres ved tilførsel av nitrogen, som kystlynghei, fattige slåtteeenger, boreal barskog, nedbørsmyrer og fattig naturtyper i fjellet. Rikere naturtyper har høyere tålegrenser, men selv disse naturtypene er utsatt der nitrogenavsetningen er høy. For den rødlistede (EN) rike naturtypen - «Åpen grunnlendt kalkmark» (GRUK) er dagens tålegrense trolig overskredet langs kysten fra Vestfold og Telemark t.o.m. Rogaland, der nitrogenavsetningen er størst. Se tabell 8.1 i vedlegg 3 som viser totalt areal for de ulike vegetasjonstypene, overskredet areal og prosent overskredet.

Tålegrensene for Norges areal er fastsatt basert på et satellittbasert vegetasjonskart fra NORUT (Johansen 2009), der vegetasjonstypeenhetene ble oversatt til EUNIS naturtyper (Austnes et al. 2018). Dette vegetasjonskartet har imidlertid en del usikkerheter og svakheter (Erikstad et al. 2009). Det finnes ikke noe godt, detaljert vegetasjonskart eller naturtypekart for Norge. Det jobbes med dette, knyttet til Natur i Norge (NiN)-naturtyper.

Men dette vil ikke være på plass før langt fram i tid med dagens kartleggingshastighet, så man kan ikke vente til det kan tas i bruk i en skadefunksjon.

Ved verdsetting av miljøeffekter av eutrofiering kan man benytte empiriske tålegrenser for nitrogen/eutrofiering eller tålegrenser for biodiversitet. De førstnevnte er dem det er beregnet overskridelse for (Austnes et al. 2018). Her er tålegrensene basert på eksperimenter og gradientstudier hvor man relaterer avsetningen direkte til effekter på vegetasjonen (som godt kan være endring i biodiversitet, men det brukes litt ulike mål). Tilsvarende tålegrenser er fastsatt for ferskvann. Tålegrenser for biodiversitet innebærer en mer komplisert beregning som i prinsippet ligner mer på tålegrensene for forsuring. Her tar man utgangspunkt i en «habitat suitability index» (sier noe om hva slags arter som burde være der ved naturlige forhold) og så beregner man seg tilbake til en tålegrense for avsetning (S og N) som gir «akseptabelt» avvik i indeksen (maks er 1). Dette er testet ut for noen lokaliteter i Norge, men ikke beregnet nasjonalt. Metodikken er ikke godt nok utviklet per i dag, og det trengs bedre data fra Norge/Norden for å forbedre den. Det kan derfor ikke legges opp til å ta i bruk tålegrenser for biodiversitet og/eller «habitat suitability index» for verdsetting av skaden.

Det finnes ingen norsk studie som verdsetter biodiversitet som sådan, men det finnes et fåtall som verdsetter naturmangfold i gammelskog, bevaring av urskog osv. (se f.eks. Veisten et al. 2004, Veisten & Navrud 2006 og Lindhjem et al. (2015)). Det finnes også noen utenlandske studier som verdsetter redusert/økt biodiversitet, økt naturmangfold, eller ivaretagelse av ulike arter og verneområder, som kan være aktuelle å benytte for verdioverføring. Men det er få studier, og ingen av dem er skreddersydd for å verdsette effekter av eutrofiering på natur/økosystemtjenester, så en ny original verdsettingsstudie vil være svært ønskelig. Dette gjelder både terrestriske og limniske naturtyper. I de utenlandske studiene som har verdsatt eutrofieringsskade på biodiversitet, er det benyttet verdsettingsestimater som knytter et verdsettingsestimat til areal av visse typer (f.eks. Natura 2000-områder) som får overskredet tålegrenser for N.

I tillegg til arbeidet som pågår med kartlegging av naturtyper etter Natur-i-Norge (NiN) vil det være nødvendig med et utredningsarbeid knyttet til å koble overskridelser av tålegrenser i ulike naturtyper til «påvirkning på naturmangfold», og det vil være nødvendig, iallfall sterkt ønskelig, med en ny verdsettingsstudie skreddersydd for å få befolkningens verdsetting av endringer i naturmangfold i de aktuelle områdene.

Skisse til videre arbeid – hovedalternativ

Som vi har sett i litteraturgjennomgangen, er det ulike tilnærminger som er brukt for å gå fra overskridelser av tålegrenser for nitrogen til verdsetting av endring i biodiversitet. I de fleste studiene er det kun sett på overskridelser i verneområder, tilsynelatende mest fordi en (britisk) studie som er mye brukt til verdioverføring, gjennomførte betinget verdsettingsstudien for å bevare biodiversitet. Denne studien er også brukt i Defra (2021) der den er egnet fordi den er gjennomført i Storbritannia og dermed ser spesifikt på britisk natur, og arter som finnes der og «burde» finnes der er talt opp for ulike naturtyper på de britiske øyer. En annen tilnærming som er benyttet i tidligere studier, er bruk av begrepet «potentially disappeared fraction of species» (PDF) og verdsetting med restaureringskostnader eller fra metaanalyser av verdsetting av biodiversitet. Det vil være behov for grundig gjennomgang av disse, for å vurdere hva som blir beste tilpasning for norske forhold og de data vi har her. Vi ser at tilnærmingen til Defra (2021) peker seg ut fordi de faktisk har brukt studier både om naturforhold og verdsetting i eget land til å komme fram til enhetspriser for landet. Det vil derfor være interessant å gjøre noe tilsvarende for norske forhold og naturtyper og koble verdsettingen direkte til dette, selv om det også kan gjøres en nærmere vurdering av om andre utenlandske (og i den grad de finnes, tidligere norske studier) kan benyttes til verdioverføring.

For å utlede enhetspriser for eutrofiering (N-forbindelser) ser vi ingen annen tilnærming enn å gjennomføre skadefunksjonsmetoden, og det er ikke gjort tidligere i Norge. En god del av det naturvitenskapelige grunnlaget er på plass, fram til oversikt over hvilke arealer og naturtyper der tålegrensene overskrides (jf. diskusjonen ovenfor om status for kartlegging av naturtyper i landet), og det er europeiske studier å høste erfaringer fra.

Hovedutfordringen vil være å etablere sammenhenger mellom overskridelser av tålegrenser i ulike naturtyper, både terrestriske og limniske, og påvirkninger på natur (naturmangfold, biodiversitet, karismatiske og/eller ikke-karismatiske arter e.l.) som både er vitenskapelig «holdbart» og kan forstås av respondenter i en betinget verdsettingsundersøkelse. Der vil det være en del utfordringer, og som i de studiene som er gjennomført internasjonalt, må man antagelig innse at man ikke får verdsatt «alt», og at det vil være til dels betydelige usikkerheter forbundet med dette trinnet.

Tidsmessig vil det være noen trinn som må ta noe tid, dvs. å gå fra overskridelse av tålegrenser og påvirkninger på utsatte naturtyper til påvirkning på naturmangfold. Dette må være på plass (i all hovedsak) før verdsettingsstudien kan gjennomføres, fordi den må bygge på den naturfaglige kunnskapen. Vi ser derfor for oss at dette løpet vil ta 2-3 år. For at de naturforholdene som vurderes og beskrives skal kunne benyttes i en verdsettingsstudie, er det nødvendig at man jobber tverrfaglig fra begynnelsen, for å sikre at man kommer fram til kvantifiserte sammenhenger som kan verdsettes og beregnes enhetspriser for.

Dette vil bli et noe dyrere prosjekt enn for forsuring, fordi det vil kreves mer arbeid på å utlede sammenhenger mellom tålegrenser og «målbar» og verdsettbar biodiversitetspåvirkning. Vi anslår kostnadene til i størrelsesorden 5-6 millioner kroner.

Mulig alternativ

Det er ikke så mange forenklinger eller snarveier som kan tas. Man kunne tenkt seg å overføre verdiestimer, slik det er gjort i CE Delft og ECT/ATNI (se litteraturgjennomgangen i kapittel 3). For å få et veldig raskt og veldig røft estimat, kunne man benytte prisene som finnes i litteraturen (kr/ha/år) for arealet der tålegrenser overskrides, ved å følge retningslinjene for verdioverføring. Men slik vi ser det, vil det innebære svært stor usikkerhet i overførte verdiestimer, fordi de verdsetter endringer i biodiversitet i verneområder, og i engelsk natur og naturtyper som til dels er nokså forskjellige fra de utsatte naturtypene i Norge. Vi kan også merke oss at ingen av de studiene vi har sett på har inkludert limniske naturtyper og arter. For eksempel ECT/ATNI (2020) har ekskludert alle vannarealer når de har beregnet arealer med overskredet tålegrense for N.

4.2.3. Bakkenær ozon

Bakgrunn fra LEVE-prosjektet og litteraturgjennomgang

Bakkenært ozon kan ha virkninger både for jordbruksavlinger, skogbruksproduksjon og øvrig vegetasjon. Bakkenært ozon var inkludert i LEVE, men pris for nmVOC ble satt til 0.

Skadevirkninger på jordbruksavlinger som følge av luftforurensning inngår i svært mange lands skadekostnader og enhetspriser, og vi anbefaler at Norge også får utarbeidet slike kostnadstall. Vi anbefaler at man avventer beregningene fra ICP Vegetation som er varslet å komme når EMEP har sine beregninger klare, antatt våren 2022. Disse beregningene vil gi en pekepinn om hvordan skadene og skadekostnadene for Norge ser ut, og dersom de ikke viser at skadene er neglisjerbare, foreslår vi at man jobber videre med utgangspunkt i disse.

Bakkenært ozon og skadevirkninger for jordbruk, og til dels skogbruk, er inkludert i mange av de europeiske prissettingsstudiene i litteraturoversikten, inkludert i den svenske.

I en av de europeiske studiene (ECT/ATNI 2020) er det også tall for ozonets skadevirkninger på jordbruk og skogbruk. Beregningene er gjort ved bruk av standardiserte beregninger med bruk av AOT40 for å beregne sammenheng mellom ozonkonsentrasjon og avlingsskade, Eurostats statistikk for avlinger av ulike jordbruksvekster og verdien av avlingene. I denne studien er det også gjort beregninger, og oppgis priser i kr/kg for Norge.

Hva bør inkluderes i studien

Det forskes på sammenhenger mellom bakkenært ozon og naturlig vegetasjon, men vi ser ikke at det er grunnlag for å inkludere slik prissetting i denne utredningen, det vil være mer langsiktig.

Det har lenge vært sagt at bakkenært ozon ikke har påviselige skader på skog i Norge (jf. NIBIOs hjemmeside om skogskader av ozon), og det vil derfor ikke være mest nærliggende å starte med å inkludere priser på skogskader.

Det vil være mest nærliggende å inkludere prissetting av ozonskader på jordbruksvekster. Som nevnt foreligger slike beregninger for Norge i ECT/ATNI (2020), og den enkleste muligheten ville være å benytte disse, eventuelt oppdatere/ «verdioverføre» der man har mer oppdaterte sammenhenger, og eventuelt gjøre en ny vurdering av de økonomiske forholdene som inngår. Det vil være interessant å se nærmere på den verdsettingen som foreligger, gjerne i sammenheng med den som er ventet i 2022.

ECT/ATNI (2020)-studien har benyttet AOT40-tilnærmingene for å beregne ozonskadene, mens nyere studier, f.eks. UK DEFRA (2021) i stedet benytter en ny tilnærming for å beregne ozonskader på avlinger, kalt PODy, som gir sikrere resultater for skadeeffektene.

Hvilke data foreligger

I henhold til ICP Vegetation (2021): «ICP Vegetation will calculate crop losses per country, risk to biodiversity and impacts on trees, using ozone fluxes (POD) from EMEP when available (Spring 2022?) ».

Som del av «ICP Vegetations»-arbeidet med effekter av ozon på vegetasjon² har de utarbeidet informasjonsmaterieell for å beskrive hvor store effektene er på naturlig vegetasjon, avlinger i landbruket og for skog. De to siste punktene er relativt enkle å koble med enhetspriser, i og med at de vil være knyttet til økonomiske tap, men det er altså ikke gjort i Norge så langt. Bakkenær ozon overvåkes flere steder i Norge, både på bynære stasjoner og på regionale stasjoner for å måle bakgrunnskonsentrasjoner. Overgangen fra disse punktmålingene til opptak av ozon i plantene er ikke innarbeidet i norsk overvåkning. Det er imidlertid under utvikling en modell for beregning av POD-felter i Norge, men disse kan foreløpig ikke kobles til vegetasjonskart.

Skisse til videre arbeid

Vår anbefaling er derfor at man tar utgangspunkt i beregningene fra «ICP Vegetation» når de kommer, forhåpentligvis våren 2022, og beregner kostnader ut fra norske forhold basert på disse tallene. Hvis man ønsker priser i en overgangsfase, kan man eventuelt benytte de prisene som ble beregnet i ECT/ATNI (2020) (gjengitt i kapittel 3); eventuelt med en ekspertvurdering av om de bør justeres i en eller annen retning.

² <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/>

I en del tilfeller er det beregnet skadekostnader for alle europeiske (eller EU-) land for vegetasjonsskader basert på statistikk fra Eurostat. I slike beregninger (gjennomført for Norge i ECT/ATNI 2020) er avlingsskadene i Norge begrenset (5-7 millioner euro i 2020). Vi tror likevel det vil være grunn til å gå nærmere inn på de tallene som kommer fra ICP Vegetation, og benytte norske tall for i det minste å kvalitetssikre, og sannsynligvis gjøre mer detaljerte/grundigere beregninger, basert på mer detaljert kunnskap om norske produksjonsforhold, avlinger, priser mv. Det vil også være en svært nyttig øvelse, for å sjekke hvor «likt eller ulikt» tall basert på overordnede europeiske tall og mer detaljerte norske tall, er.

Man vil her være avhengig av når tallene fra ICP Vegetation foreligger, som igjen er avhengig av når tallene fra EMEP foreligger. Hvis vi antar at disse foreligger våren 2022, bør det kunne gå relativt raskt å kontrollere disse tallene med norske tall, antatt 0,5-1 år fra resultatene fra ICP Vegetation foreligger.

Kostnadene ved å kvalitetssikre og detaljere tallene fra ICP Vegetation for jordbruksavlinger bør ikke være så store, men bør involvere et tverrfaglig team som jobber med jordbruksavlinger, ozon og økonomiske beregninger av jordbruksproduksjon. Kostnadene er usikre, fordi arbeidsomfanget vil avhenge av hvor mye man kommer fram til bør justeres/endres/sjekkes, men vi antar at man vil komme langt med 0,5-1 million kroner.

For skog er fortsatt rådende oppfatning av ozonskader på norsk skog ikke er påvist med sikkerhet (NIBIO)³. Men i den grad resultatene fra ICP Vegetation inkludere skader på skog og eventuelt annen vegetasjon, kan man ta tak i dette. Skogskader vil også være relativt enkle å prissette hvis man har oversikt over om og eventuelt hvor stor produksjonsnedgangen er. For ozonskader på annen vegetasjon, anser vi at det er lenger unna grunnlag for prissetting. Men ved verdsetting av eutrofieringens skader på biodiversitet, har man også et bedre grunnlag for å verdsette endret biodiversitet som følge av andre forurensingseffekter senere.

4.2.4. Behov for geografisk differensiering av priser?

Dagens priser fra LEVE-prosjektet differensierer mellom utslipp i områder med ulik befolkningstetthet i form av ulike enhetskostnader for byer av ulik størrelse, tettsteder og spredtbygde strøk. Det samme gjør for eksempel Defra i Storbritannia og Umweltbundesamt i Tyskland. Det er særlig verdsetting av helseeffekter som medfører store regionale forskjeller i skadekostnader per kg utslipp, da utslipp i by og tettbygd strøk vil eksponere en større befolkning enn i spredtbygde strøk, og dermed medføre sykdom og for tidlig død for flere personer.

Det er også forskjeller i hvor sårbare ulike økosystemer er for forurensing og eutrofiering. Dette vil i hovedsak bli ivarettatt ved bruk av tålegrenser, i og med at områder og naturtyper som er mer sårbare har lavere tålegrense. Man kan si at prisen for avsetning vil variere med tålegrensen. Det er mindre kostbart med høy avsetning der tålegrensen er høy fordi det skal mer til for at tålegrensen overskrides, og skaden kan antas å bli mindre. I områder med svært høy tålegrense kan man si at det ikke er noen kostnad knyttet til avsetningen. Det blir ingen skadelig effekt uansett. Det man oftest verdsetter for miljøeffekter er en gjennomsnittspris for skadene som oppstår i landet. Vi ser derfor mindre grunn til differensiering av enhetskostnader for miljøeffekter. Det kan også være geografiske områder der påvirkninger, for eksempel endringer i fiske, oppleves av flere personer (og/eller oppleves sterkere) enn andre steder, og man bør da vurdere å inkludere dette. Det er derfor et aspekt som tas med inn i det videre arbeidet.

³ [Ozon / Skogskader \(nibio.no\)](#)

4.3. Oppsummering av behov for videre arbeid og prioritering

Anbefalt forslag til studier

Arbeidet med anbefalte forslag kan skje i løpet av 2-3 år, forutsatt at arbeid med flere komponenter og påvirkninger skjer parallelt. Mindre ambisiøse alternativ kan gjennomføres i løpet av anslagsvis et år, men vil gi mer usikre resultater. Totale kostnader for anbefalt forslag er i størrelsesorden 10-13 millioner kroner. Dette inkluderer gjennomføring av skadefunksjonsmetoden for å få enhetspriser knyttet til miljøeffekter av forsuring på ferskvann, eutrofiering på terrestrisk og limnisk naturmangfold, samt en kort gjennomgang av litteratur om sammenhengen mellom nitrogenavsetning og marin eutrofiering med tanke på eventuell senere verdsetting, og en gjennomgang og kvalitetssikring/justering av skadekostnader for avlingsskader basert på den varslede beregningen fra ICP Vegetation.

Redusert forslag

Dersom man må prioritere innenfor forslagene på grunn av manglende ressurser, er vår vurdering at det kan gjøres mye med «grundig oppdatering» av det som ble gjort i LEVE-studien for forsuring, fordi man der har et godt utgangspunkt for alle trinn i skadefunksjonen å bygge på. Men som påpekt, også som del av LRTAP-konvensjonsarbeidet, mangler verdsetting av en del av de miljøendepunktene (økosystemtjenester) som påvirkes ved forsuring, slik at en full gjennomgang er ønskelig.

For eutrofiering som gir skader på terrestrisk og limnisk biodiversitet foreligger ingen estimer basert på skadefunksjonsmetoden i Norge, kun estimer basert på tiltakskostnader for å oppfylle målene i Gøteborgprotokollen. Det å utvikle enhetspriser for tilførsler av nitrogen og dets påvirkning på økosystem og biodiversitet bør derfor prioriteres høyt.

Det bør også prioriteres å få bedre oversikt over ozonskader på avlinger for å se om størrelsesordenen av skadekostnadene er beskjedne eller såpass store at en bør gå videre med detaljert verdsetting av avlingstap. Dette arbeidet bør bygge på og derfor avvente de beregningene av avlingsskader som er varslet fra ICP Vegetation (antydnet våren 2022).

I tabell 4.1 gir vi en kort oppsummering av forslag til videre arbeid.

Tabell 4.1. Oppsummering av forslag til videre arbeid.

Miljøeffekt	Komponent			Tid	Røft kostnadsanslag (kr)
	SO ₂	NO _x	NH ₃	Bakkenært ozon	
Forsuring	Ferskvann, fritidsfiske og evt. andre økosystemtjenester (biodiversitet) Trinn 1: Workshop for status kunnskap/kunnskapsoppdatering. Trinn2-Alt. 1) Oppdatering av LEVE-studien Trinn2-Alt. 2) Full gjennomgang ved skadefunksjonsmetoden.			Vinter 2022 0,5-1år 2-3 år	Trinn 1: 150-200 000 Trinn 2: Alt.1: Ca. 1 mill. Alt.2: Ca. 4-5 mill.
Eutrofiering		Terrestrisk, og limnisk biodiversitet Full gjennomgang av skadefunksjonsmetoden		2-3 år	5-6 mill.
		Marine områder: litteraturstudie mtp. evt. senere verdsetting		0,5 år	0,5 mill.
Bakkenær ozon				Tap av jordbruksavlinger: Avventer «ICP Vegetations» rapport. Gjør «norsk tilpasning» av resultatene. Eventuelle skader på skogbruksproduksjon vurderes avhengig av resultater i ICP Vegetation, antatt mindre viktig.	0,5-1 år (etter at ICP Vegetations beregninger av avlingstap mv. foreligger (antatt 2022)) 0,5-1 mill. for «norsk tilpassing» og vurdering

5. Referanser

Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Platt, S.M., Solberg, S., Yttri, K.E. & Zwaafink, C.G. 2021. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2020. NILU rapport 13

Anthesis Enveco 2019. Underlag for reviderade ASEK-värden för luftföroreningar. Slutrapport från projektet REVSEK. Tilgjengelig fra: https://enveco.se/wp-content/uploads/2019/10/revsek-rapport_slutversion_2019-07-03.pdf

Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad P., Bakkestuen, V., Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2584043>

Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmet, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & De Vries, D.W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, pp. 30–59.

Bobbink, R. & Hettelingh, J.P. (eds.), 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health, and the Environment (RIVM), www.rivm.nl/cce.

CLRTAP, 2017. Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. <https://www.umweltbundesamt.de/en/manual-for-modelling-mapping-critical-loads-levels?parent=68093>. 116 p.

DFØ (2018). Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring, DFØ.

DN [Direktoratet for naturforvaltning] 2007. Kartlegging av naturtyper -Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave 2006 (oppdatert 2007).

ECLAIRE Project 2015. Effects of Climate Change on Air Pollution Impacts and Response Strategies for European Ecosystems. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/306292430_ECLAIRE_Effects_of_Climate_Change_on_Air_Pollution_Impacts_and_Response_Strategies_for_European_Ecosystems_Seventh_Framework_Programme_Theme_Environment_Project_Final_Report

Engesmo A, Staalstrøm A, Selvik JR, Kistenich S. 2021. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023. Tilførsler og undersøkelser i vannmassene i 2020. Fagrapport. NIVA-rapport 7626-2021, 57 s.

Erikstad, L.; Bakkestuen, V.; Hanssen, F.; Evju, M.; Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2009. Evaluering av landsdekkende satellittbasert vegetasjonskart. - NINA Rapport 448. 77 s.

Finansdepartementet 2021. Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2021. Finansdepartementet.

Finansdepartementet 2014. Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.

Fremstad, E. 2002. Natura 2000 i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet. Rapport. Ser. 2002-5.

Guerrero, J-L & J. E. Sample. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2019 - tabeller, figurer og kart. NIVA Rapport 7599-2021/ Miljødirektoratet rapport M-1961| 2021.

Hamer PD, Walker SE, Sousa-Santos G, Vogt M, Vo-Thanh D, Lopez-Aparicio S, Ramacher MOP, Karl M 2019. The urban dispersion model EPISODE. Part 1: A Eulerian and subgrid-scale air quality model and its application in Jones m fl. 2020. Monitoring ocean acidification in Norwegian seas in 2019 / Havforsuringsovervåking i norske farvann i 2019. Rapport M1735-2020, s. 78-82.

Holen, S., Wright, R., & Seifert, I. (2013). Effects of long range transported air pollution (LRTAP) on freshwater ecosystem services (ICP Waters report 115/2013). <http://hdl.handle.net/11250/216428>

Holland, M, A. Hunt, F. Hurley, S. Navrud, and P. Watkiss 2005. Methodology for Cost-Benefit Analysis of CAFE (Clean Air for Europe). Volume 1: Overview and methodology. Report to DG Environment. European Commission, 112 pp.

Ibenholt, K., K. Magnussen, S. Navrud, J.M. Skjelvik 2015. Marginale eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger. Vista-rapport 2015/19.

Johansen, B.E., 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. Northern Research Institute, Norut-rapport 4/2009, 87 s.

Johnston, R.J., K.J. Boyle, M.L. Loureiro, S. Navrud and J. Rolfe 2021. Guidance to Enhance the Validity and Credibility of Environmental Benefit Transfers. *Environmental and Resource Economics*. Published online first June 16, 2021. p. 1-50. <https://doi.org/10.1007/s10640-021-00574-w>

Kaste, Ø., Skarbøvik, E., Clarke, N., og De Wit, H. 2021. Gjødsling av skog - vurdering av eksisterende hensynssone og tak for nitrogengjødsling på bakgrunn av ny kunnskap. NIVA rapport 7663-2021

Lindhjem, H., K. Grimsrud, S. Navrud & S. O. Kolle. 2015. The Social Benefits and Costs of Preserving Forest Biodiversity and Ecosystem Services. *Journal of Environmental Economics and Policy* 4 (2); 202-222.

Magnussen, K., S. Navrud og O. SanMartin 2010. Verdien av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren: Luftforurensning. Sweco-rapport 1053D: Luftforurensning.

Magnussen, K., K. Veisten og S. Navrud. 2014. Forprosjekt for vurdering av videre arbeid med verdsetting av lokal og regional luftforurensning i Statens vegvesens håndbok V712. Vista-rapport 2014/47.

Magnussen, K., A.K. Bølling, M. Låg, M. Refsnes, G.M. Aasvang, M. Røed & S. Navrud. 2020. Verdsetting av luftforurensningens kostnader for helse, miljø og materialer – et forprosjekt. Menon-rapport 115/2019. Miljødirektoratet-rapport M-1573|2019.

Miljødirektoratet 2021. Kartleggingsinstruks - Kartlegging av terrestriske Naturtyper etter NiN2. Miljødirektoratet, Veileder M-1930|2021.

Navrud, S. 2001. Linking Physical and Economic Indicators of Environmental Damages: Acidic Deposition in Norway. Chapter 6 (pp. 116-138) in C. L. Spash and S. McNally (eds.) 2001: *Case Studies in Ecological and Environmental Economics*. Edward Elgar Publishing, UK. Navrud, S. 2007. Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Working Report No. 28, 2007, Miljøstyrelsen, København, Danmark.

Navrud, S & R. Ready (eds.) 2007. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Nordic winter conditions. Geoscientific model development discussions: winter <https://doi.org/10.5194/gmd-2019-199>

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

Ott, W., Bauer, M. & Y. Kaufmann. 2006. Deliverable D.4.2.-RS1b/WP4 – July 06: Assessment of Biodiversity Losses. Needs Project.

SFT 2005. Marginale miljøkostnader ved luftforurensning: Skadekostnader og tiltakskostnader. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/luft/2100/ta2100.pdf>

Skjelkvåle, B.L; de Wit, H. 2008. ICP Waters 20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution on surface waters in Europe and North America (ICP Waters report 94/2008). Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/214262?locale-attribute=no>

Staalstrøm A, Walday M, Vogelsang C, Frigstad H, Borgersen G, Albretsen J, Naustvoll LJ. 2021. Utredning av behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord. NIVA-rapport 7639.

Thrane JE, de Wit H., Austnes K. 2021. Effects of nitrogen on nutrient-limitation in oligotrophic northern surface waters. ICP Waters report 146/2021.

Trafikverket 2017.Effektkedjor och skadekostnader som underlag för revidering av ASEK-värden för luftföroreningar. Tilgjengelig fra: https://www.trafikverket.se/contentassets/773857bcf506430a880a79f76195a080/forskningsresultat/effektke_djor3.pdf

Umweltbundesamt 2019. Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs. Cos rates Version 02/2019. German Environment Agency. Corrected version 11.02.2019. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/methodological-convention-30-for-the-assessment-of>

Veisten, K., Hoen, H.F., Navrud, S. & Strand, J. 2004. Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities. *Journal of Environmental Management*, 73; 317-331.

Veisten, K. & S. Navrud 2006. Contingent valuation and actual payment for voluntarily provided passive-use values: Assessing the effect of an induced truth-telling mechanism and elicitation formats. *Applied Economics*,38,735–756

6. Vedlegg A: Skadefunksjonsmetoden og verdsettingsmetoder

6.1. Skadefunksjonsmetoden

Skadefunksjonstilnærmingen (Damage Function Approach/Impact Pathway Approach, IPA) er en etablert fremgangsmåte for økonomisk verdsetting av miljø- og helseskader (Hanley & Barbier 2009; Freeman 2014), og har vært hyppig anvendt på luftforurensninger; se f.eks. EU-prosjektserien ExternE – External Costs of Energy»; og nytte-kostnadsanalysen av CAFE – Clean air for Europe (Holland et al. 2005; Hurley et al. 2005). Skadefunksjonstilnærmingen består av fire trinn, som vist i Figur 2.1.

Hvis man vil finne kostnadene ved luftforurensning fra en bestemt kilde, som veitrafikk, måles eller beregnes utslipp fra denne kilden, f.eks. utslipp av nitrogenoksider (NO_x) i Trinn 1. Deretter benyttes spredningsmodeller for å beregne eksponering for ulike geografiske områder, for eksempel i form av konsentrasjoner av NO_x . I Trinn 2 kartlegges sammenhengen mellom eksponeringen for NO_x og ulike miljøendepunkter, som f.eks. ulike grader av forsurening eller eutrofiering osv. Dette beskrives ved hjelp av såkalte eksponerings-responsfunksjoner (ERFer) (også kalt dose-respons-sammenhenger) for hvert endepunkt. I trinn 3 beregnes antall tilfeller eller andel av miljøendepunktene som kan tilskrives eksponeringen. Disse beregningene baseres på informasjonen om eksponering fra Trinn 1, ERFer fra Trinn 2, informasjon om forekomsten av de ulike miljøendepunktene og hvis det er relevant; størrelsen på den berørte befolkning, f.eks. hvor mange som fisker i et vassdrag. I det siste trinnet gjennomføres en økonomisk verdsetting av hvert miljøendepunkt, for eksempel forsuringens påvirkning på ferskvannsfiske. Deretter summeres det over alle miljøendepunkter for å finne den totale samfunnsøkonomiske kostnaden knyttet til den aktuelle NO_x - eller SO_2 -eksponeringen. Denne totale samfunnsøkonomiske kostnaden summert over alle miljøendepunkter kan så deles på utslippet/eksponeringen, for å finne det som kalles enhetspriser (eller verdsettsingsfaktorer) per kg av forurensningskomponenten.

Trinnene i skadefunksjonen kan følges på samme måte for alle forurensningskomponenter og deres effekter på miljø (og helse og materialer). Skadefunksjonsmetoden benyttes til å anslå skadekostnadene der kunnskapsgrunnlaget i alle trinn er tilstrekkelig for å beregne den samfunnsøkonomiske kostnaden knyttet til eksponering for forurensningskomponenten. Det er en relativt omfattende prosedyre for verdsetting, som tar utgangspunkt i faktiske forurensningsnivåer som måles eller beregnes. En fordel med å benytte denne tilnærmingen i vurderingen av kunnskapsgrunnlaget i dette prosjektet, er at det er lett å identifisere hvilke trinn og temaer man ikke har tilstrekkelig informasjon om, og dermed synliggjøre usikkerheten i forenklinger som eventuelt må gjøres for de trinn man ikke har tilstrekkelige data for.

Når det gjelder miljøeksponering for forurensningskomponenter, er effekter i ulike typer økosystemer aktuelle, både marine, limniske og terrestriske. Ved kartlegging av effekter på miljø benyttes ofte ikke eksponeringsfordelinger. Ved effekter av direkte eksponering (f.eks. effekt av svoveldioksid på trær eller ozon på landbruksvekster) benyttes målinger av luftkonsentrasjoner for å si noe om eksponeringsnivået. Mange effekter er imidlertid indirekte, og organismene reagerer ikke på konsentrasjoner i lufta, men på konsentrasjoner i jordvann og overflatevann. Regnvann som faller på blader og nåler er også relevant. For slike indirekte effekter kan avsetningen (tørr og våt) benyttes for å si noe om forurensningsnivået generelt, men ikke direkte noe om eksponeringen. Konsentrasjoner i jordvann eller overflatevann er et resultat av avsetningen, men også av lokale forhold som geologi og avrenning. Den reelle eksponeringen er knyttet til disse konsentrasjonene. Det er ikke bare komponenter som kan relateres direkte til luftforurensningen som måles (f.eks. nitrat fra nitrogenoksider), men også komponenter som påvirkes av luftforurensningen gjennom prosesser i jordsmonnet. Et eksempel på

dette er løst aluminium, som mobiliseres gjennom jordsmonnprosesser i surt jordsmonn, påvirket av avsetning av svovel- og salpetersyre som følge av svoveldioksid og nitrogenoksider i lufta. Målinger av slike komponenter i økosystemet benyttes til å bestemme tilstanden til økosystemet (Skjelkvåle & de Wit 2008; Trafikverket 2017).

For å vurdere om forurensningsnivået er for høyt med tanke på slike indirekte miljøeffekter av luftforurensning, kan man benytte tålegrenser. Tålegrensene tar høyde for de ulike prosessene som styrer effekten av avsetningen og skiller seg derfor fra rene grenseverdier, som gjerne benyttes ved direkte eksponering. For vann (ferskvann og marint) er sammenhengene mellom utslipp og påvirkning ekstra komplisert fordi nedbørfeltet er et mellomledd, og forsuring og lekkasje av nitrogen er avhengig av nedbørfeltegenskapene. Men også for terrestriske systemer er prosessene i jordsmonnet avgjørende for den endelige effekten. Det er utviklet forskjellig metodikk for fastsetting av tålegrenser for ulike effekter (forsuring eller overgjødning) og for ulike systemer (terrestriske og limniske) (CLRTAP, 2017). Tålegrensen reflekterer det forurensningsstrykket, i form av avsetning, økosystemene kan tåle over tid. Den vil variere mellom naturtyper og på bakgrunn av bl.a. klima og geologi, avhengig av hvilken effekt man ser på. Ved hjelp av tålegrensen og avsetningen kan man beregne om, og med hvor mye, tålegrensen er overskredet. Avsetningen er beregnet fra målinger og/eller ved hjelp av modeller. Overskridelser av tålegrensene i Norge ble sist oppdatert for perioden 2012-2016 (Austnes et al. 2018). Dette arbeidet kan ansees som en geografisk kartlegging av hvor det antas å være miljøeffekter som følge av eksponering for luftforurensning, eller hvor forurensningen er for høy og derfor må reduseres. Denne kartleggingen baserer seg imidlertid ikke på en eksponeringsfordeling for luftforurensning på samme måte som studier av effekter på helse. I LEVE-prosjektet ble f.eks. enhetsprisene for forsuring utledet ved å bruke skadefunksjonsmetoden, men med en tilnærming med tålegrenser og en verdsetting av betalingsvilligheten for å unngå forsuring på fritidsfiske i ferskvann.

Verdsetting av miljøeffekter må gjøres for hver enkelt effekt, for eksempel forsuring og overgjødning. For å verdsette miljøeffektene, ser man oftest på konsekvensene miljøeffektene har for mennesker, eller hvilke økosystemtjenester (goder og tjenester fra naturen) som påvirkes. Det kan være konsekvenser for fisk og dermed fiske, algeoppblomstring og dermed bading eller biodiversitet generelt. Tålegrensen for biodiversitet som er under utvikling tar hensyn til effekter av både forsuring og overgjødning samtidig (på bunnvegetasjon).

I LEVE-prosjektet (SFT 2005) verdsatte man effekten av forsuring basert på verdien av redusert fritidsfiske i forurente innsjøer. Disse verdsettingsestimaterne var et resultat av flere betinget verdsettingsstudier og reisekostnadsstudier, som er metoder for verdsetting av miljøgoder og andre goder uten markedspris. Slike metoder er kort beskrevet i avsnitt 2.5.3 nedenfor. I den svenske studien av kostnader ved luftforurensning fra veitrafikk, fra 2019 (Anthesis Envenco 2019) verdsatte man overgjødning i Østersjøen, basert på tidligere verdsettingsstudier av hva økt overgjødning betyr for befolkningen i form av redusert velferd pga. dårligere forhold for bading, fiske, estetiske verdier osv. Effekter av luftforurensning på biodiversitet mer generelt er i mindre grad verdsatt, men det finnes noen norske, og utenlandske studier for enkelte effekter på biodiversitet.

6.2. Total samfunnsøkonomisk verdi av miljø- og helsevirkninger

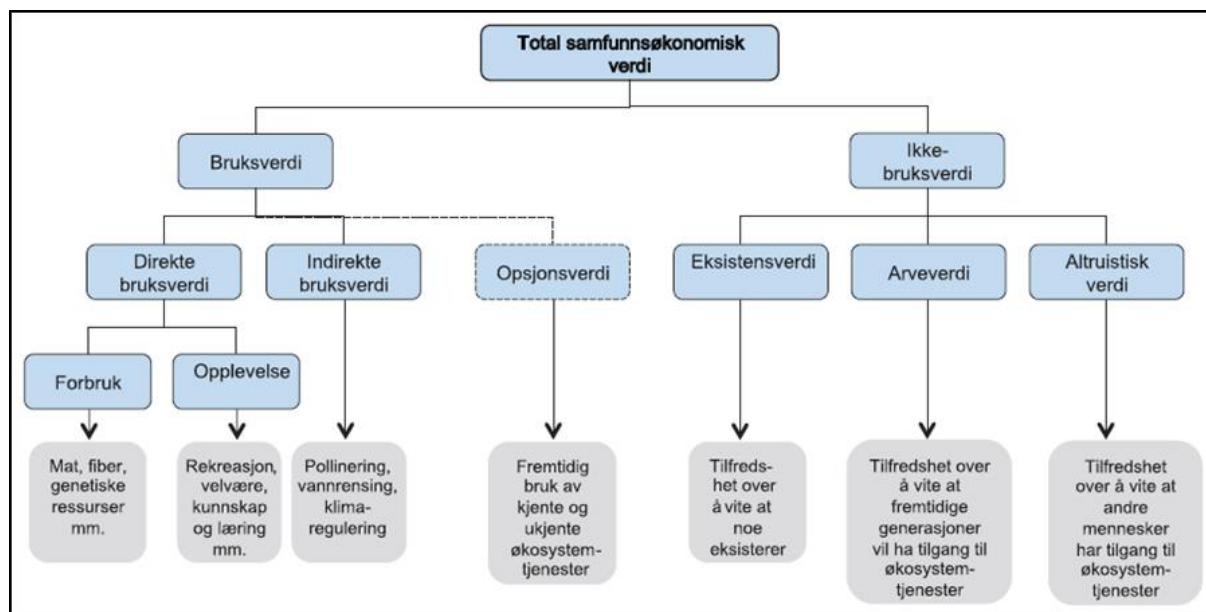
Når man gjennomfører tiltak for å forbedre miljøtilstanden for eksempel ved redusert luftforurensning, ønsker man å få fram nytten av disse tiltakene for samfunnet. Denne nytten – kalt total samfunnsøkonomisk verdi – TSV (Total Economic Value – TEV) består av både bruks- og ikke-bruksverdier, som illustrert i figur 6.1.

Viktige bruksverdier som kan påvirkes av tiltak for redusert luftforurensning, kan være fritidsfiske og jord- og skogbruksproduksjon som påvirkes av bakkenært ozon.

Ikke-bruksverdi kan innehas av alle husholdninger som føler at deres nytte/livskvalitet (velferd) påvirkes positivt av at en unngår effektene av forurensningen; det vil si både brukere og ikke-brukere. Ikke-bruksverdien måles i form av betalingsvilligheten husholdninger har for eksistensen av bedre luftkvalitet og positive effekter på biologisk mangfold som følge av tiltak mot luftforurensningen og muligheten til å bevare disse miljøgodene/økosystemtjenestene for fremtidige generasjoner, det vil si eksistens- og bevaringsverdien. Av de to hovedgruppene verdsettingsmetoder (se tabell 6.1), avslørte og oppgitte preferanser, er det kun de sistnevnte som kan brukes for å kartlegge ikke-bruksverdier fordi de avslørte preferansemetodene ser på adferd knyttet til miljøgodene, og dermed i all hovedsak kun bruksverdiene. Oppgitte preferanse-undersøkelser, det vil si betinget verdsetting og valgekspesimenter vil dokumentere nytten ved å spørre om husholdningers betalingsvillighet for tiltak som kan bidra til at vi unngår dagens miljø- (og eventuelt helse-) effekter av luftforurensning. Deres betalingsvillighet vil være motivert av bruks- og/eller ikke-bruksverdier; og kartlegger dermed TEV når en spør et representativt utvalg av de husholdningene som kan tenkes å være berørt av tiltaket, det vil si at deres nytte endres ved redusert forurensning. Dersom de påvirkede økosystemene er av lokal verdi, vil berørt befolkning kunne være husholdningene i kommunen(e), mens det vil være fylket eller hele landet dersom de påvirkede økosystemtjenestene er av henholdsvis regional og nasjonal verdi. Det må vurderes i hvert enkelt tilfelle og for de ulike godene og tjenestene (økosystemtjenestene) hva som er berørt befolkning.

I likhet med økosystemtjenester, som er definert som nytten mennesker har av de tjenester økosystemene yter, er ikke-bruksverdien basert på husholdningenes nytte. Naturens egenverdi inngår dermed ikke i ikke-bruksverdien og dermed ikke i total samfunnsøkonomisk verdi.

Samfunnsøkonomiske analyser ser oftest på nytte- og kostnader av prosjekter (her tiltak mot luftforurensning) for et land (her: Norge), og globale effekter tas derfor kun unntaksvis inn, som når utslipp i et land har globale skadekostnader som tilfellet er med klimagassutslipp. Det vil imidlertid kunne være viktig tilleggsinformasjon i en analyse dersom et stoff har virkninger utenfor landets grenser.



Figur 6.1: Total samfunnsøkonomisk verdi (TEV) av en miljøforbedring. Kilde: NOU 2013:10.

6.3. Metoder for verdsetting av miljøeffekter og påvirkning på miljø

Metoder for å verdsette goder uten markedspriser

Det er utviklet flere metoder for verdsetting av goder og tjenester som ikke har markedspriser. Disse metodene bygger på velferdsøkonomiens prinsipper. Vi går ikke nærmere inn på det teoretiske grunnlaget her, men slike beskrivelser finnes f.eks. i standardreferanser som Champ et al. (2017) og Freeman et al. (2014). Disse metodene er i tråd med myndighetenes retningslinjer for samfunnsøkonomiske analyser (DFØ 2014; Finansdepartementet 2021). Det vil si at verdien av fellesgoder som jord-, luft- og vannkvalitet og folkehelse vurderes ut fra folks preferanser, og måles som deres betalingsvillighet for å få en marginal forbedring, eller unngå en marginal forverring, i kvaliteten eller mengden av fellesgodet. Med andre ord: hva de er villig til å gi fra seg av inntekt for å oppnå en spesifisert miljø- eller helseforbedring, eller unngå en forverring i disse fellesgodene. Man skiller oftest mellom to hovedtyper av verdsettingsmetoder som forsøker å anslå denne betalingsvilligheten; henholdsvis oppgitte og avslørte preferanse-metoder; se tabell 6.1.

Avslørte og oppgitte preferanser

Oppgitte preferanse-metoder består i spørreundersøkelser til tilfeldige utvalg av berørte individer/husholdninger om deres villighet til å betale for tiltaksplaner som vil unngå de aktuelle miljø- og/eller helseeffektene. Avslørte preferanse-metoder ser på individenes eller husholdningenes adferd i markeder for private goder som har sammenheng med miljøgodet. For eksempel har man undersøkt hvordan støy og forurensning fra veier og veitrafikk kan påvirke boligprisene i hus i ulik avstand til trafikkerte veier ved bruk av eiendomsprismetoden.

Tabell 6.1. Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøgoder

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser (Revealed Preferences - RP)	Transportkostnadsmetoden (Travel Cost Method - TCM) Eiendomsprismetoden (Hedonic Price Method - HPM) Kostnader ved forebyggende tiltak (Avoidance Costs - AC)	Markedspriser Kostnader ved å erstatte tapte tjenester (Replacement Costs -RC)
Oppgitte preferanser (Stated Preferences - SP)	Valgekspesimenter (Choice Experiments - CE)	Betinget Verdsetting (Contingent Valuation – CV; også kalt «Betalingsvillighetsundersøkelser»)

Metoder som bygger på avslørte preferanser, utleder verdier ut fra folks faktiske valg («Revealed Preference» (RP)-metoder). Oppgitte preferanser utleder verdier ut fra oppgitte valg («Stated Preference» (SP)-metoder). Det vil si at folk selv oppgir sine preferanser i direkte spørsmål om maksimal betalingsvillighet i betinget verdsettingsundersøkelser eller indirekte gjennom valg mellom tiltaksplaner med ulike kostnader i valgekspesimenter. I begge tilfeller er dette del av spesialdesignede spørreundersøkelser med nøye testede beskrivelser av de miljøeffektene en ønsker å verdsette. Disse spørreundersøkelsene gjennomføres i økende grad ved bruk av internettpaneler av representative utvalg av berørte individer/husholdninger. Dette er både tids- og kostnadsbesparende, samtidig som det gir like pålitelige resultater som personlig intervju, og er bedre enn telefon- og postalundersøkelser (Lindhjem & Navrud 2011 a, b).

Metodene har ulike styrker og svakheter

Ved valg av metode må man ofte vurdere ulike hensyn mot hverandre. Hovedinnvendingen mot SP-metoder, som bruker spørreundersøkelser, er at de stiller hypotetiske spørsmål om betalingsvillighet og at folk kan oppgi for høy betalingsvillighet for å få en miljøforbedring dersom de tror at de ikke faktisk må betale beløpet, men kan påvirke beslutningen om tiltak som gir denne forbedringen. Slike hypotetiske feil kan imidlertid i stor grad unngås ved å gjøre betalingsmekanismen realistisk, for eksempel ved at respondentene får spørsmål om en økning i vann- og kloakkavgiften for å få en vannkvalitetsforbedring, og vise til at utfallet av undersøkelsen kan påvirke beslutningen om å gjennomføre tiltak som gir den beskrevne miljøforbedringen det spørres om. Dette kalles konsekvensialitet i betaling og gjennomføring av tiltak. Da vil oppgitt betalingsvillighet kunne måle velferdsøkningen individet/husholdningen har av miljøforbedringen.

Folks preferanser er komplekse og sammensatte. Det er ikke nødvendigvis en entydig sammenheng mellom omfanget av miljøforbedringen og folks betalingsvillighet. Det betyr ikke nødvendigvis at folk er irrasjonelle eller at metoden er ubrukelig, men at folk bryr seg om mange ulike egenskaper ved et miljøgode. Det foregår mye forskning både nasjonalt og internasjonalt for å forstå folks preferanser bedre. Lindhjem et al. (2014) gir en oversikt over diskusjonen av noen sentrale innvendinger mot, og foreslåtte teoretiske og metodiske løsninger for den betingede verdsettingsmetoden for et norsk publikum.

Metodene som baserer seg på folks faktiske atferd, har tradisjonelt vært sett på som mer troverdige blant økonomer. Dette bildet er nok i ferd med å nyanseres noe, da det er blitt klart etter flere tiår med forskning at mange av disse metodene også har sine svakheter. For eksempel er de svært sensitive for ulike antagelser man gjør i økonometrisk modellering og beregning av verdiene (Champ et al. 2017). Samtidig har metodene som baserer seg på oppgitte preferanser, blitt videreutviklet og forbedret de senere år, noe som har bidratt til økt aksept blant økonomer og folk som anvender resultater i forvaltningen (Kling et al. 2012).

Verdioverføringsmetoder

I tillegg til de ovennevnte verdsettingsmetodene som baserer seg på innsamlede data for formålet, har man verdioverføringsmetoder, som også kalles nytte-overføringsmetoder (benefit transfer). Disse benytter eksisterende verdsettingsstudier i en ny sammenheng der det er behov for anslag på velferdseffekter. Man kan enten overføre enkeltanslag fra nasjonale eller internasjonale studier som verdsetter lignende virkninger som dem en er interessert i, eller en kan overføre en verdsettingsfunksjon som så kan tilpasses med variabelverdier som er viktige for betalingsvilligheten, fra den lokale konteksten en skal bruke anslagene. Det siste kan for eksempel bety å bruke et datasett fra en annen studie eller å samle og syntetisere mange verdsettingsanslag i en database som så kan analyseres, såkalt metaanalyse.

Verdioverføringsmetodene er mye i bruk i praktiske samfunnsøkonomiske analyser fordi det ofte ikke er tid eller ressurser til å gjennomføre nye spesialtilpassede verdsettingsstudier for et bestemt prosjekt. Det er derfor også stor interesse og en relativt stor litteratur som diskuterer verdioverføringsmetoder og presisjonen i ulike metoder (se for eksempel Navrud & Ready 2007). Basert på denne omfattende litteraturen finnes det nå en oppdatert veiledning i verdioverføring (Johnston et al. 2021). I tillegg til usikkerheten i de opprinnelige verdsettingsanslagene, får man ved bruk av verdioverføringsmetoder usikkerheten i selve overføringen. Likevel vil presisjonen i mange tilfeller kunne være god nok, avhengig av beslutningskontekst.

7. Vedlegg B. Verdsettingsfaktorer som benyttes for luftforurensning i dag

SFTs prosjekt «Marginale miljøkostnader ved luftforurensning – skadekostnader og tiltakskostnader» (SFT 2005) angir anbefalte estimater for marginale miljøkostnader for luftforurensninger. Dette prosjektet, og resultatene det kom fram til, har vært grunnlag for svært mye av det som siden er verdsatt av luftforurensningers effekter på helse, miljø og materialer. I dette vedlegget gis en kort oppsummering av hovedresultater og forutsetninger fra prosjektet (6.1) og datagrunnlaget disse verdsettingsfaktorene ble basert på (6.2).

7.1. Komponenter, metoder og estimerte kostnader i LEVE-prosjektet

SFTs prosjekt «Marginale miljøkostnader ved luftforurensning – skadekostnader og tiltakskostnader» (SFT 2005) angir anbefalte estimater for marginale miljøkostnader for luftforurensninger. Rapporten er en sammenfatning av resultater fra SFTs LEVE-prosjekt (Luftforurensninger – Effekter og Verdier) om skadekostnader ved luftforurensning, samt bruk av SFTs tiltaksanalyser som implisitt verdsetter utslipp av klimagasser, NO_x, SO₂, NH₃ og nmVOC. Alle estimater oppgis som kroner (2004-kroner) per kg eller tonn utslipp.

I hovedtabellene som angir kostnader for de ulike utslippskomponentene, og som gjengis nedenfor, oppgis samlede kostnader beregnet for helse, miljø og materialer ved hjelp av både skadekostnadsmetoden og som tiltakskostnader (tabell 7.1 og 7.2). Metodikken som er lagt til grunn for beregningen av disse samlede kostnadene, er beskrevet nedenfor. Det er disse samlede kostnadene som benyttes som verdsettingsfaktorer (enhetspriser) av mange miljøer i dag og som anbefales i Vegvesenets veileder for konsekvensutredninger, V712.

Tabell 7.1: Samlede kostnader for PM10. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helseskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg PM10-utslipp (NOK 2004). Kilde: SFT (2005)

	Vegtrafikk eksos		Vegtrafikk vegstøv		Andre kilder ²	
	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
- Oslo	1.600	5.500	1.000	19.600	1.200	5.300
- Drammen	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Stavanger ³	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Bergen	1.500	3.800	700	12.200	600	2.800
- Trondheim	1.300	5.900	1.200	28.000	400	1.600
- Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere ⁴	200	600	200	1.300	100	500

¹ To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall, eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår.

² Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje

³ Som Drammen (SFT 1718/2000)

⁴ Om lag ¼ av Drammen og Stavanger (SFT 1718/2000)

Tabell 7.2: Samlede kostnader for NO_x (regnet som NO₂), SO₂, NH₃, nmVOC. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helse-, forsurings- og materialskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg utslipp (NOK 2004). Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatene er høyere enn tiltakskostnader. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnader er det ikke angitt noe øvre nivå. Kilde: SFT (2005)

	NO _x			SO ₂		NH ₃		nmVOC
	Alle kilder	Vei-trafikk	Andre kilder	Alle kilder		Alle kilder		Alle kilder
	Nedre	Øvre ¹	Øvre ¹	Nedre ²	Øvre ¹	Nedre	Øvre ¹	
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	25			16		0	6,4	0
-Bergen	25	67		16	130			
-Stavanger				16	47			
Telemark, Vestfold, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane	25			15		0	0,3	0
-Oslo	25	86	45	15	108			
-Drammen	25	49		15	79			
-Halden				15	40			
-Bærum				15	91			
-Asker				15	63			
-Skien				15	87			
-Bamle				15	30			
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og More og Romsdal	25			15		0	0,1	0
-Trondheim	25	120		15	21			
Nordland, Troms og Finnmark	25			15		0	0,01	0

¹ Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatet er høyere enn tiltakskostnaden. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnaden er det ikke angitt noe øvre nivå. Se kapittel 8 for beregnede skadekostnad for de ulike områdene.

² På Sør-Vestlandet er nedre estimat for SO₂ definert av skadekostnaden for forsuring.

Rapporten oppgir også anbefalte estimater for klimagasser, men de gjengis ikke her da det er utenfor dette prosjektet.

Tabell 7.3. viser hvilke metoder som ble benyttet til verdsetting av de ulike forurensningskomponentene. I LEVE-prosjektet ble skadefunksjonsmetoden benyttet for å verdsette henholdsvis helse-, miljø- og materialskader som følger av ulike utslipp til luft. Kun effekter (skader) og forurensningskomponenter der det var mulig å se på hele skadefunksjonen fra utslipp til fysiske effekter og verdsetting av disse ble inkludert. I tillegg ble det satt krav om at endringer i norske utslipp skulle ha betydning for eksponeringen. De forurensningskomponentene og skadene som ble vurdert etter skadefunksjonsmetoden vises i tabell 7.3.

I tillegg ble det for NO_x, SO₂, NH₃ og nmVOC benyttet implisitt verdsetting av reduserte utslipp med utgangspunkt i en analyse av tiltakskostnader for å oppfylle Gøteborgprotokollen. For disse utslippene hadde SFT publisert flere tiltaksanalyser som ble gjennomgått i forbindelse med prosjektet. Gjennom LEVE-prosjektet ble enkelte skader ved utslipp av NO_x, SO₂ og nmVOC verdsatt direkte. På grunn av mangel på kunnskap kunne ikke alle miljøeffektene verdsettes direkte, slik at de direkte verdsettingsestimatene bare dekker en del av gevinsten ved å redusere utslippene. Tiltakskostnader for å nå målene i Gøteborgprotokollen for de fire ovennevnte utslippskomponentene, kan ses på som en implisitt verdsetting av disse utslippene, men det vil bare være tilfeldig om tiltakskostnadene tilsvarer de faktiske skadekostnadene, blant annet fordi internasjonale målsettinger settes ut fra en rekke ulike målsettinger og avveininger.

Hovedregelen i SFTs anbefaling var at tiltakskostnadene anvendes som nedre estimat og skadekostnaden som et øvre estimat der denne er høyere enn tiltakskostnadene.

Tabell 7.3: Komponenter verdsatt i LEVE og øvrige deler av SFTs prosjekt Marginale miljøkostnader ved luftforurensning.
Kilde: Grunnlag hentet fra SFT (2005). Sammenstilt tabell hentet fra Magnussen et al. (2019).

Komponent verdsatt	Helse		Miljø (forsuring av økosystem og effekter på fisk)		Materialskaider og tilsmussing av bygninger og biler		Verdsetting av utslipp generelt	
	Verdsatt	Metode	Verdsatt	Metode	Verdsatt	Metode	Verdsatt	Metode
PM_{2.5}								
PM_{10-2.5}								
PM₁₀	X	Skadefunksjons- metoden						
BC								
OC								
BaP som indikator for PAH								
NO₂/NO_x	X	Skadefunksjons- metoden	X	Skadefunksjons- metoden			X	Implisitt verdsetting
Ozon								
SO₂			X	Skadefunksjons- metoden	X	Skadefunksjons- metoden	X	Implisitt verdsetting
NH₃			X	Skadefunksjons- metoden			X	Implisitt verdsetting
VOC							X	Implisitt verdsetting
Støy								

7.2. Datagrunnlag for beregningene

7.2.1. Eksponering

I LEVE-prosjektet blir de første trinnene i Skadefunksjonsmetoden (eller Effektkjedemodellen, som de også kaller det) gjennomført som følger (SFT 2005, s.17).

1. Først beskrives utslipp fra forskjellige sektorer og kilder ved hjelp av utslippsfaktorer knyttet til innsatsfaktorer som tonn brennstoff eller kjørte kilometer.
2. Spredning av utslippene modelleres i forhold til stoffenes kjemiske egenskaper, geografisk plassering og meteorologiske forhold.
3. Belastning eller eksponering beregnes, for deretter å kunne vurdere effektene av utslippene der de faller ned. Dette inkluderer beregning av omfanget av mennesker som belastes, spesielt utsatte grupper, arealer eller økosystemer («Stock at risk»).

7.2.2. Skader på miljø ved bruk av skadefunksjonsmetoden

Nitrogenoksider

Marginale skadekostnader av nitrogenoksider ble beregnet for forsuringsvirkninger på fisk. (SFT 96:01; SFT 97:14). Skadekostnader knyttet til forsuringsvirkninger av NO_x avhenger av *hvor* nedfallet kommer fordi noen områder er mer følsomme for forsuring enn andre. Beregnet forsuringsskadekostnad varierte mellom 0,01 og 0,50 kroner per kg utslipp (ikke oppdaterte priser). Marginalkostnaden knyttet til forsuring inkluderte bare virkninger på fisk i Norge; og ikke forsuringsskader på andre organismer i vann, vegetasjon eller virkninger i andre land.

Svoveldioksid

SO₂-utslipp i Norge ble vurdert til å bidra først og fremst til forsuring- og materialskader; ikke helseskader. Beregningene av forsuringsskader på økosystem inkluderte kun virkninger på fisk i Norge, og ingen andre virkninger på økosystemer i Norge eller i andre land.

Ammoniakk (NH₃)

Ammoniakk ble også vurdert til å bidra til forsuringsskader på fisk, og det er kun forsuringsskader på fisk som er inkludert i beregningene. I rapporten konkluderes det med at NH₃ også kan bidra til en gjødslingseffekt av naturlige økosystem. Denne effekten er ikke inkludert.

Datagrunnlag

Data om utslipp, spredning og avsetning av svovel og nitrogen ble hentet fra det europeiske måleprogrammet EMEP og NIVA. Norske data ble samlet inn og bearbeidet av NILU og Meteorologisk institutt. Man benyttet tålegrensen for forsuring av vann for å vurdere utslippenes skadevirkninger.

Man benyttet en fiskeskadefunksjon for å estimere dose-respons-funksjonene for tre skadeklasser: uberørt, redusert og utdødd. Man hadde også estimert dose-responsfunksjonene for sannsynligheten for forsuringsskader på fiskepopulasjonen som funksjon av tålegrenseoverskridelse.

Reduserte fiskebestander og fiskedød er kvantitativt knyttet til overskridelse av tålegrense for forsuring (avsetning av sur nedbør).

Kostnadene ved sur nedbør ble beregnet ved å benytte betinget verdsettingsmetoden. Det ble gjennomført en egen landsomfattende undersøkelse med 1009 respondenter for å utlede befolkningens betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring. Hensikten var å estimere befolkningenes verdi av økt livskvalitet ved reduksjoner i sur nedbør og dermed på fiskebestander (SFT 97:14).

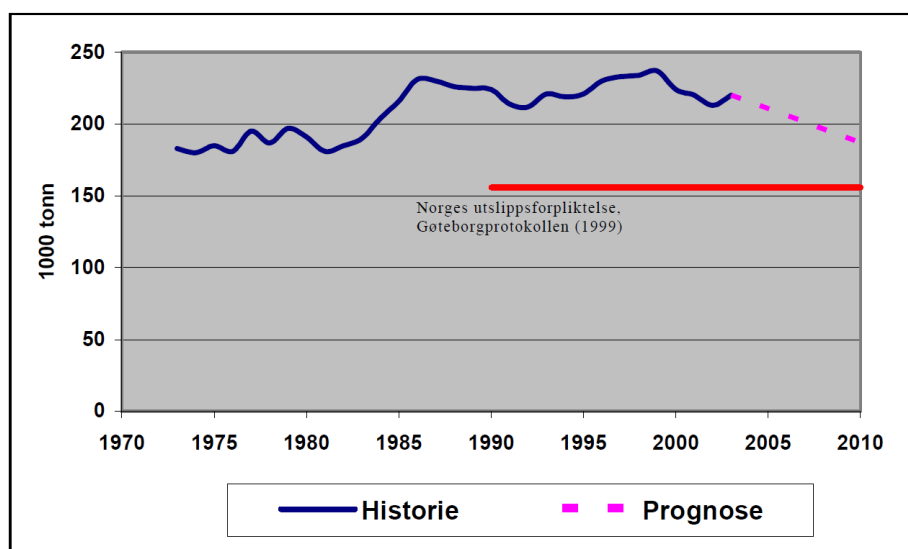
Ved å koble alle disse leddene i skadefunksjonsmetoden ble det estimert en marginalkostnad som kroner per tonn utslipp basert på skadekostnader i form av forsuringsskader på fisk for henholdsvis SO₂, NO_x og NH₃.

7.2.3. Implisitt verdsetting med utgangspunkt i tiltakskostnader

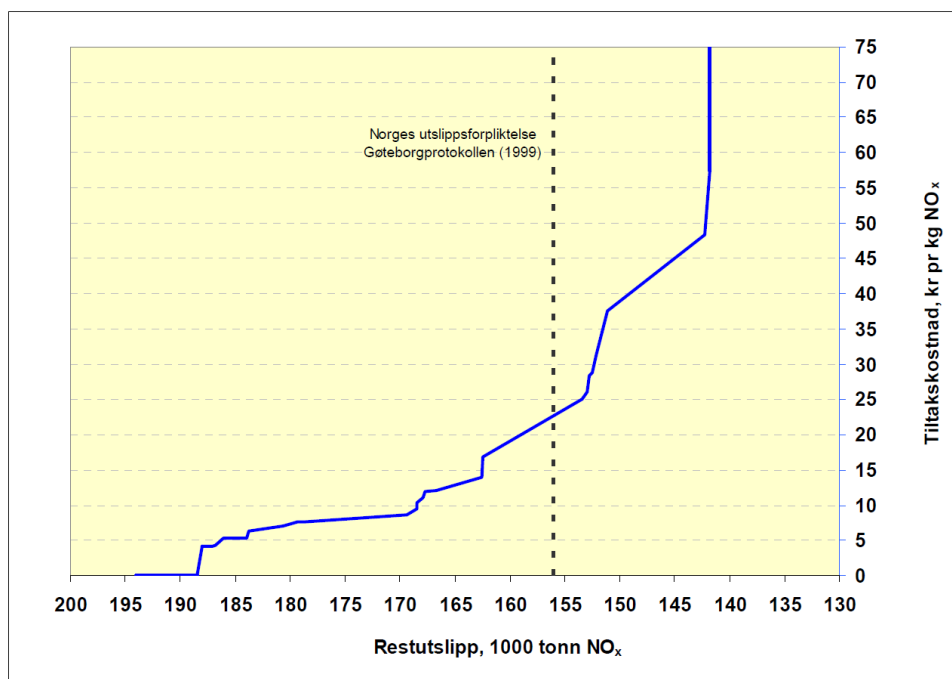
Gøteborg-protokollen krevde at Norge skulle redusere sine NO_x-utslipp ned til 156 000 tonn i 2010. Ved gjennomføring av SFTs prosjekt om marginale miljøkostnader ved luftforurensning innebar det en reduksjon på vel 44 000 tonn i forhold til en referansebane uten nye tiltak. Det var stor usikkerhet knyttet til kostnadene ved å nå målene, og den marginale kostnaden vil variere over tid, og kostnadene vil være avhengige av hvor raskt

tiltakene gjennomføres, om de iverksettes i henhold til kostnadseffektivitet mv. SFT (2005) beregnet en «langsigtig marginalkostnad på ca. 25 +/- 5 kroner per kg NO_x, som de antar er «et uttrykk for kunnskap om en marginal kostnad som gjenspeiler en generell miljøkostnad ved utslipp av NO_x. Figur 7.1 viser hvordan man benyttet framskrivinger av utslipp for NO_x for å finne hvor mye utslippene må redusere med for å nå målene i Gøteborg-protokollen. Figur 7.2. viser hvordan man kom fram til kostnader ved reduksjon av NO_x basert på tiltakskostnader.

Tilsvarende metodikk ble benyttet for å beregne tiltakskostnader for SO₂.

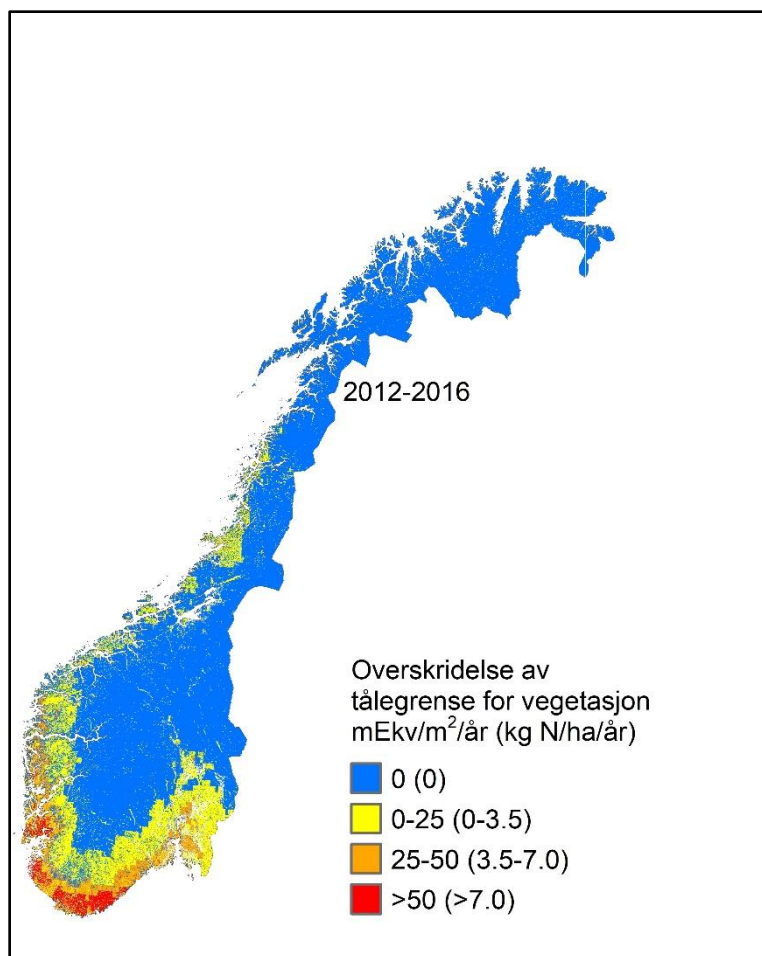


Figur 7.1: Historisk utvikling og framskrivinger av NO_x i Norge: Kilde: SFT (2005)



Figur 7.2: Tiltakskostnader ved reduksjon av NO_x i Norge fram mot 2010 (2004-kroner). Figuren viser tiltakskostnader per kg utslippsreduksjon ved økende utslippsreduksjon. Den stiplede vertikale linjen viser Norges utslippsforpliktelse i henhold til Gøteborgprotokollen. Tiltakskostnaden for det utslippsnivået som møter Gøteborgprotokollen (kr 25 +/- 5 kr/kg) er benyttet som den implisitte verdsettingen av NO_x-utslipp. Kilde: SFT (2005).

8. Vedlegg 3. Overskridelse av tålegrenser

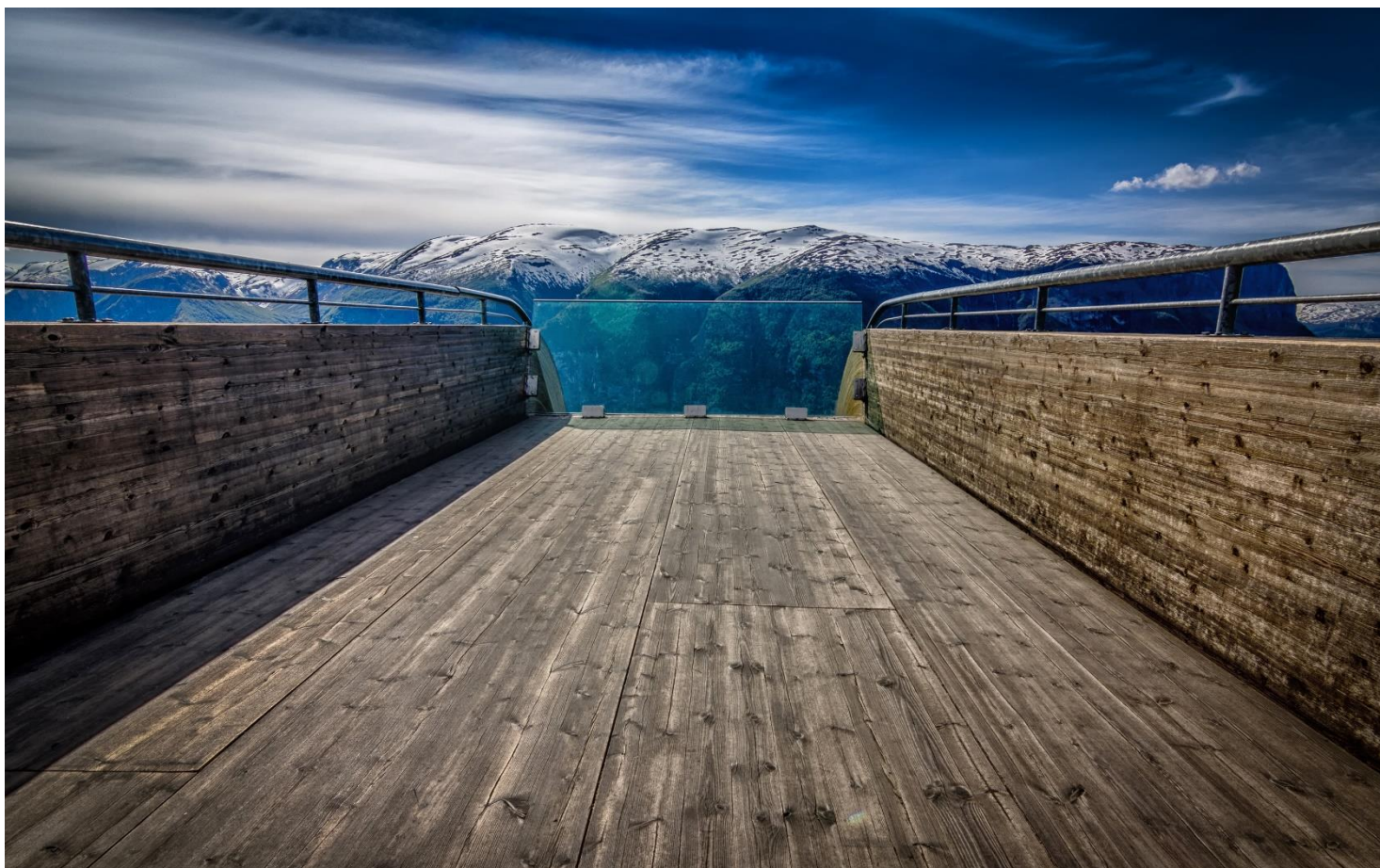


Figur 8.1. Overskridelse av empiriske tålegrenser for nitrogen (eutrofiering) for norske vegetasjonstyper (terrestriske og limniske) for 2012-2016 (nyeste metode).

Kilde: Austnes et al. 2018. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2584043>

Tabell 8.1. Oversikt over arealer for de ulike vegetasjonstypene i Norge, areal hvor tålegrenser er overskredet og prosent overskredet areal for hver vegetasjonstype.

NORUT-Kode	NORUTveg	EUNIS-kode	EUNISveg	Areal (km ²)	Areal overskredet tålegrense (km ²)	% av arealet med overskredet tålegrense
1	Barskog - tett tresjikt	G3	Coniferous woodland	39914	15466	38.7
2	Barskog og blandingsskog - åpent tresjikt	G4.2	Mixed taiga woodland with Betula	20014	8626	43.1
3	Lavrik furuskog	G3.B	Pine taiga woodland	6827	2307	33.8
4	Lågurtskog og edellauvskog	G1	Broadleaved deciduous woodland	13727	1069	7.8
5	Høgstaude- og storbregnelauvskog	G1	Broadleaved deciduous woodland	11582	636	5.5
6	Blåbær- og småbregnebjørkeskog	G1.918	Eurasian boreal Betula woods	19955	6213	31.1
7	Kreklingbjørkeskog	G1.918	Eurasian boreal Betula woods	7532	1517	20.1
8	Lavrik bjørkeskog	G1.918	Eurasian boreal Betula woods	5378	880	16.4
9	Tuemyr og lågvokst fastmattemyr	D1	Raised- and blanket bogs	9264	1206	13.0
10	Høgvokst mattemyr (Høgstarmyr)	D2	Valley mires, poor fens, and transition mires	4355	64	1.5
11	Blautmyr og åpen sumpvegetasjon	D2	Valley mires, poor fens, and transition mires	4792	217	4.5
12	Eksponte rabber, blokkmark, berg i dagen (lavland og fjell)	F2	Arctic, alpine and sub-alpine scrub habitats	16894	1809	10.7
13	Gras- og frytlerabb	E4.3	Alpine and subalpine acid grasslands	6535	1308	20.0
14	Lyngrik rabb	F2	Arctic, alpine and sub-alpine scrub habitats	21595	2755	12.8
15	Lavhei	E4.2	Moss and lichen dominated mountain summits	1957	4	0.2
16	Lyngrik leside	F2	Arctic, alpine and sub-alpine scrub habitats	10659	2763	25.9
17	Lynghei og frisk rishei (lavland og fjell)	F4	Temperate shrub habitats: wet and dry heaths	38768	1776	4.6
18	Urterik eng (lavland og fjell)	E1.9	Open non-Mediterranean dry acid and neutral grassland	5467	418	7.6
19	Gras- og musøresnøleie	E4.11	Boreo-alpine acidocline snow-patch grassland and herb habitats	7905	880	11.1
20	Ekstremsnøleier	E4.11	Boreo-alpine acidocline snow-patch grassland and herb habitats	28246	3737	13.2
21	Bre, snødekt mark	H4	Snow or ice-dominated habitats	7885	685	8.7
22	Vann	C	Inland surface water habitats	18895	9928	52.5



Menon Economics analyserer økonomiske problemstillinger og gir råd til bedrifter, organisasjoner og myndigheter. Vi er et medarbeidereiet konsultentselskap som opererer i grenseflatene mellom økonomi, politikk og marked. Menon kombinerer samfunns- og bedriftsøkonomisk kompetanse innenfor fagfelt som samfunnsøkonomisk lønnsomhet, verdsetting, nærings- og konkurranseøkonomi, strategi, finans og organisasjonsdesign. Vi benytter forskningsbaserte metoder i våre analyser og jobber tett med ledende akademiske miljøer innenfor de fleste fagfelt. Alle offentlige rapporter fra Menon er tilgjengelige på vår hjemmeside www.menon.no.

+47 909 90 102 | post@menon.no | Sørkedalsveien 10 B, 0369 Oslo | menon.no