



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser

Faglig rapport fra DMU, nr. 507

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser

Faglig rapport fra DMU, nr. 507
2004

Mikael Skou Andersen

Lise Marie Frohn

Steen Solvang Jensen

Jytte Seested Nielsen

Peter Borgen Sørensen

Ole Hertel

Jørgen Brandt

Jesper Christensen

Datablad

Titel:	Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser
Forfattere:	Mikael Skou Andersen ¹ , Lise Marie Frohn ² , Steen Solvang Jensen ² , Jytte Seested Nielsen ¹ , Peter Borgen Sørensen ¹ , Ole Hertel ² , Jørgen Brandt ² og Jesper Christensen ² .
Afdelinger:	¹)Afdeling for Systemanalyse, ²)Afdeling for Atmosfærisk Miljø.
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 507
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Oktober 2004
Redaktionen afsluttet:	September 2004
Faglig kommentering:	Ståle Navrud, Institutt for Økonomi og Ressursforvaltning, Norges Landbruks-høgskole og Søren E. Larsen, Afdeling for Vindenergi, Forskningscenter Risø (review afsnit 2 og 3).
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen.
Bedes citeret:	Andersen, M.S., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Nielsen, J.S., Sørensen, P.B., Hertel, O., Brandt, J. & Christensen, J. 2004. Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser. Danmarks Miljøundersøgelser. 85 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 507. http://faglige-rapporter.dmu.dk . Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Denne rapport afrapporterer det fortsatte arbejde med udvikling af miljøøkonomiske beregningspriser. På grundlag af EcoSense 4.0 fra ExternE-projektet, er der foretaget nye beregninger af eksternaliteter ved luftforurening med sundhedseffekter. Samtidig giver rapporten en vurdering af luftspredningsmodulerne i EcoSense og de opgjorte eksponeringsfaktorer. Der vurderes at være rimelig overensstemmelse mellem resultaterne på EcoSense og på mere avancerede DMU-modeller for partikler.
Emneord:	Miljøøkonomi, eksternaliteter, luftforurening, sundhed, lokal og regional luftmodellering, dosis-respons, værdisætning
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
ISBN:	87-7772-829-7
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	85
Internetversion:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR507.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 10

1 Indledning 13

- 1.1 EcoSense - et integreret modelkompleks 13
- 1.2 Rapportens opbygning 14

2 Luftforureningsmodellering i EcoSense 15

- 2.1 Lokalskala modellering i EcoSense 15
 - Industrikilder 15
 - Trafikkilder 18
- 2.2 Regional skalamodellering 19
- 2.3 Atmosfærisk modellering i EcoSense versus state-of-the-art 20
- 1.4 Opsummering 24

3 Vurdering af eksponeringsfaktorer i EcoSense 26

- 3.1 Eksponeringsfaktorer 26
- 3.2 Danske eksponeringsfaktorer 26
 - Metode og data 27
- 3.3 Sammenligning af eksponeringsfaktorer i det danske casestudie med ExternE - BeTa 29
 - BeTa eksponeringsfaktorer 29
 - Forudsætninger for BeTa og det danske case studie 30
 - Sammenligning af det regionale bidrag 32
 - Sammenligning mellem beregnede og målte værdier for regional baggrund 33
 - Sammenligning af det lokale bidrag 34
- 3.4 Sammenfatning 35

4 Dosis-respons-funktioner 36

- 4.1 Definition og brug af dosis-respons-funktioner 36
- 4.2 Oversigt over anvendte dosis-respons-funktioner 37
- 4.3 Videnskabelige referencer for dosis-respons-funktioner 38
 - 4.3.1 Oversigt 38
 - 4.3.2 Vurdering af dosis-respons for partikler 38
- 4.4 Vurdering af øvrige dosis-respons-funktioner 39
 - Hospitalsindlæggelser: Luftvejssygdomme 39
 - Hospitalsindlæggelser: Kredsløbssygdomme 40
 - Hospitalsindlæggelser: Karsygdomme i hjernen 40
 - Kronisk bronchitis hos voksne 40
 - Kronisk bronchitis og kronisk hoste hos børn 40
 - Astmatikere børn: Hoste 41
 - Restricted Activity Day (RAD) og Workloss Day (WLD) 42

5 Værdisætning 43

- 5.1 Akut og kronisk mortalitet 43
 - 5.1.1 Statistisk liv 43
 - 5.1.2 Kronisk mortalitet 46
- 1.2 Morbiditet 48
 - 1.2.1 Forholdet mellem COI og WTP 48
- 1.3 Cost-of-illness analyse 50
 - Hospitalsomkostninger 50
 - Medicinformbrug. 51
 - Produktivitetstab 51
 - Andre omkostninger. 51
- 1.4 Morbiditetseffekter samt metoder og kilder til deres prisfastsættelse 52
 - Kronisk bronkitis 52
 - Astmatikere 53
 - Restricted Activity Day (RAD) 53
 - Lungekræft 54
- 1.5 Vurdering 55

6 Resultater 56

7 Konklusion 58

Appendix 1 State-of-the-art luftforureningsmodellering 60

- Den atmosfæriske transportvej for forurening 60
- Eulerske, Lagrangeske og Gaussiske modeller 61
- Eksempel på en state-of-the-art model til beskrivelse af luftforurening 62

Appendix 2 Beregningspriser for belastning med tungmetaller 66

- Indledning 66
- Virkningsmekanismer og dosis-respons-kurver 66
 - Værdisætning af respons 68
 - Usikkerhedsvurdering 69
 - Undersøgelse for ordensmæssig konsistens 72
- Konklusion 77

Referencer 78

Forord

Denne rapport afrapporterer det fortsatte arbejde med udvikling af miljøøkonomiske beregningspriser.

I DMU Faglig Rapport nr. 459 (Andersen og Strange, 2003) er der givet en generel oversigt for behovet og de metoder som internationalt er anvendt som grundlag for sådanne beregningspriser.

Formålet med dette projekt har været:

1. At opdatere ExternE's delstudie for Danmark fra 1996 med henblik på at beregne nye estimater for eksternaliteterne ved luftemissioner.
2. I sammenhæng hermed vurdere modelværktøjet EcoSense, som er udviklet i regi af ExternE-projekterne.
3. At vurdere anvendte skadesestimater for emissioner til luften af tungmetaller fra et norsk studie.

Projektet er gennemført som et samarbejdsprojekt i Miljøministeriet, og udført af Danmarks Miljøundersøgelser. Der har været nedsat en følgegruppe bestående af:

Jørgen Schou, Miljøstyrelsen, 1. Kontor,
Vibeke Østergaard, Miljøstyrelsen, 1. Kontor,
Karin Klitgård, Miljøstyrelsen, 3. Kontor,
Jørn Jensen, Skov og Naturstyrelsen,
Bo Jellesmark Thorsen, Skov og Landskab, KVL,
Flemming Møller, DMU.

Kalø, Maj 2004

Mikael Skou Andersen.

Sammenfatning

Det overordnede formål med arbejdet med miljøøkonomiske beregningspriser er at udvikle metoder og værktøjer, som gør det muligt at gennemføre beregninger over gevinsterne ved projekter der gennemføres som led i miljøpolitikken.

Til brug for miljøøkonomiske analyser efterspørges vurderinger og skøn over de økonomiske gevinster ved at begrænse forurening. Hvor det drejer sig om gevinsterne ved at begrænse forureningen med emissioner af forskellige skadelige stoffer, kan disse gevinster opgøres som de fortrængte skadesomkostninger ved de undgåede forureningseffekter.

En videnskabeligt funderet metode til dette formål er udviklet i det fælleseuropæiske ExternE-projekt under EU's forskningsprogrammer. ExternE er blevet gennemført med henblik på at beregne eksternaliteter (ikke prissatte forureningseffekter) for luftforurening ved energiproduktion og transport. Til dette formål kobles komplekse modelbaserede miljøkonsekvensopgørelser med værdisætning. Dette sker i modelværktøjet EcoSense.

En hovedpointe bag metoden i EcoSense er, at eksternaliteter ofte er steds-specifikke – forureningseffekterne afhænger af hvor emissionerne sker og hvordan de spredes til omgivelserne. Eksempelvis vil luftemissioner i tæt befolkede byområder i lav højde medføre større skader på folkesundheden, end emissioner ude på landet. Den økonomiske opgørelse af forureningens effekter må derfor baseres på en stedsspecifik modellering.

Der er fire trin i denne stedsspecifikke modellering;

1. En beregning af koncentrationsændringen fra emissionerne som følge af en aktivitetsændring. Denne beregning er baseret på såvel lokal som regional luftmodellering, og opgører både primære og sekundære emissionskoncentrationsændringer (sekundære som følge af kemisk transformation).
2. En beregning af ændret eksponering som følge af pkt. 1, hvor eksponeringsfaktoren beregnes som koncentrationsændringen gange befolkning/bygninger/afgrøder/skove mv., baseret på anvendelse af GIS-data fordelt efter EMEP-gridnettet (dataformatet i det europæiske samarbejdsprogram om overvågning af luftforurening jf. <http://www.emep.int/>).
3. Beregning af ændrede sluteffekter (fx dødelighed, sygdom) baseret på videnskabeligt funderede sammenhænge mellem ændringer i eksponering og ændringer i respons (dosis-respons-sammenhænge).
4. Beregning af økonomiske skadesomkostninger baseret på økonomisk værdisætning af de enkelte sluteffekter.

EU Kommissionens "Benefit Tables" (BETA), som hidtil har dannet grundlag for beregningspriser til miljøøkonomiske analyser i Miljøministeriet, er beregnet efter denne, i ExternE, udviklede metode. Der

henvises til publikationen af Holland et al. (1999) for en gennemgang af forudsætninger og begrundelser vedr. det konkrete metodevalg.

I DMU Faglig Rapport nr. 459 blev det imidlertid konstateret, at de bagvedliggende værdisætninger i BETA er baseret på gennemsnitlige EU-priser, der ikke afspejler danske relative priser. Givet den centrale rolle som beregningspriserne spiller i de miljøøkonomiske analyser, var det ønsket med dette projekt at justere til danske priser, samt i øvrigt at opdatere beregningerne med nyere data og viden.

I de beregninger, som præsenteres i denne rapport, er der således følgende ændringer i forhold til de beregninger, som blev gennemført i ExternE-Danmark rapporten (Schleisner og Nielsen, 1997):

- data for baggrundsemissioner er fra 1998,
- partikler er udtrykt i $PM_{2,5}$ istedet for PM_{10} ,
- der er anvendt en VSL-tilgang til værdisætning af statistisk liv, jf. fremgangsmåden i BETA,
- værdisætning af mortalitet og morbiditet er tilnærmet danske relative priser gennem justering med købekraftsparitetsjusterede BNP-vægte.

Der er imidlertid også sket visse indskrænkninger. I denne analyse er det valgt alene at beregne sundhedseffekter af luftforureningen, da dette i sig selv har vist sig at være en omfattende opgave. Egentlige natur- og miljøeffekter har det ikke tidsmæssigt været muligt at gennemregne, ligesom bygningsskader ved luftforurening heller ikke er medtaget. Dette skyldes at de i EcoSense anvendte beregningspriser for disse sluteffekter ikke er præferencetilnærmede.

Nedenfor er vist resultater af beregningerne på EcoSense for fire lokaliteter. Beregningerne viser eksternaliteterne fra et moderne kulfyret kraftværk med de angivne placeringer. De to første lokaliteter befinder sig på placeringer med moderat befolkningstæthed, og resultaterne angiver baggrunds-værdier for eksternaliteterne. De to næste lokaliteter repræsenterer placeringer i byzoner med hhv. 100.000 og 500.000 indbyggere.

Usikkerheden på resultaterne knytter sig både til det videnskæssige grundlag og den valgte værdisætningsmetode for statistisk liv. Intentionen er at give et "bedste skøn" baseret på de bedste tilgængelige data, modeller og viden om årsags-sammenhænge. Men da vidensgrundlaget hele tiden ændrer sig, samtidig med at model- og datagrundlaget forbedres, må tallene også forventes at undergå justeringer i takt hermed.

Således er resultaterne her højere end i BeTa. Den vigtigste forklaring herpå er, at der i BeTa var foretaget en nedjustering af den sundhedsmæssige dosis-respons-funktion for kronisk mortalitet. Denne nedjustering var begrundet i en vis tvivl om resultaterne i de store kohorteundersøgelser vedr. partiklers sundhedsmæssige effekter, men efter offentliggørelsen af Pope et al. (2002) er der ikke længere grundlag for at rejse tvivl om de fundne sammenhænge, jf. EU's NewExt-projekt, som rapporteres om kort tid.

Luftspredningsmodulet i EcoSense er af ældre dato, hvorfor projektet har sammenholdt beregninger med en nyere model (DEOM) med beregninger med EcoSense, som dokumenteret i bilag til BETA. Direkte sammenligning af fysiske resultatoutput har ikke været muligt, da EcoSense's brugerflade kun genererer økonomiske output.

For nogle vigtige emissioner synes EcoSense at kunne beregne eksponeringsændringen inden for en tilfredsstillende margin. For nitrat er der dog konstateret en ikke ubetydelig forskel mellem de koncentrationsændringer der kan beregnes på DEOM, og de som beregnes på EcoSense. Sammenligningen vanskeliggøres imidlertid af, at der er forskel på scenarierne i den danske model og i EcoSense. Rapporten må derfor nøjes med at konstatere, at der synes at være en forøget usikkerhed på det bedste skøn for NO_x-skadesomkostningen set i forhold til de øvrige emissioner.

Som omtalt i rapporten er der anvendt en VSL-metode ved værdisætning af statistisk liv. Der har tidligere været anvendt en anden metode i ExternE-projektet, leveårstilgangen, men denne tilgang synes ikke godt funderet i empirien og teorien om prissætning af statistisk liv. Tilgangen i nærværende rapport er den samme som anvendes i BETA.

Det vurderes at de beregnede skadesomkostninger kan anvendes som vejledende beregningspriser for kilder uden for tæt bymæssig bebyggelse.

Da skadesomkostningerne er stedsspecifikke vil det for punktkilder, som er tæt på eller inden for byområder med over 100.000 indbyggere være hensigtsmæssigt nødvendigt at gennemføre konkrete beregninger baseret på anlægsdata for emissioner, og med beskrivelsen af miljøkonsekvenserne gennemregnet ved hjælp af EcoSense. Konkrete beregninger vil også være hensigtsmæssige for kilder uden for byzone, idet der kan tages højde for anlægsspecifikke data, herunder skorstenshøjde mv. I mangel af konkrete beregninger kan nedenstående tal imidlertid anvendes som et tilnærmet udtryk.

Tabel 1. Velfærdsøkonomiske skadesomkostninger for luftemissioner. Moderne kulfyret kraftværk med placering på Sjælland. 2002-priser.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,08	18	138
NO _x og nitrat	2,11	11	86
SO ₂ og sulfat	0,04	7	53

Tabel 2. Velfærdsøkonomiske skadesomkostninger for luftemissioner. Moderne kulfyret kraftværk med placering i Vest-Jylland. 2002-priser.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,06	15	109
NO _x og nitrat	1,94	11	79
SO ₂ og sulfat	0,04	7	51

Tabel 3. By med 100.000 indbyggere. Tillæg for velfærdsøkonomiske skadesomkostninger ved luftemissioner. 2002-priser.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,20	45	339
SO ₂ og sulfat	0,11	19	142

Tabel 4 By med 500.000 indbyggere. Tillæg for velfærdsøkonomiske skadesomkostninger ved luftemissioner. 2002-priser.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	1,21	271	2029
SO ₂ og sulfat	0,74	123	920

Summary

The basic aim of research focusing on the accounting of external effects is to provide estimates for the possible benefits of environmental policy projects.

There exists a demand within the field of environmental economic analysis for evaluations and estimates of the economic benefits arising from pollution reductions. Where benefits arising out of reduced emissions of harmful substances are concerned, these can be estimated according to the avoided damage costs associated with negative pollution impacts.

A scientifically based method designed for this purpose has been developed in the pan-European ExternE project via the EU research programmes. The ExternE project has been implemented with the aim of estimating monetary values for externalities (i.e. pollution impacts not considered in the market price) attached to air pollution accruing from energy production and transport. For this purpose, complex model-based environmental impact estimations have been coupled with corresponding monetary valuations via the modelling tool, Ecosense.

A problem arising in relation to Ecosense methodology has been that externalities are often of a local nature - pollution impact depending on the particular locality of the emission and dispersal characteristics in the surrounding environment. For instance, low-level airborne emissions in densely populated urban areas cause a greater impact on human health than emissions in rural areas. The economic estimation of the impacts of pollution, therefore, is necessarily based on a location-specific modelling system.

Four steps are included in this location-specific model:

1. An estimation of a change in pollution concentration arising from a change in activity, based on local and regional atmospheric modelling activities, with focus on both primary and secondary pollution concentration changes (where 'secondary' relates to the products of chemical transformation).
2. An estimation of changes in exposure resulting from point 1, above, where the exposure factor is estimated as change in concentration multiplied by factors based on GIS data distributed according to the EMEP grid.
3. An estimation of changes in impact endpoints (eg. mortality, illness) based on scientifically based relationships between changes in exposure and in response (dose-response relationships).
4. An estimation of the economic costs of the harmful effects based on economic valuation of the individual end-points.

The EU Commission's 'Benefit Tables' (BETA) which, to date, have formed the basis for estimation of costs in environmental economic analyses in the Danish Ministry for the Environment, derive from the method developed in ExternE. For a review of assumptions and justi-

fications underlying the methodological considerations in BETA, the reader of this report is referred to the publication by Holland et al. (1999).

In NERI technical report no. 459 it was, however, noted that the underlying price calculations in BETA are based on average EU prices which are not reflective of Danish prices. Given the central role that externality adders play in environmental economic analyses, it was the aim of this project to take Danish prices into account and, to update the calculations with the most recent data.

In this report the following updates have been included, as compared to those of (Schleisner and Nielsen, 1997):

- background emission data is for 1998,
- particles are expressed in $PM_{2.5}$ instead of PM_{10} ,
- a VSL approach is employed to calculate the value of a statistical life in contrast with the methodology employed in BETA,
- valuation of mortality and morbidity takes Danish relative prices into account through adjustments in purchasing-power-parities.

Omissions have also been made. In the analyses, calculations of the health effects of air pollution, a sizeable task in itself, have been made. Time considerations, however, have prevented calculations with regard to environmental impacts and, similarly, damage to buildings arising from air pollution has not been addressed. This is because valuations of impacts from these effects in Ecosense are not preference-based.

The results of Ecosense calculations for four localities are presented below. The calculations estimate externalities from a modern coal-fired power station in given localities. The two first are located in areas with moderate population density, and the results indicate background values with regard to externalities. The two following localities are representative of urban areas with 100,000 and 500,000 inhabitants, respectively.

Uncertainty surrounding the results is connected both to the underpinning science and the chosen valuation method for a statistical life. The intention is to provide the 'best estimate' based on best available data, models and knowledge on causal factors. However, as the scientific underpinning is continually changing at the same time as the model and data, the estimations are also to be expected to undergo associated changes.

The air dispersion model in Ecosense is relatively old, therefore the project in hand has compared estimations from a newer model (DE-OM) with those from Ecosense, as documented in the annex to BETA. Direct comparison of the physical result output has not been possible as Ecosense's user interface only generates economic output.

For some important emissions it is considered that Ecosense is able to estimate exposure changes within an acceptable margin. For nitrates there is, however, a significant difference between the concentration

changes that can be estimated with DEOM and those estimated with Ecosense. This is not a straight-forward comparison, as the scenarios differ in the Danish and in Ecosense. The report, therefore, necessarily limits itself to noting that there appears to be an increase in uncertainty surrounding the best estimate for NO_x damage costs seen in relation to the remaining emissions.

As mentioned above a VSL method is used as a basis for valuation of a statistical life. Previously a different method was employed in the ExternE project, a value of life-year approach. However, the latter approach is not considered to be well-grounded in the literature and theory relating to valuation of a statistical life. The approach employed in the current report is the same as that used in BETA.

It is considered that the calculated damage costs can be employed as guide price estimates for sources outside densely populated urban areas.

As damage costs are location-specific it can be useful, in the case of point sources close to or within urban areas over 100,000 inhabitants, to undertake specific calculations based on plant data for emissions and with description of the environmental impact in Ecosense. Individual calculations can also be useful for sources outside urban areas, in that plant-specific data can be taken into account, for instance, chimney height, etc. In the absence of specific calculations, the below figures can be used to approximate the external effects.

Table 6.2. Welfare economics damage costs for air emissions. Modern coal-fired power plant located in Zealand. 2002-prices.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,08	18	138
NO _x and nitrate	2,11	11	86
SO ₂ og sulphate	0,04	7	53

Table 6.3. Welfare economics damage costs for air emissions. Modern coal-fired power plant located in West Jutland. 2002-prices.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,06	15	109
NO _x og nitrate	1,94	11	79
SO ₂ og sulphate	0,04	7	51

Table 6.4. Town with 100.000 inhabitants. Supplement for welfare economic damage costs for air emissions. 2002-prices.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,20	45	339
SO ₂ and sulphate	0,11	19	142

Table 6.5. Town with 500.000 inhabitants. Supplement for welfare economic damage costs for air emissions. 2002-prices.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	1,21	271	2029
SO ₂ and sulphate	0,74	123	920

1 Indledning

1.1 EcoSense - et integreret modelkompleks

EcoSense er et modelkompleks, som sammenkobler en række forskellige data. Modellen kan beregne eksternaliteter for enkelte energiproduktionsanlæg og er som sådan stedsspecifik, idet eksternaliteterne vil afhænge af omgivelsernes beskaffenhed og spredningen af emissionerne i disse.

Første led i EcoSense er to luftspredningsmodeller for henholdsvis lokal og regional spredning af luftforurening. Spredningen modelleres på et arealnet, og anvender data fra EMEP-griddet (http://www.emep.int/index_data.html). Ved hjælp af dette kan bidrag til koncentrationer for de forskellige stoffer beregnes i hver af cellerne i griddet.

Disse koncentrationer er i modellens forstand eksponeringsfaktorer, som mennesker og miljø udsættes for. I andet led af modellen tilføres informationer om arealanvendelsen i de enkelte celler i griddet. Herunder er særligt befolkningskoncentrationen væsentlig.

Tredje led består af et sæt dosis-respons-funktioner for effekterne af luftforurening. Disse funktioner udtrykker den eksisterende viden om effekterne af luftforurening, eksempelvis partiklers sundhedseffekter på mennesker. Funktionerne er baseret på en gennemgang af den videnskabelige litteratur, især den miljømedicinske. Effekterne udtrykker slut-punkter (end-points) og følges gennem *impact pathways*. Dosis-respons-funktionerne udtrykker det *bedste skøn* for vidensgrundlaget. Ved udvælgelsen og vurderingen af det bedste skøn lægges der vægt på den videnskabelige dokumentation og på de enkelte undersøgelsers pålidelighed og gyldighed. Ved hjælp af dosis-respons-funktionerne beregnes de fysiske konsekvenser af de tidligere beregnede forureningskoncentrationer.

Fjerde led består i den økonomiske værdisætning af de fysiske konsekvenser. Til dette formål anvendes de gængse miljøøkonomiske værdisætningsmetoder; enten willingness-to-pay studier eller opgørelse af alternativomkostninger, som opregnes til et såkaldt præferencetilnærmet niveau. Problemstillingen i det fjerde led består i at foretage en værdisætning for de relevante slutpunkter fra det forrige led; for hver af de kvantificerede *impact pathways* må der kunne ske en værdisætning, således at de samlede eksternaliteter kan opgøres.

Analysen afsluttes med en aggregeringsfase, hvor modellens output aggregeres til et samlet skøn over energianlæggets eksternaliteter. I aggregeringsfasen kan eksternaliteternes fordeling på de enkelte typer af emissioner endvidere opgøres, og et gennemsnit for disses belastning per ton beregnes.

EcoSense er et PC-baseret værktøj. Gennemførelse af beregningerne kræver indlæsning af meteorologiske data, især ved lokalskalamo-

dellering af forureningskoncentrationerne. Ved projektets begyndelse blev beregningerne baseret på EcoSense 2.1, men i løbet af projektperioden er version 4.0 af modellen blevet frigivet. En vigtig forbedring i den nye version er, at der er indlæst baggrunds-EMEP data for 1998, hvor 2.1 versionen var baseret på emissionsdata fra 1990.

1.2 Rapportens opbygning

Denne rapport er opbygget så den følger sekvenserne i EcoSense.

Afsnit 2 gennemgår de anvendte luftspredningsmodeller for lokal-skala modellering og regionalskala modellering af eksponeringsfunktioner.

Afsnit 3 fokuserer mere direkte på de beregnede eksponeringsværdier fra henholdsvis EcoSense og de Eulerske modeller som er udviklet og anvendes i Danmark og sammenholder disse med henblik på at vurdere usikkerheden på EcoSense's tilgang.

Afsnit 4 gennemgår dosis-respons-funktionerne i EcoSense og anfører vidensgrundlaget i den miljømedicinske litteratur. Særligt med hensyn til kronisk mortalitet beskrives vidensgrundlaget, mens gennemgangen af morbiditetseffekter er mere summarisk.

Afsnit 5 præsenterer tilgangen til værdisætning af mortalitet og morbiditet. Spørgsmålet om prissætning af statistisk liv er centralt for samfundsøkonomiske analyser på dette felt, og forskellen på akut og kronisk mortalitet beskrives. Opgørelse af morbiditetsomkostninger er vanskelig, da der må opregnes fra cost-of-illness eller foretages benefit transfer fra udenlandske studier.

Afsnit 6 præsenterer resultaterne af beregningerne.

Afsnit 7 sammenfatter rapportens resultater og fremhæver centrale resultater.

Rapporten er herudover forsynet med to bilag:

Annex 1 er en fremstilling af nogle grundlæggende sammenhænge og modeltyper inden for luftmodellering.

Annex 2 analyserer og problematiserer beregningspriser udviklet for tungmetaller og kemikalier i en norsk miljøøkonomisk analyse.

2 Luftforureningsmodellering i EcoSense

I dette kapitel gives en beskrivelse af den lokale og regionale modellering af luftforurening, der er inkluderet i EcoSense 4.0. Resulterende koncentrationer fra EcoSense sammenlignes med regionale koncentrationsniveauer beregnet med state-of-the-art modellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model, Christensen, 1997; Frohn, 2004).

Modellering af spredning af forurenende stoffer i EcoSense 4.0 er opdelt i to områder; regional og lokal spredningsmodellering. Den regionale spredningsberegning er baseret på meteorologi- og emissionsdata på Europæisk skala, så de resulterende koncentrationer udover spredningen af emissionen fra det kraftværk der undersøges, også afspejler de regionale emissioner. Beregning af den regionale spredning er baseret på meteorologiske data, der allerede er implementeret i EcoSense, og det er muligt at udføre disse beregninger uden at tilføre ekstra meteorologiske data.

Lokale spredningsberegninger kan udføres for et kraftværk ved at indlæse timeværdier af en række meteorologiske parametre for det pågældende sted (så tæt på kraftværket som muligt) og år. I disse lokale beregninger er det kun emissionerne fra kraftværket der indgår.

EcoSense version 4.0 beskæftiger sig med 13 forskellige forurenende komponenter, heriblandt de "klassiske" komponenter SO_2 , NO_x , partikler og CO samt nogle af de vigtigste tungmetaller og hydrocarboner. Effekter som følge af radioaktive nuklider er ikke inkluderet.

2.1 Lokalskalamodellering i EcoSense

I det følgende beskrives kort luftkvalitetsmodeller og data i EcoSense for henholdsvis punktkilder (kraftværker) og liniekilder (trafik).

Industrikilder

I EcoSense anvendes "Industrial Source Complex Short Term model", version 2. Modelnavnet forkortes ISC-modellen. Den er udviklet i den amerikanske miljøstyrelse (US EPA) i 1992 (Brode and Wang, 1992). Modellen anvendes på lokalskala, dvs. indenfor en EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) gridcelle af 50 km x 50 km. Modellen er en Gaussisk røgfanemodell, og den beregner timeværdier af koncentrationen af SO_2 , NO_x og partikulært materiale for et år i centret af gitterceller med 10 km x 10 km opløsning med kraftværket i centrum. Effekten af kemisk omdannelse og deposition er ikke medtaget i modellen. Det meteorologiske input til modellen består af timeværdier af blandingshøjde, vindhastighed, vindprofil-eksponent, vindretning i den effektive røgfanehøjde, lufttemperatur og vertikal

ISC

temperaturgradient. Disse data skal tilvejebringes af brugeren af EcoSense, og indlæses før lokalskalaberegninger kan foretages.

I Danmark anvendes den Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodel (OML) til beregning af luftforurening fra punktkilder, og modellen anvendes i forbindelse med miljøgodkendelse efter retningslinierne i Luftvejledningen. Der er ikke nogen principiel forskel på ISC og OML modellen i spredningsbeskrivelsen og anvendelse af meteorologisk data. Af samme grund er der ikke gennemført en detaljeret sammenligning af resultaterne fra ISC med konkrete OML-beregninger på tilsvarende emissionsdata og meteorologisk data.

Spredning

Modelområdet på 50 km x 50 km er relativt stort for denne type af modeller, idet man antager at vindretning og vindhastighed er den samme i hele modelområdet for den givne time man betragter, hvilket ofte ikke vil være tilfældet. Hvis et kraftværk fx placeres midt i modelområdet, vil der være omkring 25 km til modelområdets yderområder. En gennemsnitlig vindhastighed er i Danmark omkring 5 m/s eller 18 km/timen. Modellen beregner koncentrationen i udbredelsesretningen for en given time, under antagelse af de meteorologiske forhold for den pågældende time, men i virkeligheden tager det vinden 1-2 timer at sprede luftforureningen fra kraftværket til modelområdets yderområde. Lokalskalamodeller fungerer derfor bedst på kortere afstande typiske op til fx 10-20 km.

Kemisk omdannelse

ISC-modellen i EcoSense-modellen kan ikke beregne NO_2 , idet den ikke tager hensyn til de fotokemiske reaktioner mellem NO , NO_2 og ozon. Disse reaktioner foregår relativt hurtigt. OML-modellen har inden for de seneste år fået et fotokemisk modul, således at NO_2 kan beregnes.

I lokalskala-modeller tager man normalt ikke hensyn til kemisk omdannelse af NO_x til nitrat, da dette er en forholdsvis langsom proces, mens den er meget vigtig på den regionale skala. Da modelområdet på lokalskala er forholdsvis stort, er det dog ikke helt uden betydning, idet NO_x omdannes til nitrat med ca. 5% i timen. Ved en vindhastighed på 5 m/s vil ca. 15% af NO_x omdannes til nitrat, svarende til man overestimerer NO_x i modelområdets yderområder.

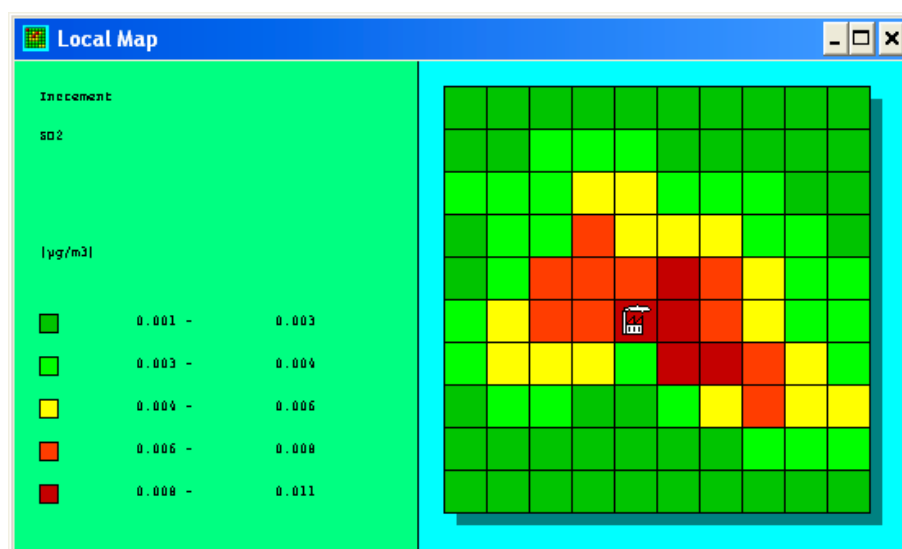
Befolkningsdata

Befolkningsdata i EcoSense er baseret på befolkningsdata opdelt på administrative enheder baseret på EUROSTAT's såkaldte NUTS kategorier. Der er tre NUTS niveauer (0, 1, 2). NUTS 0 svarer til lande, NUTS 1 til regioner (fx amter i Danmark) og NUTS 2 til lokalområder (fx kommuner i Danmark). Da den administrative inddeling er forskellig i Europa, vil de forskellige NUTS niveauer ikke nødvendigvis svare til hinanden i de forskellige lande.

EcoSense-modellen beregner befolkningstætheden i de regionale gitterceller baseret på EMEP (50 km x 50 km) samt i de lokale gitterceller (10 km x 10 km) ud fra den geografiske placering af de administrative enheder. De tilgængelige befolkningsdata er selvfølgelig meget afgørende for befolkningstætheden i de enkelte gitterceller. Hvis man eksempelvis kun har befolkningsdata på landeniveau (NUTS 0), vil man få den samme befolkningstæthed i de regionale gitterceller i landet og i det lokalområde, som man betragter.

Danmark vælges på NUTS 0 niveau, NUTS 1 er ikke brugt. På NUTS 2 niveau er befolkningsdata for Danmark inddelt i nogle store regioner, som er en mellemting mellem lands- og amtsniveau: Hovedstadsregionen (underopdelt på København og Frederiksberg kommuner samt Frederiksborg, Roskilde og Københavns amt), Øst for Storebælt ekskl. hovedstadsregionen (underopdelt på amter) samt Vest for Storebælt (underopdelt på amter). Den mindste underinddeling er derfor amter, idet København og Frederiksberg har amtsstatus. I dette tilfælde er København og Frederiksberg dog slået sammen til en enhed. Inden for en region har hvert amt en selvstændig kode, derfor er det rimeligt at antage, at dette er den mindste geografiske enhed i eksponeringsberegningerne. Umiddelbart ville det have været mere logisk at definere de tre regioner på NUTS 1 niveau og de enkelte amter på NUTS 2 niveau, hvilket er den fremgangsmåde, som er benyttet for Tyskland (forbundsstaterne på NUTS 1 niveau).

Det fremgår ikke hvilket årstal befolkningsdata er fra, men det samlede befolkningstal er 5.188.600, hvilket svarer til et befolkningstal fra 1993-94 ifølge Danmarks Statistik.



Figur 2.1. Et eksempel på koncentrationsfordeling af SO₂ på det lokale niveau med en underopdeling i 10 km x10 km gitterceller, dvs. et modelområde på 100x100 km². Et kraftværk er placeret i midten af modelområdet. Eksemplet viser data fra et tysk kraftværk og tyske befolkningsdata, men med dansk meteorologi beregnet med EcoSense-modellen 4.0.

Et kraftværk placeres automatisk i den midterste celle i det lokale modelområde i EcoSense-modellen, se figur 2.1. Eksponeringsresultaterne vil afhænge af den geografiske fordeling af koncentrationerne og befolkningen. Det har derfor væsentlig betydning for eksponeringsresultaterne, hvilken geografisk opløsning befolkningsdata foreligger på. Hvis man eksempelvis kun har befolkningsdata på landeniveau (NUTS 0), vil man få den samme befolkningstæthed i hele det lokale modelområde, og dermed et eksponeringsresultat, som er anderledes end, hvis man har befolkningsdata på en højere geografisk opløsning (NUTS 1 og 2).

Hvis befolkningstætheden varierer meget geografisk inden for det lokale modelområde vil det have stor betydning for eksponeringen. Ved beregninger for konkrete kraftværker er det derfor væsentligt at inddrage den konkrete placering i forhold til EMEP gitternettet samt befolkningstætheden i det lokale modelområde.

Trafikkilder

Under ExterneE er der også gennemført beregning af eksterne omkostninger for trafikkilder. Håndtering af trafikkilder er ikke inkluderet i EcoSense-værktøjet version 4.0, og DMU har derfor ikke haft mulighed for vurdere implementeringen heraf.

I Friedrich og Bickel (2001) er der givet en kort beskrivelse af fremgangsmåden.

ROADPOL

Eksponeringsberegninger vedrørende trafikkilder er baseret på ROADPOL-modellen, som er en liniekildemodel baseret på Gaussisk spredning. Der beregnes års- eller sæsonmiddelværdier af koncentration, samt befolkningseksponering i en afstand i op til 20 km fra emissionskilden.

ROADPOL er bedst med en GIS-håndtering af data. Inputdata omfatter et geografisk vejnet, geografisk fordeling af befolkning og emissionsdata.

Meteorologiske data omfatter frekvensfordeling af vindhastighed, vindretning, meteorologiske stabilitetsklasser for atmosfæren og blandingshøjde. På denne måde udregnes få udvalgte repræsentative meteorologiske situationer, som efterfølgende ekstrapoleres, baseret på frekvensfordelingen, for at kunne bestemme fx en årsmiddelværdi.

Der dannes et receptorgitternet omkring vejene til beregning af koncentration og eksponering. Gitternettet er tilpasset vejnettet og har gitterceller af varierende størrelse, med mindre gittercellestørrelse tæt på vejnettet, hvor der er den største koncentrationsgradient. Ved hjælp af bufferzoner dannes på denne måde gitterceller af varierende størrelse fra 125 m til 2000 m. Koncentration og befolkningstæthed beregnes på dette gitternet som grundlag for beregning af eksponering. De vertikale spredningskoefficienter kan beregnes afhængig af overfladeruhed (fx land/by) og trafikskabt turbulens. For en nærmere beskrivelse heraf henvises til baggrundslitteratur. Det er vanskeligt at vurdere, hvordan dette er gjort uden at konsultere baggrundslitteraturen, hvilket der ikke har været mulighed for inden for den givne tidsramme.

Vurdering af ROADPOL

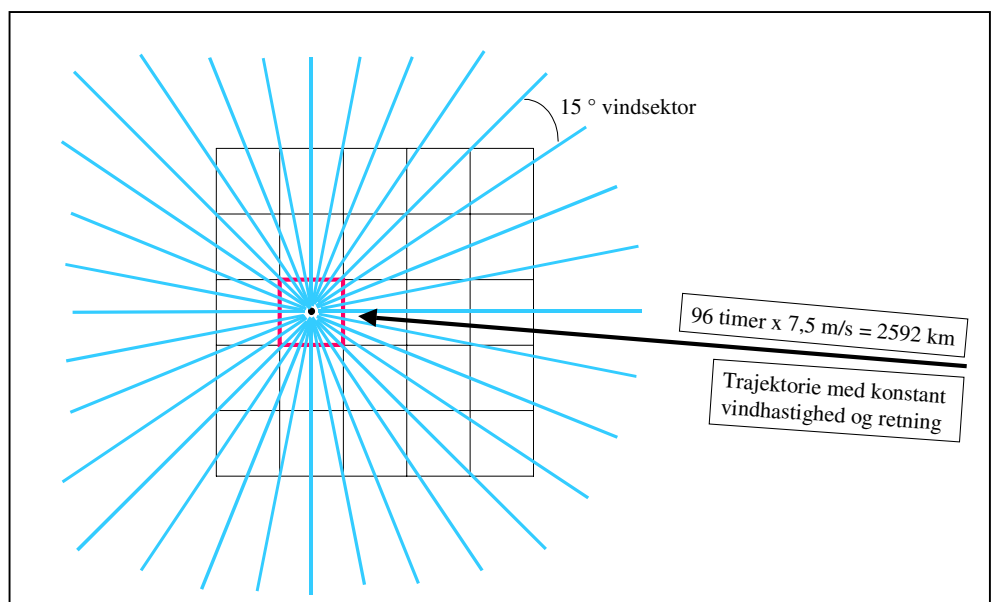
Ud fra den korte beskrivelse af ROADPOL, som er givet i Friedrich og Bickel (2001), vurderes metoden umiddelbart til at være holdbar i forhold til problemstillingen. Det er især godt at der tages hensyn til den faktiske geografiske placering af emissionskilde og befolkning, ligesom der i størrelsen af gittercellerne tages hensyn til, hvor tæt man er på kilden.

Håndteringen af meteorologien som frekvensfordelinger og stabilitetsklasser er en forsimplet metode, som givet er begrundet i at spare computertid.

Metoden tager heller ikke fuldt ud hensyn til de meget forskellige spredningsbetingelser, som er til stede ved en motorvej i det åbne land og en bygade omkranset har høj tæt randbebyggelse ("street canyon" effekt). I forbindelse med bestemmelse af de vertikale spredningskoefficienter er der tilsyneladende gjort et forsøg på at differentiere mellem by og land.

2.2 Regional skalamodellering

Der anvendes en receptororienteret model kaldet "the Windrose Trajectory Model" (WTM) som er baseret på en vindrose-metode fra "the Harwell Trajectory Model" (Derwent et al., 1988). Den beskrivelse af kemien i atmosfæren der anvendes i "the Harwell Trajectory Model" er overført til WTM i anvendelsen i EcoSense (figur 2.3. viser i oversigt den transformation af primære emissioner til sekundære forbindelser som reelt sker). WTM blev udviklet for kvælstofkomponenter i 1986 (Derwent and Nodop, 1986) og udvidet til også at inkludere svovlkomponenter i 1988 (Derwent et al., 1988). Luftpakkerne i modellen repræsenterer blandingslaget med en konstant højde på 800 meter og bevæger sig med en repræsentativ vindhastighed på 7,5 meter per sekund. For hvert receptorpunkt beregnes den resulterende koncentration ud fra 24 trajektorier, som vægtes med vindfrekvensfordelingen i hver 15° vindsektor; det vil sige på baggrund af statistik for den lokale meteorologi. Trajektorierne antages at ligge langs rette linier og startes 96 timer fra receptorpunktet, hvilket giver en afstand på 2592 km fra start til slut, se figur 2.2.

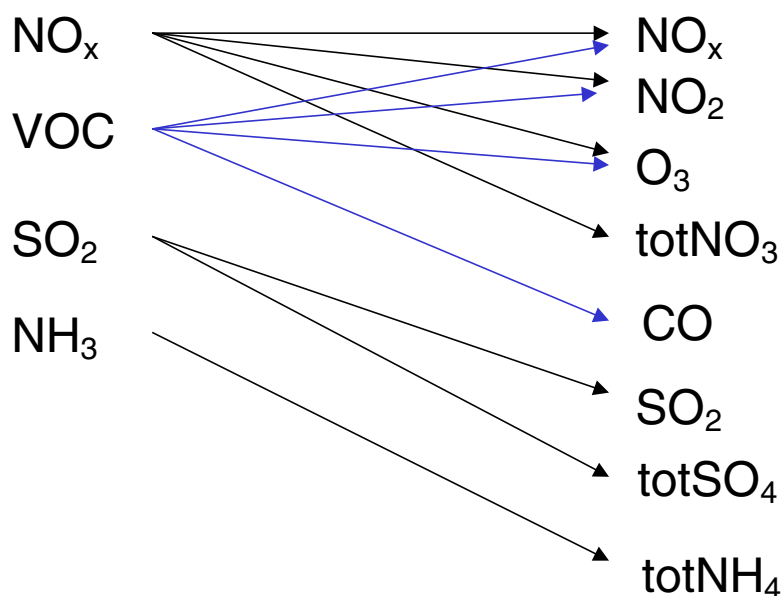


Figur 2.2. Eksempel på en trajektorie som den beregnes i WTM (sort linie). Tilsvarende trajektorier beregnes for de resterende vindsektorer (sektorindelingen angivet på figuren med blå) og den resulterende koncentration i receptorpunktet beregnes som en middelværdi vægtet med vindfrekvensen for hver sektor. Proceduren gentages for alle gitterceller i modelområdet.

I EcoSense er WTM implementeret ved hjælp af:

- et sæt parametre og kemiske ligninger i EcoSense-databasen der definerer modellen
- en modelfortolker
- et sæt meteorologiske inputdata (midlede vindroser i hver gittercelle og nedbørsfelter) som er placeret i “reference environment” databasen
- emissionsopgørelser for NO_x , SO_2 og NH_3 , som også er placeret i “reference environment” databasen
- yderligere emissioner fra det kraftværk der af brugeren er lagt ind i “reference technology” databasen.

Meteorologiske data er fra 1998 og stammer fra et 3-D datasæt fra EMEP MSC-W (Meteorological Synthesizing Centre West). Data for en overfladereferencehøjde er udvalgt og givet som 6-timers værdier af nedbør og vind med en horisontal opløsning på 50 km x 50 km. Disse data midles for at opnå receptorspecifikke værdier for den gennemsnitlige årlige frekvensfordeling af vinden per sektor (vindrosen), og den totale årlige nedbør i hvert receptorpunkt. Disse beregninger udføres automatisk i EcoSense når den regionale spredningsberegning aktiveres. Emissionsdata for NO_x , SO_2 og NH_3 for Europa stammer fra EMEPs 1998 emissionsopgørelse. Receptorpunkterne i EMEP gitteret fordeler sig over hele Europa med en opløsning på 50 km x 50 km. Et eksempel fra EcoSense med årsmiddelkoncentrationer af SO_2 over Europa er vist i figur 2.5, øverst.

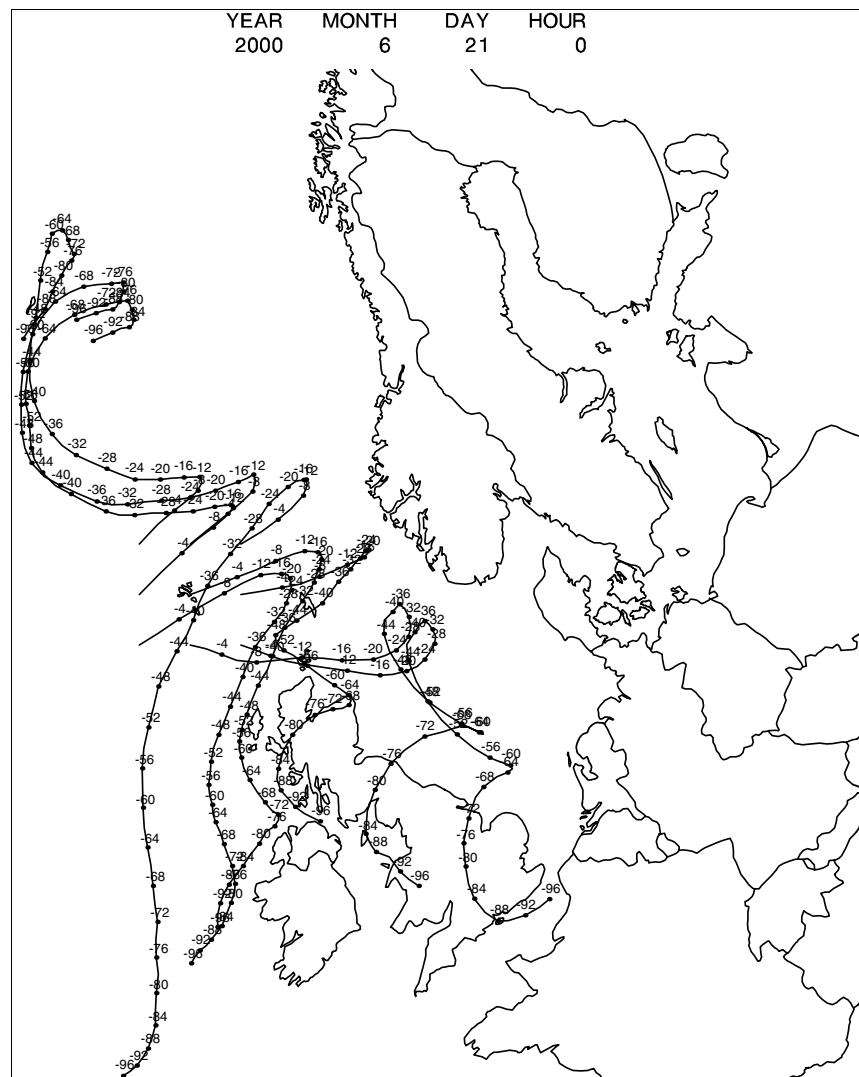


Figur 2.3. Oversigt over primære emissioner (venstre kolonne) og sekundære forbindelser (højre kolonne).

2.3 Atmosfærisk modellering i EcoSense versus state-of-the-art

Den regionale modellering af atmosfærisk transport i EcoSense med WTM er stærkt forsimplet. Ved at lade middelvinden i receptor-

punktet være bestemmende for transporten i mere end 2500 km's afstand langs en ret linie, begås en fejl, som vurderes at være meget stor. Spørgsmålet er, hvad konsekvenserne er for de beregnede års-middelkoncentrationer. De trajektorier der anvendes i WTM er rette linier, hvorimod trajektorier baseret på aktuel meteorologi ikke har megen lighed med rette linier, som det kan ses eksemplet i figur 2.4, der viser 9 beregnede trajektorier, alle med receptorpunkter omkring Færøerne. Afstanden mellem receptorpunkterne er 150 km. Som det fremgår af figur 2.4. er der også meget stor forskel på trajektorierne, hvis receptorpunkterne forskydes lidt i forhold til hinanden. Det samme gør sig gældende i den vertikale retning (ses ikke på figuren), hvor vinden, på grund af naturlovene, drejer med højden, således at vinden kan blæse én retning ved overfladen, men den blæser i stik modsatte retning et stykke oppe i atmosfæren.



Figur 2.4. Trajektorier beregnet på basis af meteorologi fra en vejrprognose-model. Et antal tætliggende punkter (afstand 150 km) er valgt for at studere følsomheden i beregninger for Færøerne. (Ambelas Skjøth, 2002).

Umiddelbart er der tre problemer i den måde luftforureningsmodelleringen i EcoSense finder sted på:

1. De valgte meteorologiske data udnyttes ikke fuldt ud

2. Det er valgt at anvende en metode hvor meteorologidata midles inden transportberegningerne foretages.
3. Beskrivelsen af kemisk omdannelse er meget simpel. Den meget vigtige komponent O_3 er fx ikke medtaget i den direkte modellering af luftkoncentrationer. I stedet er medtaget resultater fra scenarieberegninger med en Eulersk model, der anvendes i EMEP sammenhæng. Disse resultater er repræsenteret ved en model kaldet the Source-Receptor Ozone Model (SROM), som er baseret på statistiske relationer mellem kilder og receptorer, uddraget fra beregningerne med EMEP-modellen.

Med hensyn til punkt 1, så anvendes kun overfladeværdier fra de meteorologiske data som EMEP har leveret for 1998, hvilket ikke kan betragtes som tilstrækkeligt input til en langtransportmodel. Imidlertid introducerer metoden til beregning af trajektorier så stor usikkerhed i de endelige koncentrationer, at valget af meteorologiske data reelt set bliver uden betydning.

Med hensyn til punkt 2, så er det et godt princip at vente med at tage middelværdien til det endelige resultat foreligger. Det er forståeligt, at der ikke i externalitetsberegninger kan opereres med regionale koncentrationer der ændrer sig drastisk fra år til år, som følge af ændringer i meteorologi. Men det er vigtigt at vælge det rigtige tidspunkt at beregne gennemsnittet på. I EcoSense er det valgt at basere det regionale bidrag på gennemsnittet af ét års meteorologi, og årsagen til dette er sandsynligvis et ønske om at begrænse beregningstiden. For at opnå mere troværdige resultater, bør der udføres beregninger for en årrække (fx 10 år), hvorefter der kan udregnes en gennemsnitlig årsmiddelkoncentration.

Med hensyn til punkt 3, så har udeladelsen af dynamiske beregninger af ozonkoncentrationen stor indflydelse på koncentrationen af de komponenter hvis koncentration er stærkt afhængig af ozon, eksempelvis NO og NO_2 . Koncentrationen af disse to stoffer kan være såvel over- som underestimeret, som følge af at O_3 -koncentrationen er baseret på statistik fra en anden model, i stedet for at blive beregnet samtidig med koncentrationerne af de stoffer som også er involveret i fotokemien.

Det er lidt vanskeligt at sammenligne de regionalt beregnede koncentrationer i EcoSense med andre koncentrationsfordelinger af flere årsager. For det første er der ikke i de plot der ligger i EcoSense medtaget landkort. Resultatet er at det kan være svært at bestemme præcist hvor en given høj koncentration er lokaliseret. For det andet er den enhed som de beregnede koncentrationer opgives i, i EcoSense, ikke hensigtsmæssig i forhold til sammenligning med resultater fra andre modeller.

Normalt angives koncentrationer af en kemisk forbindelse i mikrogram stof per kubikmeter, hvor stoffet enten kan være vægten af hele molekylet eller vægten af den vigtigste kemiske komponent. Eksempelvis kan NO_2 -koncentrationen opgives som $\mu N/m^3$ eller som $\mu NO_2/m^3$. Tilsvarende kan NO-koncentrationen opgives som $\mu N/m^3$ eller som $\mu NO/m^3$. Fordelen ved at anvende enheden $\mu N/m^3$ er at det så også er muligt at opgive koncentrationen af fx NO_x på en me-

ningsfyldt måde (det går nemlig ikke at lægge tal med enhederne $\mu\text{NO}/\text{m}^3$ og $\mu\text{NO}_2/\text{m}^3$ sammen). Det samme gør sig gældende for SO_2 ($\mu\text{S}/\text{m}^3$ eller $\mu\text{SO}_2/\text{m}^3$), nitrat ($\mu\text{N}/\text{m}^3$ eller $\mu\text{NO}_3/\text{m}^3$), sulfat ($\mu\text{S}/\text{m}^3$ eller $\mu\text{SO}_4/\text{m}^3$) og ammonium ($\mu\text{N}/\text{m}^3$ eller $\mu\text{NH}_4/\text{m}^3$). Umiddelbart er det ligegyldigt om den ene eller den anden enhed anvendes, så længe der kun er tale om en enkelt kemisk komponent. Men når koncentrationen af summen af flere forskellige komponenter skal opgives, skal det gøres således at enheden angiver en fællesnævner mellem forbindelserne. For eksempel som $\mu\text{N}/\text{m}^3$ for NO_x , eller $\mu\text{NO}_3/\text{m}^3$ som fællesnævner for forbindelser der alle indeholder nitrat osv.

Koncentrationerne i EcoSense 4.0 er angivet i μ/m^3 , hvilket har vist sig for SO_2 at svare til $\mu\text{SO}_2/\text{m}^3$, mens det for nitrat, sulfat og NO_x svarer til den totale sum af vægten af de forskellige komponenter (det vil sige for NO_x summen af NO og NO_2 , for NO_3 summen af NH_4NO_3 og andre nitratforbindelser der er medtaget i den regionale transportmodel i EcoSense osv.). Resultatet er at det umiddelbart kun er SO_2 koncentrationerne fra EcoSense der kan sammenlignes med andre regionale beregninger, da de øvrige komponenter er opgivet i en enhed, der ikke tillader sammenligning.

Her har vi valgt at sammenligne de regionale EcoSense SO_2 -koncentrationer med de tilsvarende beregnet med DEHM, som også bruger EMEP-gitteret. Sammenligningen er hovedsageligt kvalitativ. Det vil sige, vi forsøger at vurdere hvorvidt resultaterne i EcoSense ligner resultaterne fra DEHM; er niveauet det samme, og har den rumlige fordeling af koncentrationerne ligheder?

Resultater for SO_2 er præsenteret i figur 2.5. Øverste plot er et screendump af den beregnede regionale koncentrationsfordeling med EcoSense (det er ikke muligt at eksportere resultaterne fra programmet på anden vis) og nederste plot viser den tilsvarende årsmiddelkoncentration beregnet med DEHM.

Områderne med høje SO_2 -koncentrationer har større udstrækning i EcoSense, sammenlignet med resultaterne fra DEHM, hvilket antyder at EcoSense har en tendens til at overestimere koncentrationen. Beliggenheden af det store område med høje koncentrationer over Østeuropa i EcoSense, er ikke helt sammenfaldende med de områder i DEHM, hvor der er beregnet peak-koncentrationer ($15\text{-}150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Den geografiske fordeling af koncentrationerne er væsentlig mere detaljeret i DEHM-beregningerne, og en del af de store områder med meget høje koncentrationer (angivet i EcoSense) svarer til områder, der er beregnet væsentligt lavere koncentrationer for i resultaterne fra DEHM.

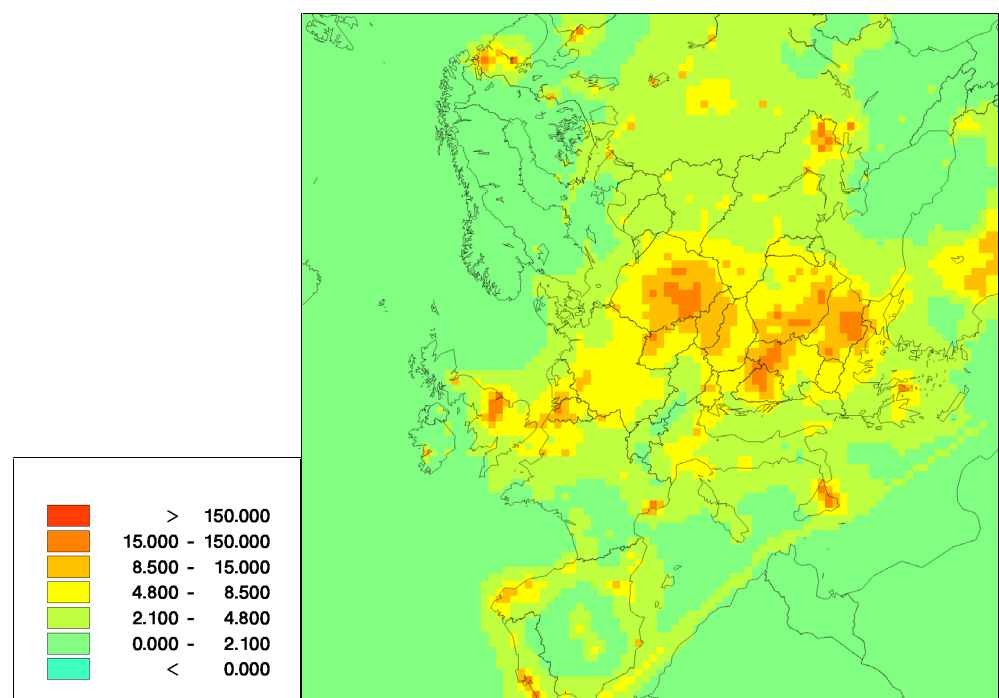
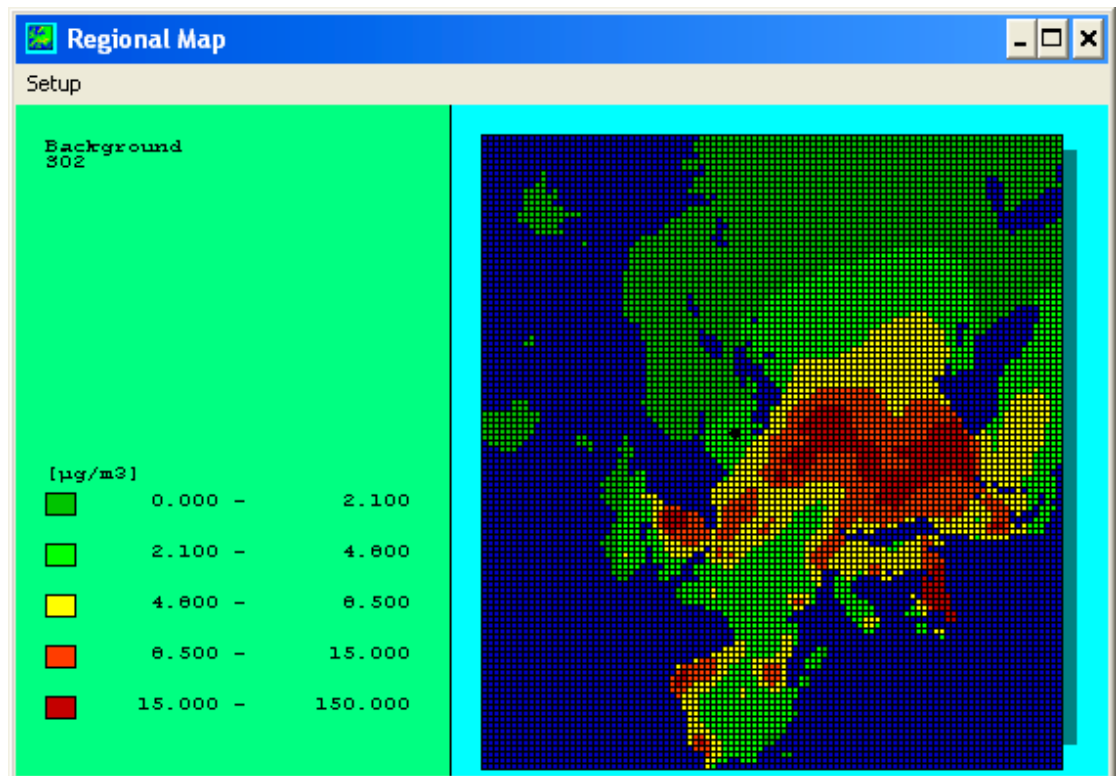
De i EcoSense beregnede koncentrationer af sulfat og nitrat udviser den samme lave variabilitet med hensyn til den rumlige fordeling, hvorfor det forventes at tilsvarende konklusioner kan drages for disse stoffer, omend den enhed der er brugt i EcoSense ikke har gjort det muligt at foretage en direkte sammenligning.

2.4 Opsummering

De regionale spredningsberegninger i EcoSense udføres med en meget forsimplet model. Resultatet er en koncentrationsfordeling af vigtige kemiske komponenter, der afviger fra de regionale koncentrationer der beregnes med en state-of-the-art luftforureningsmodel, i dette eksempel DEHM. Flere steder ses en overestimering af luftkoncentrationen i EcoSense, til gengæld er der også store områder i EcoSense-resultaterne hvor koncentrationen er lav, hvilket ikke harmonerer med de resultater der opnås med DEHM. Den manglende variabilitet i EcoSense skyldes 3 ting:

- 1) en meget simpel beskrivelse af atmosfærisk transport – metoden der benyttes er 20-30 år forældet
- 2) ingen dynamiske fotokemiske omdannelser – fotokemien er baseret på statistik fra modelkørsler med en anden model
- 3) anvendelse af samme meteorologi og emissionsdatasæt (1998) for alle årene

Hvor stor sensitiviteten af externaliteterne er for den beregnede luftkoncentration bør undersøges, for eksempel ved brug af en anden modelsammensætning.



Figur 2.5. Øverst vises årsmiddelkoncentrationen af SO₂ beregnet med EcoSense, nederst den tilsvarende årsmiddelkoncentration beregnet med DEHM. Enheden på begge koncentrationsplot er µg/m³. Emissionsdata er i begge tilfælde fra 1998. Signaturerne på de to figurer har samme inddeling.

3 Vurdering af eksponeringsfaktorer i EcoSense

I dette kapitel giver vi en kort beskrivelse og vurdering af de luftkvalitetsmodeller og data, som ligger til grund for beregning af eksponeringsfaktorerne i ExternE med EcoSense-modellen. Beskrivelsen er baseret på EcoSense-modellen version 4.0. Herefter beskriver vi de danske luftkvalitetsmodeller og data, som er benyttet i et dansk case-studie for estimering af eksponeringsfaktorer. Sluttelig sammenlignes eksponeringsfaktorer i ExternE (BeTa) med det danske casestudie (Jensen et al. 2004).

Beskrivelsen er baseret på EU-kommissionens metoderapport (EU 1998a) samt bilag (EU 1998b), Bickel og Friedrich (2001), brugermanualen til EcoSense 4.0 (IER 2004) samt brugerfladen i selve EcoSense-programmet.

3.1 Eksponeringsfaktorer

Eksponeringsfaktorer beregnes på følgende måde i EcoSense. Ændringen i eksponeringen i et receptorområde beregnes som følge af en emissionsændring i et emissionsområde. Receptorområdet er i EcoSense omdelt i et regional receptornet, dvs. Europa (50 km x 50 km gitternet) svarende til EMEP-gridnettet og et lokalt receptornet (een 50 km x 50 km gittercelle), som er underopdelt i 10 km x 10 km celler. Eksponeringen beregnes som befolkningen gange koncentrationsændringen. Eksponeringsfaktoren er en indikator for ændringen i eksponeringen som følge af en ændring i emissionen.

Eksponeringsfaktorer i tilknytning til kraftværker beregnes eksempelvis på følgende måde. Kraftværket placeres midt i en 50 km x 50 km gittercelle. Med en lokal luftkvalitetsmodel beregnes koncentrationen, som kraftværket giver anledning til inden for dette område opdelt i 10 km x 10 km celler, og eksponeringen beregnes ved at summere koncentration gange befolkning over alle cellerne. Det tilsvarende gøres for det regionale bidrag med anvendelse af en regional luftkvalitetsmodel. Koncentrationerne beregnes som årsmiddelkoncentrationer. Eksponeringen divideres med emissionen, således at man får en indikator, som siger noget om den eksponering, som en emission giver anledning til. Enheden er person * $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per ton / år.

3.2 Danske eksponeringsfaktorer

I forbindelse med et projekt for Trafikministeriet, udført af COWI i samarbejde med DMU og med støtte fra resultater fra et forskningsprojekt under TRIP, finansieret af Det Strategiske Miljøforskningsprogram, er eksponeringsfaktorer beregnet for danske trafikforhold. Metode og data vil kort blive beskrevet i det efterfølgende, for detaljer henvises til Jensen et al. (2004).

Emissionsområde

Metode og data

Der er gennemført et casestudie for HT-området (Roskilde, Frederiksborg og Københavns amter samt København og Frederiksberg kommuner).

Der er gennemført beregninger med udgangspunkt i emissionsscenarioer for forskellige bystørrelser og landområder baseret på Transportvaneundersøgelsens urbaniseringsklasser (TU-klasser).

Trafikemissionen er bestemt på et 1 km x 1 km gitternet inden for HT-området baseret på trafikmodeldata fra København-Ringsted-modellen, som er udlagt på de enkelte vejstrækninger på TOP10DK's vejnet. Emissionsfaktorer er bestemt med OSPM-modellen. Trafikdata repræsenterer 1997.

Befolkningsdata er ligeledes bestemt på et 1 km x 1 km gitternet baseret på CPR-oplysninger om antal mennesker på adresseniveau.

Receptorområder

Receptorområderne er opdelt i et lokalt receptorområde repræsenteret ved HT-området underopdelt i TU-klasser og en regional receptor repræsenteret ved hele Europa.

Koncentrationsberegninger i HT-området er gennemført for et 2 km x 2 km gitternet med UBM-modellen, som er en Gaussisk baseret arealkildemodel til beregning af timebaserede bybaggrunds niveauer, baseret på en simpel beskrivelse af spredning og fortynding i atmosfæren (blandingshøjde, vindretning, vindhastighed, global stråling mv.)

Den europæiske receptor (undtaget HT-området) er beskrevet på et 50 km x 50 km gitternet med DEOM-modellen (en operationel tidligere udgave af DEHM-modellen beskrevet andet steds) baseret på emissionsdata fra EMEP fra 1998 og meteorologisk data fra THOR (ETA) fra 1999 (jf. http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljøetilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_Thor/Beskriv_thor.asp). Befolkningsdata er baseret på samme gitternet fra EUROSTAT (NUTS 0 – landeniveau). Der er kun taget hensyn til eksponering i et influenceområde, som er defineret ved det område, som giver signifikante koncentrationsændringer, og ikke kun numerisk støj. Dette område dækker Danmark, store dele af Norge og Sverige, det nordlige af Tyskland og Polen samt de Baltiske lande.

Beregning af eksponeringsfaktor

Eksponeringsfaktoren er beregnet på følgende måde:

Eksponeringsfaktoren $\exp_{ie}$ er givet ved:

$$\begin{aligned}\exp_{ie} &= \frac{\sum_{i'} \Delta \exp_{i'}}{\Delta \text{emis}_{ie}} = \frac{\sum_{i'} \sum_i \Delta \text{conc}_i \cdot \text{pop}_i^{i'}}{\Delta \text{emis}_{ie}} \\ &= \frac{\sum_{i \in \text{Europe/HT}} \Delta \text{conc}_i \cdot \text{pop}_i^{i'}}{\Delta \text{emis}_{ie}} + \frac{\sum_{i \in \text{HT}} \Delta \text{conc}_i \cdot \text{pop}_i^{i'}}{\Delta \text{emis}_{ie}} \\ &= (1) + (2)\end{aligned}$$

hvor

l^e er lokalitet af emissionen for, $l^e = 1, 2, \dots, 7$ TU urbaniseringskategorier

l^r er lokalitet af receptorområderne, $l^r = \text{HT, Europe (ekskl. HT)}$

$\Delta \exp_{l^r}$ er ændring i befolkningseksponering i lokalitet l^r

Δemis_{l^e} er ændring af emission i lokalitet l^e

Δconc_i er ændring af koncentration ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) for befolkning i gittercelle i ,
 $i = 1, 2, \dots, ?$

$\text{pop}_i^{l^r}$ er antal mennesker i gittercelle i i lokalitet l^r

Regionale og lokale eksponeringsfaktorer for by og land

I nedenstående tabel er de regionale og lokale eksponeringsfaktorer givet for by og land. For byforhold repræsenterer eksponeringsfaktoren et scenarie med 25% emissionsreduktion i København. For landlige forhold er det et scenarie med 25% reduktion i emissionen på landet i HT-området.

For byforhold med København som case ses det, at den lokale eksponeringsfaktor er omkring 10 gange så høj som den regionale, hvilket viser at de lokale effekter er væsentligt større end de regionale. For landlige forhold i HT-området er de lokale effekter omkring dobbelt

Tabel 3.1 Regionale og lokale eksponeringsfaktorer i by og på landet (Person $\mu\text{g} / \text{m}^3$ / ton emission). Baseret på 25% reduktion af alle primære emissioner samtidig.

Eksponeringsfaktor	By		Land	
	Lokal	Regional	Lokal	Regional
PM ₁₀ /PM ₁₀	3155	n.a.	328	n.a.
Nitrate/NO _x	n.a.	13.1	n.a.	13.1
NO _x /NO _x	3143	137	336	137
NO ₂ /NO _x	1442	123	194	123
Sulfat/SO ₂	n.a.	36	n.a.	36
SO ₂ /SO ₂	n.a.	52	n.a.	52
O ₃ /NO _x	-1336	-95	-185	-95
O ₃ /NMVOC	n.a.	-237	n.a.	-237
Benzen/Benzen	3165	n.a.	339	n.a.
Benzen/NMVOC	63	n.a.	7	n.a.
CO/CO ¹	3163	137 ¹	339	137 ¹
CO/NMVOC	n.a.	1310	n.a.	1310

Note 1: Det er groft antaget at den regionale eksponeringsfaktor for CO er som NO_x, da de er ens på lokalt niveau. I den nuværende version af DEOM er CO-emission repræsenteret som en faktor af NMVOC-emission, og det er ikke muligt at relatere modelleret CO-koncentration og CO-emission direkte. Ændringen i O₃/NMVOC skyldes alene at NO_x samtidig reduceres i det beregnede scenarie. Eksponeringsfaktoren Nitrat/NO_x er fx ændringen i nitratkoncentrationen gange befolkningstallet i hver gittercelle divideret med emissionsændring i NO_x i tons.

så høje som de regionale. De negative værdier for ozon skal ses i lyset af, at ozon er en sekundær forurening, der opstår som følge af kemisk transformation ud fra emissioner af NO_x og NMVOC. Dannelse af ozon er et storskala fænomen, og reduktion af ozon niveauerne generelt kræver derfor reduktion af NO_x og NMVOC på europæiske skala. Den ozon vi har i Danmark er langtransporteret og primært dannet i central og sydeuropa, da der er lille nettoproduktion af ozon i Danmark. Det betyder også, at isolerede reduktioner af NO_x i Danmark vil føre til højere ozon niveauer, derfor er eksponeringsfaktorerne også negative for O_3/NO_x i tabel 3.1. Når fx NO_x (summen af NO og NO_2) reduceres vil der være mindre NO til rådighed, som kan gå i forbindelse med den tilstedeværende ozon og danne NO_2 . Resultatet er, at ozonniveauerne bliver højere, når NO_x reduceres. Grunden til at også O_3/NMVOC er negativ skyldes alene effekten af at NO_x også reduceres i dette scenarie. Den isolerede effekt af kun af reducere NMVOC vil have lille indflydelse på ozonniveauerne i Danmark.

3.3 Sammenligning af eksponeringsfaktorer i det danske casestudie med ExternE - BeTa

I forbindelse med ExternE er der beregnet eksponeringsfaktorer for medlemslandene i EU. Disse er opsummeret i BeTa: "Benefits Table database: Estimates of marginal external costs of air pollution in Europe" af Holland & Watkiss (2002), se nedenstående tabel. Beregninger for byforhold er baseret på en caseby med 100.000 indbyggere, hvor resultaterne herfra er forsøgt opskaleret til større byer. I bycasen indgår ikke bidraget for hele landet. Beregningerne er gennemført med EcoSense version 2.0.

BeTa eksponeringsfaktorer

Det regionale bidrag fra DEOM er derfor sammenlignet med BeTaland for Danmark, og by-lokalt fra UBM-modellen er sammenlignet med BeTa-by (500.000 indbyggere, hvilket passer bedst på København).

Tabel 3.2. BeTa eksponeringsfaktorer for emissionsscenario i 1998 (Person $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{ton}$ emission) for landområde sammenlignet med dansk case studie

Eksponeringsfaktor	EU-15	Danmark	Case studie
SO_2/SO_2	266	171	52
Sulfat/ SO_2	70	45	36
Nitrat/ NO_x	157	125	13
O_3/NMVOC	278	935	33
$\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{2.5}$	312	123	n.a.

Tabel 3.3. BeTa eksponeringsfaktorer for emissionsscenario i 1998 (Person $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{ton}$ emission) for byområder sammenlignet med dansk case studie

Eksponeringsfaktor	By (indbyggere)			Case studie
	100.000	500.000	1.000.0000	København
SO ₂ /SO ₂	762	3810	5715	3143-3165
Sulfat/SO ₂	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Nitrat/NO _x	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
O ₃ /NMVOC	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PM _{2.5} /PM _{2.5}	745	3725	5587	3143-3165

Forudsætninger for BeTa og det danske case studie

Emissionsårene for det danske casestudie og BeTa er stort set ens. Emissionsscenerierne er imidlertid ikke ens. BeTa regner på en situation, hvor emissionerne reduceres svarende til EU-direktivet om nationalt emissionslofter og Gøteborg Protokolen. Vi antager, at BeTa-eksponeringsfaktorerne for de enkelte lande er beregnet med denne emissionsreduktion for hele landet (og ikke kun for et delområde som HT-området, som det er gjort i det danske case studie). Emissionsområderne er derfor ikke helt sammenfaldende i BeTa for Danmark og i det danske casestudie for HT-området.

EU-15-gennemsnittet er ikke blot en gennemsnit af eksponeringsfaktorer for alle landene men vægtet i forhold til emissionen i de pågældende lande.

BeTa er for det regionale bidrag baseret på en gridstørrelsen i EcoSense 2.0, som var på 100x100 km², hvorimod DEOM er baseret på 50x50 km². Pga. DEOMs højere geografiske opløsning kan der forventes en lidt højere eksponeringsfaktor. Dette skyldes, at variationen af koncentrationerne vil blive højere inden for fire celler i forhold til een EcoSense-celle, og da koncentrationen og befolkningstætheden vil være korreleret, da emissionen typisk er højere, hvor der er mange mennesker, vil det give lidt højere eksponeringsfaktorer.

For det regionale bidrag er BeTa baseret på emissioner fra kraftværker, mens DEOM-beregningerne er baseret på emission fra trafik. Dette har dog ingen betydning for de regionale beregninger, idet afkasthøjde og punktkilder kontra arealkilder ingen betydning har pga. de lange transportafstande.

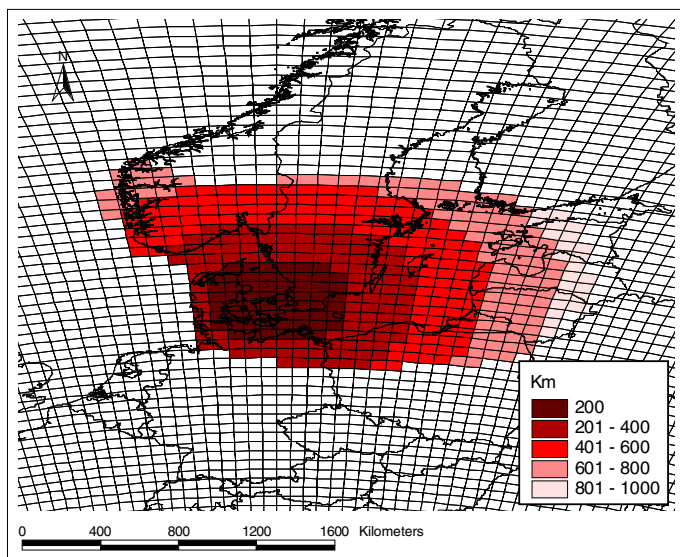
Ens emissionsår og forskellige scenarier

Gridstørrelse

Kildetype

Influensområde

I DEOM-beregningerne er der defineret et influensområde, hvor der er signifikante ændringer i koncentrationen som følge af en emissionsændring. For at vurdere om dette influensområde er tilstrækkeligt stort, er det beregnet, hvor stor en del af eksponeringsfaktoren for nitrat der er dækket af området. Disse beregninger viste, at ca. 90% af eksponeringsfaktoren er inden for de første 600 km fra HT-området og 98% inden for 1000 km. Nitrat er valgt, fordi det er et stof, som



Figur 3.1 Influensområde for de regionale luftkvalitetsberegninger med DEOM-modellen. Forskellige afstande fra Hovedstadsområdet er endvidere illustreret.

dannes relativt langsomt i atmosfæren. I EcoSense er influensområdet typisk omkring 1000 km fra emissionkilden, hvilket typisk dækker omkring 95% af omkostningerne. Der er derfor ikke væsentlige forskelle i influensområde for beregningerne.

Enheder

I EcoSense modelleres nitrat (NO_3^-) som summen af alle stoffer, hvor nitrat indgår, dvs. ammoniumnitrat (NH_4NO_3) og natriumnitrat (NaNO_3). Det foregår på tilsvarende måde med sulfat (SO_4^{2-}) for ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) og natriumsulfat (Na_2SO_4). Ammonium og natrium er de dominerende stoffer, der forbindes med nitrat og sulfat. Dette betyder, at EcoSense overvurderer nitrat og sulfat i forhold til DEOM-modellen. Det er muligt at give et skøn over denne overvurdering ud fra molmassen på de enkelte molekyler, som indgår i forbindelserne. ($\text{NH}_4^+ = 18$, $\text{Na} = 23$, $\text{NO}_3^- = 62$, $\text{SO}_4^{2-} = 104$). I forhold til EcoSense undervurderer DEOM nitrat og sulfat med omkring $1/4$ - $1/3$ for de enkelte forbindelser, idet nitrat og sulfat-ionerne udgør omkring $2/3$ - $3/4$ af den samlede masse.

For NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) beregner EcoSense-massen, som massen af NO og massen af NO_2 hver for sig. Dette er ikke normal fremgangsmåde, da man ikke efterfølgende kan sammenligne med andre koncentrationer, forbi forholdet mellem NO og NO_2 er forskelligt fra sted til sted og i tid. Normalt angives NO_x i ppb (parts per billion), alternativt i NO_2 enheder (alt NO_x regnes som NO_2). I DEOM regnes alt i ppb og NO_x er efterfølgende omregnet til NO_2 enheder. I den regionale bag-

grund vil næsten alt NO være oxideret af ozon til NO₂, så der burde være lille forskel mellem de to beregningsmåder.

Sammenligning af det regionale bidrag

Sammenlignes det regionale bidrag (emissioner på landet) ses følgende:

SO₂/SO₂ For SO₂/SO₂ får BeTa en eksponeringsfaktor på 171, mens det danske casestudie får 52, dvs. en faktor 3 lavere.

Sulfat/SO₂ For sulfat/SO₂ får BeTa 45, mens det danske casestudie får 36, dvs. stort set ens resultater, når man tager i betragtning at DEOM undervurderer sulfat med omkring 1/4 - 1/3.

Nitrat/NO_x For nitrat/NO_x får BeTa 125, mens det danske casestudie får 13 eller en faktor 10 lavere. Selvom der tages hensyn til, at DEOM undervurderer nitrat med omkring 1/4 - 1/3 i forhold til EcoSense måde at angive nitrat på, er der stadigvæk en faktor 7 til forskel.

En detailanalyse for HT-området viser, at DEOM undervurderer nitrat med omkring en faktor 2-3 for målestationer i dette område (tabel 3.4) Det absolutte niveau bør dog ikke være så kritisk i beregning af eksponeringsfaktorer, da det vigtigste er at modellen er istand til at reproducere den rigtige koncentrationsændring som følge af en emissionsændring. EcoSense og DEOM giver væsentlige forskellige resultater på dette område for nitrat.

O₃/NMVOC For O₃/NMVOC får BeTa 935, mens det danske casestudie kun får 33 eller en faktor omkring 30 lavere. Det danske casestudie får 33 for et scenarie, hvor kun NMVOC reduceres. Det er svært at forstå, at BeTa får den højeste eksponeringsfaktor for Danmark, idet EU-15 gennemsnittet er 278, og eksponeringsfaktoren for Sverige er 89 og 64 for Finland. Det forekommer at være en trykfejl, hvor det rigtige tal kunne være 93 eller 95 istedet for 935.

I tilfælde af at der gennemføres ens emissionsreduktioner, dvs. 25% samtidigt for NO_x og NMVOC, fås en negativ eksponeringsfaktor, fordi O₃-niveauerne stiger, men det er her NO_x-emissionen, som næsten alene er ansvarlig for at O₃ stiger. Pga. af den ikke-lineære sammenhæng mellem NO_x-emissioner og O₃, har EU Kommissionen valgt at sætte omkostningerne til nul for de lande, hvor reducerede NO_x-emissioner fører til højere O₃-niveauer (som i Danmark), hvor eksponeringsfaktoren derfor bliver negativ.

O₃-dannelse er et storskalafænomen, som kræver reduktion af NO_x og NMVOC på Europæiske skala får at reducere O₃.

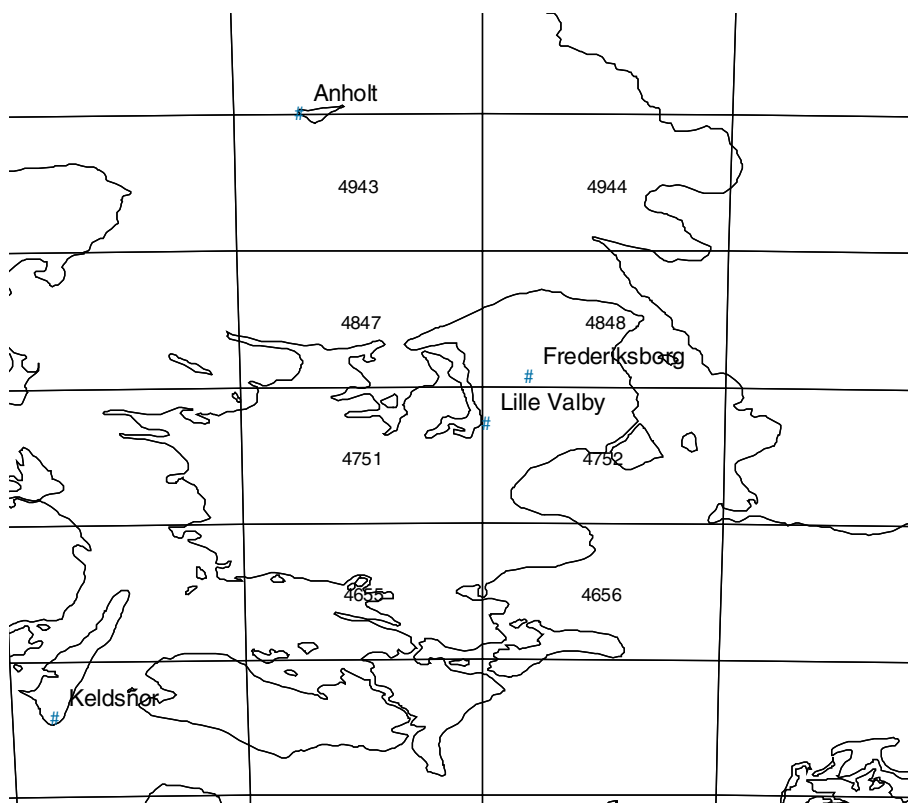
Det danske casestudie har ikke foretaget beregninger for PM_{2.5}/PM_{2.5}. Her får BeTa 123. Såfremt BeTa kun betragter direkte emission af PM_{2.5}, og den koncentration som dette giver anledning til, kan PM_{2.5} betragtes, som et ikke-reaktivt stof, dvs. på linie med CO og NO_x, for hvilket det danske casestudie får en eksponeringsfaktor på 137. Denne faktor er tæt på BeTa's faktor.

$PM_{2.5}$

$PM_{2.5}$ er massen af partikler under 2.5 mikrometer. Måles $PM_{2.5}$ i den regionale baggrund vil noget stamme fra direkte emitterede partikler, men en væsentlig del vil være partikulært bundet sulfat og nitrat, som er dannet i atmosfæren ud fra SO_2 og NO_x . Da sulfat og nitrat allerede har separate eksponeringsfaktorer formodes det, at eksponeringsfaktoren for $PM_{2.5}$ i EcoSense kun er relateret til direkte emitteret $PM_{2.5}$.

Sammenligning mellem beregnede og målte værdier for regional baggrund

DEOM-modellen har været valideret mod alle EMEP-monitoringsstationer i Europa ved at sammenligne målte og beregnede værdier. For at give en indikation af, hvor godt DEOM-modellen bestemmer koncentrationsniveauer i Sjællandsregionen, er DEOM-resultaterne blevet sammenlignet med målte data for de regionale monitoringsstationer, som findes inden for området, se figur 3.2 og tabel 3.4.



Figur 3.2 Placering af regionale baggrundsmonitoringsstationer i Sjællandsregionen. Det anvendte DEOM-gitteret ses også.

Tabel 3.4 Sammenligning mellem målt og beregnet årsmiddelkoncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). DEOM-modellerede data for 1999 (emission fra 1998). NO_x som NO_2 -enheder. NO_3^- er nitrationen og SO_4^{2-} er sulfationen.

DEOM gittercelle	NO_3^-	SO_4^{2-}	SO_2	NO_2	NO	NO_x	O_3	CO
4943	1.4	2.2	3.2	9.1	0.90	10	65	235
4944	1.3	2.2	3.2	8.8	0.93	10	65	238
4847	1.4	2.6	3.2	9.3	0.94	10	65	236
4848	1.4	2.6	3.2	9.5	0.94	10	65	242
4751	1.5	2.6	3.2	9.2	0.95	10	65	238
4752	1.4	2.6	3.2	9.5	0.94	10	64	242
4655	1.5	2.6	3.2	9.1	0.95	10	64	240
4656	1.5	2.6	3.2	9.1	0.94	10	64	242
Moniteringsstation	NO_3^-	SO_4^{2-}	SO_2	NO_2	NO	NO_x	O_3	CO
Anholt	3.5	2.7	1.4	7.4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Kelsnor	5.4	3.5	1.7	9.0	1.0	10	67	n.a.
Frederiksborg	3.3	2.8	1.1	10	2.0	12	-	n.a.
Lille Valby	n.a.	n.a.	n.a.	12	3.2	15	60	n.a.

Den monitoringsstation, som er mest repræsentativ for HT-området er "Frederiksborg", idet Lille Valby er under indflydelse af Roskilde (40.000 indbyggere), som ligger relativt tæt på.

Omkring 15% af det målte nitrat er salpetersyre, som er fratrasket i ovenstående tabel. CO måles ikke i den regionale baggrund. Ud fra målinger af CO i bybaggrund i København samt hollandske erfaringer, har niveauet tidligere været skønnet til omkring $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

De modellerede data er fra 1999, baseret på meteorologiske data fra 1999 med emissioner fra 1998. Det vurderes, at det har lille betydning at emissionerne er fra 1998, da emissionudviklingen er forholdsvis rolig fra år til år.

DEOM giver modelresultater der er relativt tæt på målte værdier for sulfat, NO_2 , NO, NO_x , O_3 og CO, men nitrat og SO_2 underestimeres med en faktor 2-3. Det absolutte niveau er dog ikke så kritisk ved beregning af eksponeringsfaktorer, da det vigtigste er, at modellen er i stand til at reproducere den rigtige koncentrationsændring, som følge af en emissionsændring.

Sammenligning af det lokale bidrag

SO_2 og $\text{PM}_{2.5}$

I det danske casestudie er eksponeringsfaktorer for det lokale bidrag beregnet for København, som svarer til en by på 500.000 indbyggere i BeTa's bykategorier. BeTa får en eksponeringsfaktor på 3.810 for SO_2 og 3.725 for $\text{PM}_{2.5}$. Der er ikke beregnet eksponeringsfaktorer i det danske casestudie for disse stoffer. Hvis $\text{PM}_{2.5}$ og SO_2 betragtes som ikke-reaktive stoffer på lokal skala, svarer det til stofferne: PM_{10} , NO_x , CO og benzen, hvor det danske casestudie får eksponeringsfaktorer

på 3.143-3.165, hvilket er tæt på BeTa's værdi for SO_2 og $\text{PM}_{2.5}$ - (3.810/3.725).

3.4 Sammenfatning

Der er gennemført en sammenligning mellem de eksponeringsfaktorer, som EcoSense (BeTa) når frem til for Danmark på baggrund af EcoSense's forenklede luftforureningsmodeller, og sammenlignelige eksponeringsfaktorer beregnet med DMU's mere avancerede luftforureningsmodeller for Danmark. Sammenligningen omfatter det regionale bidrag ud fra emissioner på landet og det lokale bidrag ud fra emissioner i byområder. Det danske casestudie bestod af beregninger med udgangspunkt i Hovedstadsområdet, som repræsenterede emissioner på landet (regionalt bidrag) og København (lokalt bidrag).

På det regionale niveau var der store forskelle mellem EcoSense og DMU's resultater. EcoSense var en faktor 3 større for eksponeringsfaktoren SO_2/SO_2 og en faktor 7 større for nitrat/ NO_x , mens sulfat/ SO_2 var sammenlignelige. For at få en indikation af usikkerheden på DMU's regionale model blev beregningsresultater sammenlignet med måleresultater fra repræsentative monitoringsstationer i Hovedstadsområdet. Denne sammenligning viste en god overensstemmelse mellem beregnet og målt for NO_x , NO_2 og NO , SO_2 og sulfat, mens der var en undervurdering af nitrat på omkring en faktor 2. Da eksponeringsfaktoren er en relativ faktor mellem en ændring i emission, som fører til en ændring i koncentration og dermed eksponering, er det vanskeligt at fortolke, hvilken betydning undervurderingen af nitrat har. Det afgørende er om DMU's regionale model beskriver et korrekt forhold mellem en ændring i NO_x emission og den deraf følgende ændring i nitratkoncentration, og det ved vi strengt taget ikke. Der foreligger heller ikke sammenligninger mellem målt og beregnet for en længere årrække, som kunne afdække, hvor god DMU's regionale model er til at beskrive den historiske udvikling. Den regionale models undervurdering af nitrat bidrager selvfølgelig til usikkerheden på den beregnede eksponeringsfaktor for nitrat/ NO_x . De regionale modelberegninger blev foretaget med DEOM-modellen, som er ved at blive erstattet med DEHM-modellen, som giver en bedre beskrivelse af nitrat i forhold til målinger end DEOM-modellen. DEHM-modellen er beskrevet i kapitel 2. Der kunne ikke foretages beregninger for $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{2.5}$, men hvis denne eksponeringsfaktor antages at være som for de beregnede eksponeringsfaktorer for CO og NO_x fås sammenlignelige resultater.

På det lokale niveau havde EcoSense beregnet eksponeringsfaktorer for SO_2 og $\text{PM}_{2.5}$, men disse stoffer indgik ikke i det danske casestudie. Hvis EcoSense's eksponeringsfaktorer for disse stoffer antages at være som for de beregnede eksponeringsfaktorer for PM_{10} , NO_x , CO og benzen fås sammenlignelige resultater.

4 Dosis-respons-funktioner

4.1 Definition og brug af dosis-respons-funktioner

Formålet med dette afsnit er kortfattet at introducere brugen af dosis-respons-funktioner, samt at give en oversigt over de anvendte dosis-respons-funktioner i den danske implementering af Ecosense 4.0. Den metodiske fremstilling bygger på ExternE's metodebind, til hvilket der henvises for mere udtømmende forklaringer (Holland et al. 1999).

I miljø-økonomiske analyser efterspørges viden om sammenhængen mellem marginale ændringer i forureningsbelastning og marginale effekt-ændringer. Det er nødvendigt at kunne specificere hvad en ændring i forureningsbelastningen på én enhed vil medføre af ændrede fysiske effekter, for at kunne opgøre omkostningerne ved en ekstra forureningsenhed.

Det er imidlertid ikke altid, at det sundhedsfaglige eller miljøfaglige vidensgrundlag foreligger på den ønskede form. På kemikalieområdet har man således en tradition for at opgøre tærskelværdier for eksponering med "no-effect", i stedet for dosis-respons-funktioner. På andre områder, fx for helbredseffekter af luftforurening, foreligger der imidlertid omfattende undersøgelser, som kan anvendes til at udlede dosis-respons-funktioner.

En dosis-respons-funktion angiver sammenhængen mellem eksponering for et specifikt stof og ændringen i et defineret slutpunkt ("end-point"), for hvilket der foreligger videnskabeligt funderet indikation for en sammenhæng til eksponeringen.

Et helbredsrelateret slutpunkt kan være en specifik sygdom (fx astma) eller det kan være antal dødsfald (akutte eller kroniske). Et miljørelateret slutpunkt kan være ændringer i afgrøders eller vegetations vækst og udbredelse.

En dosis-respons-funktion antages normalt at være lineær, men kan i princippet også være kurvelineær eller kan have indbygget en tærskel-effekt, således at eksponering kan fremkalde effekter i forskellig styrke ved forskellige niveauer, eller ved at det kun er eksponering over et vist niveau som antages at have effekter.

I Ecosense 4.0 anvendes dosis-respons-funktioner for følgende kategorier af slutpunkter:

- sundhedseffekter
- effekter på afgrøder og skov
- bygningsskader

Dosis-respons-funktionerne er baseret på et survey af den videnskabelige litteratur, ud fra hvilket der er trukket konklusioner om:

- for hvilke luftemissioner der forekommer effekter, og for hvilke disse sammenhænge kan dokumenteres at være *kausale*,

- for hver relevant kombination af luftemission og effekt hvilke videnskabelige studier eller meta-analyser som giver grundlag for *kvantificering* af den enkelte effekt,
- hvordan der på grundlag af disse studier kan *udledes* gyldige og pålidelige dosis-respons-funktioner,
- hvilken kombination af individuelle dosis-respons-funktioner som, taget under eet, bedst udtrykker de dokumenterede effekter, under hensyn til væsentlighed og ønske om at undgå dobbelt-tællinger.

Da vidensgrundlaget løbende forbedres betyder det, at vurderingen af dosis-respons-funktionerne må ændres i takt hermed. Grundlaget for de enkelte dosis-respons-funktioner er angivet med henvisning til den aktuelle videnskabelige reference.

4.2 Oversigt over anvendte dosis-respons-funktioner

PM_{2,5}

Congestive heart failure	3,09E-05	episodes / (elder-pers.year.ug.m-3)
Restricted activity days	4,20E-02	episodes / (adult.year.ug.m-3)
Bronchodilator usage (adults)	2,72E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Cough (adults)	2,80E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Lower resp. symptoms (adults)	1,72E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Bronchodilator usage (children)	1,29E-01	episodes / (asth-child.year.ug.m-3)
Cough (children)	4,45E-01	episodes / (asth- child.year.ug.m-3)
Lower resp. symptoms (children)	1,72E-01	episodes / (asth- child.year.ug.m-3)
Respiratory hospital admission	3,46E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Cerebrovascular hospital admission	8,42E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Chronic mortality - years of life lost	7,68E-04	YOLL / (person.ug.m-3)
Chronic bronchitis - adults	7,80E-05	episodes / (adult.year.ug.m-3)
Chronic cough - children	3,46E-03	episodes / (child.year.ug.m-3)
Lung cancer	0,008	change death rate / ug.m-3 (cases)

Sulfat

Congestive heart failure	3,09E-05	episodes / (elder-pers.year.ug.m-3)
Restricted activity days	4,20E-02	episodes / (adult.year.ug.m-3)
Bronchodilator usage (adults)	2,72E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Cough (adults)	2,80E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Lower resp. symptoms (adults)	1,29E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Bronchodilator usage (children)	1,29E-01	episodes / (asth-child.year.ug.m-3)
Cough (children)	4,45E-01	episodes / (asth- child.year.ug.m-3)
Lower resp. symptoms (children)	1,29E-01	episodes / (asth- child.year.ug.m-3)
Respiratory hospital admission	3,46E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Cerebrovascular hospital admission	8,42E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Chronic mortality - years of life lost	4,60E-04	YOLL / (person.ug.m-3)
Chronic bronchitis - adults	7,80E-05	episodes / (adult.year.ug.m-3)
Chronic cough - children	3,46E-03	episodes / (child.year.ug.m-3)
Lung cancer	0,008	change death rate / ug.m-3 (cases)

Nitrat

Congestive heart failure	1,85E-05	episodes / (elder-pers.year.ug.m-3)
Restricted activity days	2,50E-02	episodes / (adult.year.ug.m-3)
Bronchodilator usage (adults)	1,63E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Cough (adults)	1,33E-01	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Lower resp. symptoms (adults)	6,10E-02	episodes / (asth-adult.year.ug.m-3)
Bronchodilator usage (children)	7,80E-02	episodes / (asth-child.year.ug.m-3)
Cough (children)	2,66E-01	episodes / (asth- child.year.ug.m-3)
Lower resp. symptoms (children)	1,03E-01	episodes / (asth- child.year.ug.m-3)
Respiratory hospital admission	2,07E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Cerebrovascular hospital admission	5,04E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Chronic mortality - years of life lost	7,68E-04	YOLL / (person.ug.m-3)
Chronic bronchitis - adults	4,90E-05	episodes / (adult.year.ug.m-3)
Lung cancer	0,0048	change death rate / ug.m-3 (cases)

SO₂:

Respiratory hospital admission	2,04E-06	episodes / (person.year.ug.m-3)
Acute mortality (deaths)	0,072 %	change death rate / ug.m-3 (cases)

4.3 Videnskabelige referencer for dosis-respons-funktioner

4.3.1 Oversigt

Primære og sekundære partikler (sulfat og nitrat):

Congestive heart failure	Schwartz and Morris (1995)
Restricted activity days	Ostro (1987)
Bronchodilator usage (adults)	Dusseldorp et al. (1995)
Cough (adults)	Dusseldorp (1995)
Lower resp. symptoms (adults)	Dusseldorp (1995)
Bronchodilator usage (children)	Roemer et al. (1993)
Cough (children)	Pope and Dockerey (1992)
Lower resp. symptoms (children)	Roemer et al. (1993)
Respiratory hospital admission	Dab et al. (1996)
Cerebrovascular hospital admission	Wordley et al. (1997)
Chronic mortality - years of life lost	Pope et al. (1995; 2002)
Chronic bronchitis - adults	Abbey et al. (1995)
Chronic cough - children	Dockery et al. (1989)

SO₂:

Respiratory hospital admission	Ponce de Leon, 1996
Acute mortality (deaths)	Anderson (1996) & Touloumi (1996)

4.3.2 Vurdering af dosis-respons for partikler

I EcoSense er, for kronisk mortalitet ved partikelforurening, anvendt dosis-respons-funktionen fra Pope's partikelundersøgelse publiceret i 1995 (Pope et al., 1995). Denne undersøgelse er internationalt set den største kohorteundersøgelse, og den er baseret på et befolkningsgrundlag på over 500.000 individer, som er blevet fulgt og sammenholdt med partikelforurening over en 10-årig periode 1979-1989. Undersøgelsen har tidligere været en af de centrale, som er lagt til grund for de skøn, som er forsøgt opstillet i Danmark (Palmgren et al. 2001). Undersøgelsen vedrører PM_{2,5}, men ikke ultrafine partikler.

Pope (1995:672) finder en overdødelighed på 15-17 % i byer med høj baggrundskoncentration af sulfatpartikler og fine partikler sammenlignet med byer med lav koncentration. For sulfatpartikler var intervallet fra 3,6-23,5 ug/m³, og for fine partikler 9-33ug/m³. Der er kontrolleret for en meget lang række variable, herunder for rygning.

Pope's undersøgelse vedrører PM_{2,5}, men ExternE omregner til PM₁₀ for at få en risk ratio der kan sættes i forhold til målte partikelkoncentrationer, som i Europa typisk er i PM₁₀. Ved omregningen anvendes en faktor angivet af Dockery og Pope (1994) (PM_{2,5} = PM₁₀ * 1,67).

På denne baggrund beregner Holland et al. (1999: 145) en risk ratio på 1,0039 per ug/m³ stigning i koncentration af PM₁₀ (se også Madison, 1998). Risk ratioen udtrykker risikoen for øget kronisk dødelighed ved en forøgelse af partikelkoncentrationen med 1 ug/m³.

Ved en stigning på 10 ug/m³ implicerer risk ratioen en øget kronisk dødelighed 3,9 %, hvilket er det samme som blev anvendt i WHO's rapport (1999) ved Verdenssundhedskonferencen og i DMU's rapport for Færdselsstyrelsen (Palmgren et al. 2001). I vurdering af øget kronisk partikeldødelighed introduceres et "stød" på en årlig stigning på 10 ug/m³ i en befolkningsgruppe med repræsentativ alderfordeling, og antallet af tabte leveår beregnes.

Der har været diskussion af Pope's resultater. Holland et al. (1999: 146) nævner, at spørgsmålet om, hvorvidt de amerikanske resultater kan overføres til europæiske forhold, har været diskuteret under det oprindelige ExternE-projekt, men at der ikke her blev foretaget en justering. I forbindelse med ExternE Transport har man imidlertid valgt at nedjustere dosis-respons-funktionen fra Pope, og der henvises, som begrundelse for nedjusteringen, både til den relativt højere historiske forurening sammenholdt med nutidens, og til generelle forskelle mellem amerikanske og europæiske studier (Friedrich & Bickel, 2001: 43). Da der ikke findes kohortestudier i Europa, konstateres forskellene ved simple tidsseriestudier. Der er tale om en ret markant nedjustering, idet dosis-respons-funktionen divideres med 3.

Pope et al. (2002) er en opdatering af den første kohorteundersøgelse, hvor populationen er fulgt frem til 1999. Som anført i Loft et al. (2003) er den nye undersøgelse en understregning af resultaterne i den første. Der fandtes en meget sikker statistisk sammenhæng mellem dødelighed og PM_{2,5}-niveau. Datagrundlaget er markant forbedret. Målt i 1999-2000 findes en kronisk dødelighed på 4 % per 10 ug/m³ stigning. Som noget nyt finder Pope et al. (2002) også en signifikant sammenhæng til øget forekomst af lungekræft.

Der er derfor ikke belæg for at nedjustere dosis-respons-funktionen. Samme konklusion er man kommet til i ExternE-fortsættelsesprojektet NewExt. Mere omhyggelig gennemgang af data i amerikanske tidsseriestudier har ført til nedjustering af dødeligheden, hvorved der konstateres samme niveau som i Europa. Der er derfor ikke belæg for at justere på Pope's resultater. I nærværende rapport er beregningen gennemført med dosis-respons-funktionen fra Pope et al. (1995) på 3,9 %.

4.4 Vurdering af øvrige dosis-respons-funktioner

I det følgende gennemgås kort referencerne for de anvendte dosis-respons-funktioner. Ved gennemgangen er de anvendte sammenhænge generelt blevet verificeret, men i et enkelt tilfælde måtte det konstateres, at et effekt-end-point ikke var tilstrækkeligt dokumenteret. Funktioner der blev justeret i ExternE som følge af amerikansk oprindelse er anvendt med deres publicerede værdier.

Hospitalsindlæggelser: Luftvejssygdomme

EcoSense anvender en E-R-funktion fra Dab et al. (1996), der foretog en undersøgelse i Paris i årene 1987-1992. EcoSense anvender resul-

taterne med en antagelse om, at effekten fra PM_{10} er lig effekten fra PM_{13} .

Hospitalsindlæggelser: Kredsløbssygdomme

Her stammer E-R-funktionen fra Schwartz & Morris (1995). De foretog en undersøgelse i Detroit 1986-1989, hvor de talte antallet af hospitalsindlæggelser for personer over 65 år. Indlæggelserne skyldtes iskæmisk hjertesygdomme (ICD9 (410-414)), dysrytmias (427) og hjertesvigt (428). Der fandtes signifikante sammenhænge, på nær med dysrytmias.

Hospitalsindlæggelser: Karsygdomme i hjernen

Her bruger EcoSense E-R-funktionen fra Wordley et al. (1997). Wordley har i Birmingham fundet en signifikant sammenhæng mellem PM_{10} og "indlæggelser pga. luftvejssygdomme" og "indlæggelser som følge af karsygdomme i hjernen" på samme dag. Undersøgelsen er foretaget i perioden 1992-1994.

Kronisk bronchitis hos voksne

E-R-funktionen kommer fra Abbey et al. (1995). Undersøgelsen bygger på 3914 syvendedagsadventister (som ifølge deres religion ikke må ryge), og som deltog i en spørgeskemaundersøgelse i hhv. 1977 og 1987.

Abbey anvender en definition på kronisk bronchitis som enten kronisk hoste eller kronisk flegma (ophostet slim). Den normale definition er, at begge tilstande skal være til stede, før det kan kaldes kronisk bronchitis. Derved kan den kroniske bronchitis, som Abbeys tester, defineres som et mindre alvorligt tilfælde. Derudover må der antages at være en latensperiode, fra man bliver udsat for påvirkningen til symptomerne indtræder.

Abbey finder en statistisk signifikant sammenhæng mellem TSP og kronisk bronchitis, og den konverteres til en sammenhæng mellem PM_{10} og kronisk bronchitis.

Abbey et al. (1995) er en amerikansk undersøgelse, og E-R-funktionen har været nedskaleret i både ExterneE Transport og BeTa. Da der ikke er belæg for forskel mellem individers reaktion i USA og Europa, jf. ovenstående, er skaleringsfaktoren ikke anvendt her.

Kronisk bronchitis og kronisk hoste hos børn

I Rowe et al. (1995) er der en kategori kaldet "Child bronchitis". Denne kategori bliver i EcoSense til "Cases of changes in prevalence of bronchitis in children" og "Cases of changes in prevalence of cough in children." I ExterneE Transport og i BeTa figurerer det som "Chronic cough – children". Den rigtige fortolkning er ifølge ExterneE's E-R-funktion "ekstra sygdomsepisoder for børn med enten kronisk bronchitis eller hoste uden udvikling af en kronisk tilstand."

E-R-funktionen stammer fra Dockery et al. (1989), der så på en kohorte af 5422 børn i alderen 10-12 år, i 6 forskellige byer, i 1980-1981. I en cross-sektionel undersøgelse findes en signifikant sammenhæng mellem PM_{15} og kronisk bronchitis/kronisk hoste. Dette sker ved estimation af risikoen mellem den mest og den mindst forurenede by. Tydeligst er sammenhængen for børn med en fortid med astma eller vejrtrækningsproblemer.

Dockery et al. (1989) finder imidlertid ikke nogen signifikant sammenhæng mellem kronisk bronchitis, hoste og TSP og $PM_{2.5}$. På den baggrund må omregningen fra PM_{15} til PM_{10} , og senere $PM_{2.5}$, anses for diskutabel og formentlig tvivlsom. Effekten udgår derfor af nærværende analyse.

Voksne astmatikere:

- brug af bronchodilator medicin,
- hoste,
- lower respiratory symptom.

ExternE opgører ikke en egentlig dosis-respons-funktion for astmaanfald, da man ikke finder en konsistent definition på tværs af undersøgelser. Herudover må det anføres, at astmaanfald er et ekstrem, som imødegås gennem indtagelse af forebyggende og evt. ekstra medicindoser. Perioder med forhøjede forureningskoncentrationer vil endvidere være præget af forskellige luftvejssymptomer, så som hoste og hvæsen.

Derfor er der for voksne og børn identificeret dosis-respons-funktioner for brug af bronkodilaterende medicin, hoste og "lower respiratory symptom day".

E-R-funktionerne for voksne er fra en undersøgelse af Dusseldorp et al. (1995). Panelet (32 personer) blev udvalgt på baggrund af deres forbrug af bronchodilator medicin. Man fandt at PM_{10} var associeret med akutte ændringer i den maksimale udåndingskraft (peak flow), en stigning i luftvejssymptomer (hoste, løbende næse, vågne op med vejrtrækningsproblemer og andre vejrtrækningsproblemer) og en stigning i medicinforbrug. En stærkere effekt blev fundet ved rygere og ved folk med et højt medicinforbrug.

Astmatikere børn:

- brug af bronchodilaterende medicin,
- lower respiratory symptom.

Roemer et al. (1993) fulgte 73 børn (9,3 år) fra 1990-1991 i Holland. Børnene blev udvalgt, så de kunne karakteriseres som astmatiske. Der blev fundet en statistisk signifikant sammenhæng mellem PM_{10} og peak flow og brug af bronchodilaterende medicin og forekomsten af hiven efter vejret.

Astmatikere børn: Hoste

E-R-funktionen kommer fra Pope and Dockery (1992), hvor et panel af symptomatiske og asymptomatiske børn blev studeret i vinteren 1990-1991. Alle i alderen 10-12 år. Der blev fundet statistiske signifikante sammenhænge mellem PM_{10} og peak flow og hoste. Sammen-

hængen blev fundet ved både symptomatiske og ikke- symptomatiske børn. Denne funktion er før blevet nedskaleret grundet at den er amerikansk, men bruges her med sin oprindelige værdi jf. ovenstående.

Restricted Activity Day (RAD) og Workloss Day (WLD)

E-R-funktionen er udledt fra Ostro (1987), som undersøgte forekomsten af RAD og WLD i 1976-1981 i forbindelse med udførelsen af Health Interview Surveys. RAD er defineret som dage, hvor en respondent er tvunget til at ændre sin normale adfærd og er det mest generaliserede helbredsudfald. RAD inkluderer både WLD, dage i sengen og mindre restriktioner.

Ostro udførte en regressionsanalyse på forekomsten af fine partikler og fandt en statistisk signifikant sammenhæng. Sammenhængen er signifikant i alle årene mht. RAD, mens den kun er signifikant i 4 af de 6 år mht. WLD. Dette indikerer, at den statistiske signifikante sammenhæng i høj grad kan tilskrives relativt mindre symptomer/restriktioner. Ostro's undersøgelse er baseret på 7.111 personer for WLD og 12.783 for RAD. Mht. forskellen mellem RAD og WLD anfører Ostro, at fordelene ved at benytte WLD som endepunkt er, at det er et endepunkt som kan værdisættes med økonomiske termer. Det er også en homogen gruppe, da alle har arbejde. Imidlertid er beslutningen om at blive hjemme fra arbejde *idiosynkratisk* og vil afhænge af de personer, der analyseres.

RAD er et mere generaliseret mål for et helbreds-endepunkt, idet der både forekommer sengedage og dage med nedsat aktivitet mv. At sammenhængen er mere entydig for RAD end for WLD kan afspejle, at begrænset aktivitet som følge af luftforurening, langt fra altid vil være i form af sygdommeldinger. RAD er kun beregnet for den voksne befolkning, som både indeholder sunde personer og personer med kroniske sygdomme, sidstnævnte bliver imidlertid fratrasket i opgørelsen af RAD. Der er ikke taget højde for RAD hos børn, eller at disse kan medføre sygdommeldinger for voksne. E-R funktionen for RAD er før blevet nedskaleret, men bruges her med sin oprindelige værdi jf. ovenstående.

Lungekræft

Pope et al. (2002) fandt en sammenhæng mellem partikelforurening og lungecancer med en risk-ratio på 1,08 for en stigning på 10 ug / m³. Sammenhængen er fundet i samme undersøgelse som er omtalt ovenfor under kronisk død. Lungekræft kan opdeles i fatale og non-fatale tilfælde, men mortalitetsraten er høj. Antallet af lungekræfttilfælde i Danmark er ca 2500 pr. år, men kun 4 % af de diagnosticerede patienter er i live efter 10 år. Lungekræftdødeligheden er derfor en del af den kroniske død som er beregnet for hele populationen. Der er dog også behandlingsudgifter knyttet til lungekræft. Der er derfor udfra Pope et al. (2002) opgjort en dosis-responsfunktion for lungekræft knyttet til partikelforurening.

5 Værdisætning

5.1 Akut og kronisk mortalitet

5.1.1 Statistisk liv

Det grundlæggende valg af beregningspris for statistisk liv, er en nøgleforudsætning for resultaterne af de beregninger der kan gennemføres i EcoSense. Ved en beregningspris for statistisk liv må der tages udgangspunkt i den betalingsvillighed der kan opgøres, for at undgå forekomsten af et ekstra statistisk dødsfald.

Man sonderer ofte mellem en human-kapital tilgang og en velfærdsøkonomisk tilgang. Ved human-kapital tilgangen værdisættes et statistisk liv til den tabte produktionsværdi. Denne tilgang var almindelig i 1970'erne. Vejdirektoratet har i sine samfundsøkonomiske analyser taget udgangspunkt i en humankapitalopgørelse af produktionsstab, men har dog ganget denne med en faktor, for også at pris-sætte velfærdstab ved et statistisk dødsfald – hvor velfærdstab bl.a. repræsenterer tabet for det enkelte individ, samt for familie og venner mv.

En velfærdsøkonomisk tilgang bør ideelt set være baseret på en af-dækning af betalingsvilligheden, for at undgå ændringer i forekomsten af statistiske dødsfald. I Danmark blev der i 1995 publiceret en sådan større undersøgelse vedrørende betalingsvilligheden for statistisk liv (Kidholm, 1995). Den bestod af flere delundersøgelser, hvor man især belyste bilisters direkte og indirekte betalingsvilje for øget trafiksikkerhed. Undersøgelsen, der var støttet af Vejdirektoratet og blev antaget som Ph.D. afhandling ved Syddansk Universitet, nåede frem til et interval med en mindsteværdi på 13,6 mio. kr. i betalingsvilje for statistisk liv.¹ (Kidholm, 1995: 148)

En anden metode til prisfastsættelse af statistisk liv er løn-risikostudier, som der er gennemført mange af internationalt (Viscusi & Aldy, 2003). Her forsøger man at aflæse faktisk markedsadfærd efter hedoniske principper. Sådanne undersøgelser kommer gennemgående frem til noget højere værdier for statistisk liv end betalingsviljestudier. Det er på baggrund af hedoniske løn-risikostudier, at US EPA indtil sidste år anvendte en værdi for statistisk liv på omkring 6 mio.USD.

ExternE (Holland et al., 1999) anvender en værdi på ca. 3,1 mio. udledt fra amerikanske løn-risikostudier og overført til europæiske forhold.

Løn-risikostudierne kritiseres imidlertid fra flere sider for at være usikre og upålidelige. Den grundlæggende antagelse om sammen-

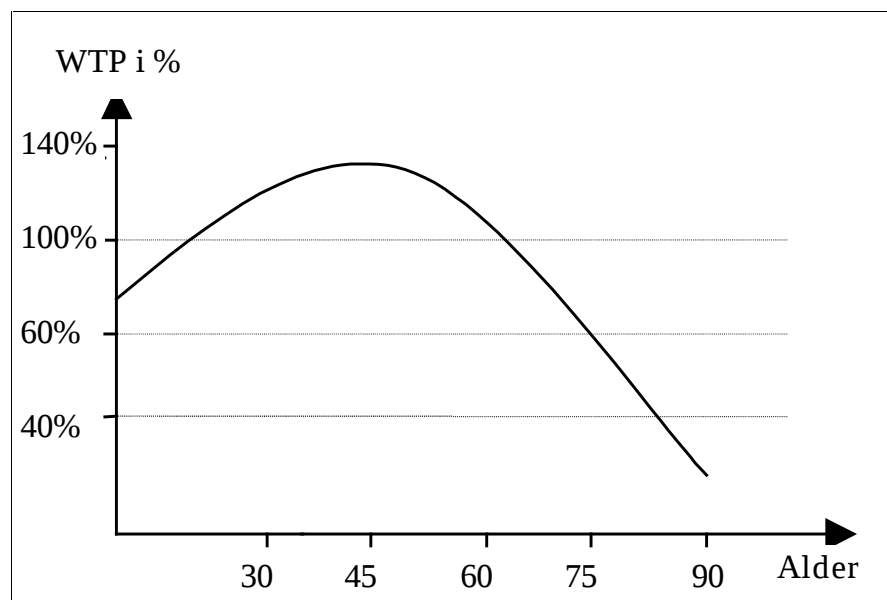
¹ Priserne er 1993-priser (Kidholm, 1995: 5). Inflationsjusteret vil prisen for 2002 være 16,6 mio. kr.

hæng mellem erhvervsvalg, påtaget risiko og løndannelse er tvivlsom (Cropper, 2000).

Betalingsvillighedsundersøgelser a la Kidholm fremhæves af et panel af økonomiske eksperter som mere troværdige (European Commission, 2001).

Det diskuteres om betalingsvillighed for reduktion af risici afhænger af indkomst, alder, sundhedstilstand og dødsårsag:

a) Alder: Spørgsmålet om alder er det vigtigste, fordi de fleste dødsfald sker efter 60-års alderen, også de forureningsrelaterede. Økonomisk teori tilsiger, at betalingsvilligheden vil falde med alderen. En svensk undersøgelse, som viser at betalingsvillighed stiger lidt med alderen, er således ret kritiseret (Johannesson & Johansson, 1996). I den faglige litteratur er der nærmest konsensus om, at betalingsvilligheden udviser en omvendt U-kurve, hvor WTP toppe i middelevereårene omkring 40. Betalingsvilligheden falder til 60-årsalderen, hvor den når et niveau på ca. 70 % (Jones-Lee, 1989) og jf. Birr-Pedersen (2001:36).



Figur 5.1: Sammenhæng mellem alder og WTP for risiko reduktion i dødsfald Kilde: WHO (1999:33).

b) Indkomst: Værdien af risiko-reduktioner vil variere med indkomst, hvilket også er påvist i studier af bl.a. Jones-Lee (1987; 1989). Indkomst-elasticiteten er i de fleste tilfælde mellem 0,2 og 0,6. (Cropper, 2000).

c) Sundhedstilstand: I litteraturen diskuteres det om værdien af en risiko-reduktion bør gradueres efter sundhedstilstanden hos individerne. Risiko-reduktion for personer med en kronisk sygdom vil efter princippet om Quality Adjusted Life Years (QUALY) blive tillagt mindre værdi end for personer uden. Empiriske undersøgelser kan ikke finde belæg for en sådan sammenhæng, som også rejser etiske spørgsmål.

d) Dødsårsag: I litteraturen diskuteres det ligeledes, om værdien af en risiko-reduktion bør gradueres efter dødsårsagen, herunder om de akutte dødsfald ved trafikuheld meningsfuldt kan sammenlignes med kronisk betingede dødsfald ved eksponering for miljøgifte, fx. ved cancer. I dele af litteraturen argumenteres for at tillægge dødsfald ved kræft en cancer-premium, pga. den lange sygdomsperiode (Jones-Lee, Hammerton and Philips, 1985). Et hedonisk studie af huspriser ved kemikaliedepoter i USA fandt dog ikke nogen sammenhæng mellem forøget cancerrisiko og huspriser (Viscusi, Magat, and Huber, 1996).

Mens der for 10 år siden var en vis konsensus omkring brug af løn-risikostudier, synes der i dag at være mere tillid til betalingsvillighedsstudier (Cropper, 2001; Viscusi and Aldy, 2003). Der er imidlertid problemer med at opnå indre konsistens i vurderingen af forskellige typer af risici i disse, ligesom overførsel af resultater fra et land til et andet vurderes som vanskelig.

Det før nævnte panel har anbefalet EU Kommissionens Generaldirektorat for Miljø at anvende et bedste estimat på beregningspris på statistisk liv, som principielt er på 1,4 mio. euro, men som reduceres til 1 mio. ved aldersbetingede luftforureningsdødsfald. Som baggrund for dette estimat angives et meta-studie gennemført i England af Department of Transport, Local Government and the Regions. Meta-studiet blev udført af Jones-Lee (Jones-Lee, 1987) og inkluderede 16 studier baseret på revealed preferences (hovedsagligt løn-risikostudier) og 10 studier baseret på betalingsvillighedsundersøgelser. Der er betydelig spredning i resultaterne fra undersøgelsen, men Jones-Lee ender alligevel med at anbefale en VSL på minimum 500.000 £ (1987), da studierne efter hans analyse viser en meget lille sandsynlighed for, at VSL kan være mindre end de 500.000. Det er dette studie Dalvi (1988) lægger til grund for sin anbefaling til DTLR (Department for Transport, Local Government and the Regions) Dalvi (1988).

Alderskorrektionen fra 1,4 til 1 mio. følger den empirisk underbyggede inverse U-kurve i studier af Jones-Lee (1989).

Panelet anbefaler alders- og indkomstkorrektion, men ikke cancer-premium eller QUALY-tilgang.

I foråret 2002 blev der i Danmark ført drøftelser mellem Trafik- Miljø- og Finansministeriet om anvendelse af beregningspris for statistisk liv i analyser af partikler og støj. Der blev her opnået enighed om at anvende EU-panelets anbefalinger, herunder at regulere med købekraftspariteter for at regulere for indkomst.

I nærværende analyse er anvendt en værdi for statistisk liv ved akutte dødsfald på 1 mio. , som inflations- og købekraftskorrigeret udgør 1,220 mio. eller ca. 9 mio. kr. i 2002-priser.

Tabel 5.1. Uddrag af levetidstabel til beregning af tabte leveår ved kronisk død.

Universität Stuttgart
Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung **IER**

		Life Table												
Death Risk	Age Cohort	0	1	2	3	...	90	91	92	93	94			
0.0082	0	a_0												
0.0006	1	a_1												
0.0004	2	a_2												
0.0003	3	a_3												
...														
0.1977	90	a_{90}												
0.2130	91	a_{91}												
0.2302	92	a_{92}												
0.2479	93	a_{93}												
0.2693	94	a_{94}												

a_n = population aged n years

5.1.2 Kronisk mortalitet

En problemstilling i tilknytning til værdisætning af statistisk liv er spørgsmålet om latens. For mange miljøpåvirkninger gælder der en latensperiode, inden effekterne kan registreres på menneskeligt helbred. Denne latens kan normalt bedst registreres gennem kohorteundersøgelser, hvor en gruppe af individer følges over en længere periode og sammenholdes med en kontrolgruppe. Effekter kan registreres som en merdødelighed, og man taler i denne forbindelse om kronisk mortalitet. Den samlede merdødelighed afhænger bl.a. af hvilke antagelser der gøres om latensperioden, men som følge af latensperioden (ofte 10-20 år fx.) vil den kroniske mortalitet især berøre ældre aldersgrupper.

ExternE har udviklet en beregningsmetode hvor antallet af tabte leveår i befolkningen beregnes ud fra de risk-ratioer som kan opgøres i kohorteundersøgelser, hvorved der kan opgøres en egentlig dosis-respons-funktion, som udtryk for den kroniske mortalitet. Denne beregning gennemføres ved hjælp af levetidstabeller over befolkningens aldersfordeling og normaldødelighed. Resultatet opgøres i Y-OLL – years of life lost.

Tabel 5.1. viser uddrag af en levetidstabel. Levetidstabellen indeholder alderskohorterne for hvert år med rater for normaldødeligheden.

Risiko-ratioen knyttet til en given påvirkning (fx partikelforurening) anvendes til at beregne en ny dødelighedsfordeling for alderskohorterne. Det er her nødvendigt at kende latensperioden eller at gøre en antagelse om denne, idet effekterne på dødelighedsfordelingen afhænger af latensperioden. Rent teknisk introduceres effekten gennem et ”stød”, hvor kohorten udsættes for en et-årig stigning i påvirkningen, her en $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2.5}$ stigning i partikelkoncentratio-

nen. Herefter vender forureningen tilbage til det oprindelige niveau. Dette er en urealistisk forudsætning, men anvendes til at isolere effekten. Merdødeligheden kan herefter beregnes som forskellen i det samlede antal leveår for populationen med normal dødelighed, ift. populationen der udsættes for et stød (jf. Friedrich & Bickel, 2001: 43).

For påvirkning med $PM_{(10)}$ i en population på 100.000 med normal dødelighed som den danske, fås et tab i leveår på 712 ved en latensperiode for kronisk mortalitet på 20 år². Effekten er beregnet på personer over 30 år (64 % af befolkningen), idet Pope's risk-ratio gælder for gruppen over 30.

Spørgsmålet er herefter hvordan beregningen af antal tabte leveår transformeres til et økonomisk estimat i sammenhæng med beregningsprisen for statistisk liv. Her findes der to tilgange; VLYL og VSL.

VLYL: Value of Life Year Lost-tilgangen indebærer, at der beregnes en værdi per tabt leveår. Metoden er beregningsteknisk i god overensstemmelse med outputtet fra levetidstabellerne, men i klar modstrid med den økonomiske empiri omtalt ovenfor. Den inverse U-formede sammenhæng mellem alder og betalingsvillighed betyder, at man ikke kan opdele et statistisk livs værdi i et antal leveår med en (diskonteret) enhedsværdi.

VSL: Value of Statistical Life tilgangen indebærer, at hvert enkelt tabt statistisk liv tillægges den samme værdi i analysen, uanset hvor mange år der tabes. Denne tilgang kan modereres ved at justere beregningsprisen for VSL med en forventet aldersfordeling for de tabte statistiske liv, som anbefalet af EU-panelet, der nedjusterer værdien til 70 % af udgangspunktet, med henvisning til den inverse U-kurve.

Tager man udgangspunkt i VSL-tilgangen, suppleres levetidstabelanalysen med en beregning af hvor mange statistiske liv de tabte Y-OLL er udtryk for.

VLYL-tilgangen er udviklet i regi af ExternE-projektet. Den kritiseres af økonomer for at være "not theoretically sound" (Cropper, 2001; EU Commission, 2001). VSL-tilgangen baserer sig på tilgange publiceret i den økonomiske litteratur, og er den der anvendes her til at opgøre værdien af statistisk liv. Problemet med VSL-tilgangen er dog, at man alligevel er nødt til at gøre antagelser om, hvordan antallet af tabte leveår fordeler sig på hele statistiske liv. Kohorteundersøgelserne giver typisk ikke sådanne informationer, hvorfor det må baseres på kvalificerede estimater. Kun for meget grundigt undersøgte områder, som fx rygning, kan den gennemsnitlige levetidsafkortning med nogenlunde sikkerhed opgøres til 10-12 år.

Ved vurdering af kronisk død ved partikelforurening er det tidligere antaget i danske redegørelser, at levetidsafkortningen er forholdsvis kort (1-2 år), men denne betragtning stammer fra tidsseriestudier, ikke kohorteundersøgelser. Ved en beskeden levetidsafkortning øges antallet af berørte individer; for at være forsigtig, er der her an-

² Det giver ingen ændring på E-R funktionen om man bruger en latensperiode på 10 eller 20 år.

taget en levetidsafkortning på 5 år. For at tage højde for latensperioden er værdien af statistisk liv diskonteret over en 40-årsperiode og et gennemsnit beregnet. Dette svarer nøje til metoden i BeTa.

5.2 Morbiditet

Det er i forbindelse med udarbejdelsen af denne rapport blevet klart, at mange forskellige priser figurerer på morbiditetseffekter i forskellige undersøgelser og analyser. En væsentlig del af rapportens opgave har derfor været i at skabe overblik over, hvorfra og hvordan forskellige priser på morbiditetseffekter er fremkommet, særligt hos ExternE, der er udgangspunkt for mange andre. Hvor det er muligt, er der til erstatning for de udenlandske tal her opgjort beregningspriser for morbiditet i danske priser. Disse er beregnet på et tilnærmet velfærdsøkonomisk niveau for at tage højde for, at en omkostningsbaseret værdi ikke indeholder alle de omkostninger, som et betalingsvillighedsestimat indeholder. I de tilfælde, hvor det ikke har været muligt at finde danske tal, er der foretaget en benefit transfer af internationale betalingsvillighedsstudier med justering for købekraftsparitet og inflation.

5.2.1 Forholdet mellem COI og WTP

Også med hensyn til morbiditet står to metoder overfor hinanden; henholdsvis den omkostningsbaserede (cost-of-illness; COI) metode og willingness-to pay(WTP)-metoden.

COI: Ved den omkostningsbaserede metode opgøres de direkte og indirekte omkostninger ved sygdom. De direkte omfatter hospitalsudgifter, medicinudgifter mv., mens de indirekte omkostninger er værdien af tabt arbejdstid. Tabt fritid er ikke medregnet. Dvs., at den omkostningsbaserede metode som udgangspunkt ikke tager højde for hele det velfærdstab, der opleves i forbindelse med sygdom.

WTP-metoden anses ud fra økonomisk teori for mere retvisende, idet den er fuldt ud præferencebaseret. En betinget værdisætning efter WTP-metoden forudsætter imidlertid, at respondenterne har fuld information om effekterne af luftforurening, og vil derfor forudsætte en ret omfattende orientering af disse i forbindelse med undersøgelserne, med henblik på, at respondenterne kan oplyse deres betalingsvillighed for reduktioner i luftforureningen. WTP-undersøgelser er derfor ressourcekrævende at gennemføre, og der foreligger ikke WTP-undersøgelser for alle de relevante effekter af luftforurening. Selvom der i de senere år er udført flere WTP-undersøgelser i Europa, domineres litteraturen af amerikanske undersøgelser.

I internationale studier er det blevet almindeligt at kombinere WTP med elementer af COI med den begrundelse, at WTP bl.a. ikke reflekterer omkostninger, der bæres af den offentlige sektor. Det er dog vigtigt i denne forbindelse, at være opmærksom på, at undgå "double-counting" (Lvovsky et al., 2000).

På grund af manglen på WTP-studier har der endvidere udviklet sig en praksis for at opregne fra COI til WTP-niveau. En sådan opreg-

ning skete i US EPA's cost-benefit-analyse af Clean Air Act og var også udbredt i første og anden generation af ExternE-studierne. Man diskuterer i den forbindelse hvad COI/WTP-ratioens størrelse bør være. Dette svarer for så vidt til Vejdirektoratets praksis med at opregne fra en humankapitalbaseret tilgang til statistisk liv til et præferencetilnærmet niveau.

Tabel 5.2. Oversigt over WTP / COI-rationer (Chestnut, 1995).

Table 5-1 WTP/COI Ratios			
Health Effect		WTP/COI Affected Individual	WTP/COI Society
Asthma Symptoms	Dollar ratio	1.6 to 2.3	1.3 to 1.7
Cataracts	Dollar ratio	4.25	2.4
	Respondent rated share of total damages ratio	5.3	2.1
Angina Symptoms	Respondent rated share of total damages ratio	2.5-4	NA
Sources:	Asthma: Rowe et al. (1984), Rowe and Chestnut (1986). Cataracts: Rowe and Neithercut (1987). Angina: Chestnut et al. (1988).		

Rowe et al. (1995) henviser til 4 studier, der alle finder frem til WTP/COI-ratioer. Det er de samme studier Chestnut (1995) bygger sine anbefalinger på. Chestnut (1995) er den amerikanske Miljøstyrelses cost-benefit-analyse af luftforureningslovgivningen.

Baseret på værdier fra disse studier, anbefaler Rowe et al. (1995) en faktor på 2 til sundhedseffekter der ikke er kræft. Til kræft anbefales en faktor 1,5 hovedsageligt med den begrundelse, at COI-tallet er højere. Rowe anfører, at litteraturgrundlaget for disse omregningsfaktorer er beskedent. Begrundelsen for alligevel at bruge justeringen er, at det er bedre end ikke at justere, da det omkostningsbaserede tal helt klart er biased nedad.

Til sammenligning kan det nævnes, at Schecter (1991) har foretaget en undersøgelse af 3000 husholdningers WTP og COI for at undgå luftforureningssymptomer i Israel. Han fandt en ratio på 3,0.

Kuchler & Golan(1999) diskuterer muligheden for, at COI kan være den nedre grænse for WTP. Det slås først fast, at COI ikke kan være et estimat for WTP, da de bygger på forskellige teoretiske ræsonnementer. Der argumenteres dernæst for, at man oftest godt kan se COI som den nedre grænse for WTP, fordi der er mange omkostninger, som COI ikke tager højde for. Det kræver dog, at COI bygger på individuelle omkostninger og ikke sociale omkostninger.

Generelt set vil WTP overstige COI, men dette betyder ikke nødvendigvis at ændringer i COI giver de samme ændringer i WTP.

For morbiditetseffekterne, som vejer mindre i det samlede billede, forekommer det mindre problematisk at estimere WTP vha. COI, end når det gælder mortalitet.

5.3 Cost-of-illness analyse

Ved en opgørelse af danske priser er der mulighed for direkte at hente forskellige tal fra danske databaser, særligt Sundhedsstyrelsens DRG-database og Lægemiddelstyrelsens database. Sammenholdt med et udregnet dagligt produktivitetstab, bliver det derved muligt at udregne omkostningsbaserede (COI) værdier.

Hubbel et al. (2000) lader en COI bestå af 2 komponenter: (1) Estimerede hospitalsomkostninger og (2) opportunity-omkostninger ved tilbragt tid på hospitalet. Dvs. direkte og indirekte omkostninger. Derudover argumenterer WHO (1999) for at tillægge tabt produktivitet efter hjemkomst fra sygehus, med tilsvarende dage i rekonvalescens.

Der findes to forskellige opgørelsesmetoder, henholdsvis den prevalensbaserede og den incidensbaserede. Den prevalensbaserede metode estimerer de totale omkostninger ved en sygdom i et givent år. Den incidensbaserede er en opgørelse af de totale omkostninger ved en sygdom resten af livet og er en mere datakrævende metode, som ikke forfølges her. Den er imidlertid nødvendig for kroniske sygdomme.

Hospitalsomkostninger

Data til prisfastsættelse af omkostninger ved hospitalsophold er hentet fra Sundhedsstyrelsens DRG-database (Diagnose Relateret Gruppering). Den bygger i 2002 på data fra 18 sygehuse, svarende til 44% af de årlige udskrivelser fra somatiske sygehuse. Taksterne i DRG-databasen bruges til afregning mellem amterne af somatiske patienter. Databasen bygger grundlæggende på en kroneværdi, der hvert år udregnes af Sundhedsministeriet. Kroneværdien er en gennemsnitlig pris per udskrivning. Derudover udregnes de såkaldte DRG-vægte, der angiver en enkelt DRG-gruppes tyngde i forhold til forbruget på sygehuset.

Kroneværdien ganges med DRG-vægtene. Derved får man DRG-taksterne, der er gennemsnitstakster for ressourcetrækket ved behandling af patienterne i de forskellige DRG-grupper. Derved tager databasen højde for, at ikke alle patientgrupper er lige omkostningstunge.

DRG-databasen fremstår som en meget detaljeret database. Der kan dog godt være problemer ved benyttelsen. De enkelte DRG-grupper er opstået som aggregeringer af ICD10-numre³. Den litteratur, der er benyttet, benytter sig af ICD9-klassifikation. Dvs., at før der kan laves udtræk fra DRG-databasen, skal der konverteres fra ICD9 til ICD10 til DRG-grupper. Dette giver en vis usikkerhed, ikke mindst, hvis man ønsker takster for meget specifikke sygdomme. Det er derfor valgt at benytte ret overordnede sygdomsklassifikationer på kapitel-niveau i ICD9 og ICD10. DRG-taksterne er gennemsnitstakster, og da

³ ICD: International Classification of Diseases. I Danmark er ICD9 aldrig blevet benyttet, men kun ICD10. Konverteringen fra ICD9 til ICD10 er foregået vha. af Sundhedsstyrelsen og www.cdc.gov (ICD9 klassifikation) og <http://visualdkg.dk/>

man i forbindelse med partikelforureningen ser på marginale ændringer, burde de korrigeres herfor (Gundgaard et al., 2002).

Medicinforbrug.

Medicinforbrug på sygehuse er indeholdt i DRG-databasens hospitalsomkostninger omtalt ovenfor. Med hensyn til øvrigt medicinforbrug opgøres forbruget af Lægemiddelstyrelsen. Statistikken indeholder receptordineret medicin og er opgjort efter apotekets brutto-udsalgspris, inkl. receptgebyrer.

Statistikken opgør medicinudgifterne pr DDD (Definerede DagsDoser fastsat af WHO⁴). Et problem ved denne opgørelsesform er, at børn ofte ikke skal have en hel dagsdosis (Ingvarsen et al., 2000). Derudover er nogle af de nye astmapræparater kombinationspræparater (Lægemiddelstyrelsen 2001).

Produktivitetstab

Tabt produktivitet antages at være lig den gennemsnitlige primære indkomst tillagt et produktivitetstab på 20% Sidstnævnte er et skønnet produktivitetstab ved erstatning af sygemeldte medarbejdere (jf. DA, 2002). Primær indkomst er opgjort på grundlag af Statistisk Årbog fordelt på det gennemsnitlige antal årlige arbejdsdage og fremdiskonteret til 2002-priser.

Tabel 5.3. Opgørelse af produktivitetstab

Produktionstab	Primær indkomst (kr.)	Antal dage pr år	Primær indk pr dag (kr.)	Produktivitetstab	Sammenlagt (kr)	Euro-kurs	Euro
2001	163600	252	649	1,2	779	7,44	105

Andre omkostninger.

Som nævnt tager den omkostningsbaserede metode ikke højde for nyttetabet; bl.a. tab af fritid, "cost-of-averting", omkostninger for venner og familiemedlemmer og i det hele taget "intangible cost". Disse omkostningselementer er indeholdt i et WTP-tal. Der er her valgt en metode som også benyttes af Chestnut (1995) og Rowe et al. (1995), jf. ovenfor. Den omkostningsbaserede værdi multipliceres med en faktor 2 for at tage højde for WTP / COI forholdet.

⁴ DDD: angiver antaget gennemsnitsdosis per døgn for en voksen person, der får lægemidlet på dets hovedindikation. Værdien kan derfor afvige fra den faktisk anvendte dosis. Ved at benytte denne enhed, er det muligt at sammenligne forbrug af forskellige præparater uanset paknings- og styrkeforskelle.

5.4 Morbiditetseffekter samt metoder og kilder til deres prisfastsættelse

Tabel 5.4. Oversigt over metoder og referencer for værdisætning af sundhedseffekter. Der henvises til teksten for uddybning af de enkelte effektopendpunkter.

Sygdomseffekt:	Kilde til værdisætning:
Hospitalsindlæggelser: Luftvejssygdomme Kredsløbssygdomme Karsygdomme i hjernen	WTP-tilnærmelse fra danske COI-data.
Kronisk bronchitis	Benefit transfer fra USA (Viscusi et al., 1991)
Astmatikere: Bronchodilator brug Hoste Lower respiratory symptom	Benefit transfer fra Norge (Navrud, 1997, 2001) Benefit transfer fra Norge (Pearce et al., 1998). Benefit transfer fra USA (Rowe et al., 1995)
RAD: Restricted Activity Day	0,6* MRAD +0,4* primær indkomst * (WTP/COI-ratio) WTP-tilnærmelse fra danske COI-data for WLD. Benefit transfer for MRAD (Pearce et al., 1998)
Lungekræft (behandling ekskl. død)	WTP-tilnærmelse fra danske COI-data (COWI, 2004).

Kronisk bronkitis

Der anvendes en fremskrevet værdi fra en betalingsviljeundersøgelse af Viscusi et al. (1991), som også anvendes af Rowe et al. (1995), der anvendes af ExternE (Holland et al., 1999). Selve undersøgelsen blev gennemført i 1988 og var baseret på en stikprøve på 389 personer, hvilket er i underkanten af det ønskværdige.

Estimatet nedjusteres i Rowe et al. (1995), da Viscusi et al. (1991) værdisætter et alvorligt tilfælde af kronisk bronkitis. I forbindelse med luftforurening er der i følge Rowe et al. (1995) behov for at få værdisat et mere almindeligt tilfælde. Nedjusteringen foretages i Rowe et al. (1995) med udgangspunkt i Krupnick & Krupnick & Cropper (1992). Der nedjusteres til 58% af den værdi Viscusi et al. (1991) fandt. Alt i alt kommer man i Rowe et al. (1995) frem til en central værdi på 210.000 USD (1992 \$).

Den fremskrevne værdi per bronchitistilfælde udgør 170.000 Euro og er nedskrevet fra det fremskrevne amerikanske tal med købekraftspariteter.

Astmatikere

Bronchodilator medicin: Som nævnt i afsnit 4 om dosis-respons funktioner, opgør ExternE ikke en egentlig dosis-respons-funktion for astmaanfald, da man ikke finder en konsistent definition på tværs af undersøgelser. Derfor er der for voksne og børn identificeret dosis-respons-funktioner for brug af bronkodilaterende medicin, hoste og luftvejssymptomdag.⁵

Imidlertid anvender ExternE-undersøgelser, der belyser betalingsvillighed i relation til astmaanfald, ikke tidsforbruget og ubehaget med dagligt medicinindtag. I BeTa (2002) angives både en værdi for astmaanfald og brug af bronkodilaterende medicin, men det er i virkeligheden den samme værdi, som retteligt kun vedrører astmaanfald. Værdien stammer fra en undersøgelse med 64 respondenter gennemført i 1983 (Rowe & Chestnut, 1986).

I Friedrich & Bickel (2001) benyttes en værdi for astmaanfald fra betalingsviljestudier af Navrud (1997, 2001). I dette studie undersøgte man respondenternes betalingsvillighed for at undgå hhv. 1 dag med astma og 14 dage. Der ses en tydelig faldende værdi pr. dag ved de 14 dage. Da medicin tages forebyggende, giver formatet i denne undersøgelse noget bedre mening, i forhold til dosis-respons-funktionens fokus på bronchodilator medicin. Medicinen indtages dagligt af astmapatienter for at undgå anfald og i øvrigt de kroniske effekter på luftvejene som følge heraf. Et astmatilfælde hos Navrud er 15 Euro. (pr dag ved 14 dage) (købekraftsparitets- og inflationsjusteret). Friedrich & Bickel (2001) tillægger en dags produktivitetstab, for at komme frem til værdien for et astmaanfald. Da vi her fokuserer på brug af bronkodilaterende medicin, vil der ikke blive tillagt produktivitetstab.

Hoste er fra Pearce et al. (1998), et betalingsvillighedsstudie der blev udført i 5 europæiske lande i 1999. Formålet var at teste pålideligheden af benefit transfer og hvorvidt WTP er kontekstafhængig. Man fandt, at en overførsel af en værdi fra et land til et andet land, over eller underestimerede den rigtige værdi med 36-44%. Derudover konkluderede man, at kontekst ikke påvirker WTP.

Restricted Activity Day (RAD)

ExternE (Holland et al., 1999) foreslår, at en cost-of-illness-tilgang til værdisættelse af en RAD, ville kunne tage udgangspunkt i tabet af produktivitet sammenlagt med en dags medicinudgifter.

RAD er imidlertid en kombination af sygedage og dage med nedsat aktivitet, derfor er det i ExternE antaget at kun 20 procent af dagene er egentlige sygedage, mens 80 procent af dagene er dage med nedsat aktivitet (MRAD, Minor restricted activity days). Der antages i gennemsnit 16 RAD-dage per år per person.

Som kilde for MRAD er i ExternE angivet Loehman et al. (1979). Loehman skønner værdien for en MRAD og anfører: "these values

⁵ De tre kategorier af astma effekter tæller ca. 0,5 % i det samlede skadestimat.

should not be interpreted as the social cost of ill health, but rather as predictive of response to being asked to pay to avoid pollution effects."

En RAD er defineret som dage, hvor en person er tvunget til at ændre sin normale adfærd, og betegnelsen inkluderer både Work Loss Days (WLD), dage i sengen og mindre restriktioner.

Til værdisætning af en RAD tager Friedrich & Bickel (2001) udgangspunkt i studiet fra CSERGE (Pearce et al., 1998). Respondenterne blev her udspurgt om deres betalingsvillighed for at undgå 3 på hinanden følgende sengeliggende dage. Betalingsviljeestimatet deles i Friedrich & Bickel med 3 og tillægges produktivitetstab for en enkelt dag (som i CSERGE studiet kun er 55 Euro). Et af problemerne ved denne metode er, at man på denne måde antager, at alle RAD er sengeliggende dage eller WLD.

ExternE baserer sig på en anden metode udviklet i Rowe et al. (1995) til værdisætning af en RAD. Her udregnes en værdi for hhv. WLD og Minor Restricted Activity Day (MRAD), og værdisætningen af RAD udregnes som et vægtet gennemsnit af disse to værdier. WLD værdisættes ved, at en værdi for et dagligt løntab ganges med WTP/COI-ratioen på 2, og til værdisætningen af MRAD bruges værdien fra Loehman et al. (1979). På denne måde tager man højde for, at ikke alle RAD er WLD, og det er efter dette princip, RAD her er værdisat.

Til værdisætning af en MRAD bruges her værdien fra CSERGE-studiet (Pearce et al., 1998), inflations- og købekraftsjusteret til 48 Euro (2000). En sengeliggende dag værdisættes ved, at den primære indkomst pr. dag ganges med et produktivitetsab på 20% og med WTP/COI-ratioen på 2.

Vægtene til udregning af gennemsnittet findes ved udgangspunkt i Health Interview Survey (HIS) fra USA i 1991, som citeret i Rowe et al. (1995). Denne undersøgelse viste et gennemsnitligt årligt antal RAD i USA på 16,1. Af disse var 6,5 sengeliggende dage. Dette svarer altså til, at 40% af alle RAD er sengeliggende dage (i 1995 var den tilsvarende andel 39 %).

På den baggrund bliver værdien for RAD som følger:

$$\text{RAD} = 0,6 * \text{MRAD} + 0,4 * \text{primær indkomst} * 1,2 * (\text{WTP/COI-ratio})$$

Lungekræft

Gundgaard et al. (2002) har udregnet de årlige gennemsnitsomkostninger pr. person med lungekræft. Data er hentet fra Danmarks Statistiks Forebyggelsesregister, der sammenkobler data fra forskellige registre vha. CPR-numre. De samlede gennemsnitsomkostninger er defineret som driftsomkostninger i sygehussektoren og ydeshonorarer i primærsektoren. Disse er opgjort på baggrund af sygehusomkostninger (DRG-databasen) og sygesikringens andel. Det første år med lungekræft er langt det dyreste, hvorefter det faser ud.

I forlængelse heraf har COWI (2004) opgjort omkostningerne til endelig pleje af lungekræftpatienter, hvoraf halvdelen dør andre steder

end på hospital, fx på hospice og i andre plejehospitaler. Ud fra (Amdtsrådsforeningen, 2000) beregnes en omkostning som gennemsnit for alle patienter. COWI beregner på denne baggrund en samlet pris per tilfælde af lungekræft til hospitals- og plejekomkostninger på 143.000 DKK eller 19.337 Euro.

Det er ikke en egentlig samfundsøkonomisk opgørelse, da tabt produktivitet ikke medregnes. Som Gundgaard et al. (2002) skriver, er tabt produktivitet dog sandsynligvis ikke så stor en omkostning, da gennemsnitsalderen for lungekræftpatienter er 63,3 år.

I Hartunian et al. (1981) udgør produktivitetstabt dog en meget stor del. Dette skyldes, at de unge mennesker, der bliver ramt af kræft, har et stort produktivitetstab. I gennemsnit koster det første år med lungekræft 20 ugers tabt arbejde.

Som nævnt i afsnit 4 om dosis-respons er lungekræftdødsfaldene en del af den kroniske død relateret til luftforurening. Den tabte produktivitet må derfor antages at være indeholdt i VSL-værdien for den kroniske død.

Tabel 5.5. Anvendt værdisætning for mortalitet og morbiditet og referencer

Effekt	Enhed	EURO	Kilde
Luftvejssygdomme.	Indlæggelse	7.020	DRG (2002)
Kredsløbssygdomme	Indlæggelse	12.011	DRG (2002)
Karsygdomme i hjernen	Indlæggelse	9.266	DRG (2002)
Kronisk bronkitis	Tilfælde	170.385	Viscusi et al. (1991) samt Rowe et al. (1995)
Brug af bronkodilator-medicin	Dag	15	Navrud (1997)
Hoste/MRAD	Dag	50	Pearce et al. (1998)
Lower respiratory symptom	Dag	8	Rowe et al. (1995)
Mild symptom dag	Dag	64	Pearce et al. (1998)
RAD	Dag	116	Statistisk Årbog 2003 samt Rowe et al. (1995)
Lungekræft (beh.)	Tilfælde	19.337	COWI (2004)
Statistisk liv - VSL		1.220.348	BeTa
Kronisk mortalitet		720.005 (5 år) 144.001 (1 år)	BeTa

5.5 Vurdering

Der er usikkerhed knyttet til værdisætningerne af både mortalitet og morbiditet. Hvor der er anvendt danske tal, er disse opregnet til et tilnærmet præferencebaseret niveau med udgangspunkt i en cost-of-illness-metode. Hvor danske tal ikke kan identificeres, er anvendt benefit transfer fra udenlandske studier ved at justere for købekraft og inflation.

Det er imidlertid beregningsprisen for statistisk liv der vægter mest i en usikkerhedsvurdering. Dette skyldes, at mortalitetsomkostningerne med den valgte beregningspris udgør ca. 75-80 % af det samlede eksternalitetsestimater, jf. det følgende afsnit.

6 Resultater

Dette afsnit præsenterer de beregningsresultater som fremkommer på grundlag af de forudsætninger som er gennemgået i rapportens foregående afsnit.

Ecosense 4.0 angiver resultaterne i eurocent per kwh. Fra disse resultater kan der omregnes til en eksternalitetsomkostninger per emitteret kg. (jf. Schleisner og Nielsen, 1997).

Resultaterne for landområder er beregnet ved kørsler på Ecosense 4.0, mens resultaterne for byområder er fremkommet ved opregning af landområderesultaterne på grundlag af de i BeTa anførte eksponeeringsfaktorer for byområder. Sidstnævnte er afstemt med danske beregninger på DEOM, jf. afsnit 3.

Det fremgår af tabellen, at foruden statistisk liv så er det især bronchitis, lungekræft og dage med begrænset aktivitet (RAD), som vægter i den samlede økonomiske vurdering af de velfærdsøkonomiske sundhedsomkostninger.

Tabel 6.1. Oversigt over eksterne omkostninger i eurocent per kwh fordelt på relevante endepunkter for effekter. Ekskl. tungmetaller mv.

Effekt:	Eurocent per kwh
Hospitalsindlæggelser:	
Luftvejssygdomme	$4,02 \cdot 10^{-4}$
Kredsløbssygdomme	$8,78 \cdot 10^{-4}$
Karsygdomme i hjernen	$1,30 \cdot 10^{-3}$
Kronisk bronchitis	0,188
Astmatikere:	
Bronchodilator brug	$3,15 \cdot 10^{-3}$
Hoste	0,008
Lower respiratory symptom	$8,0 \cdot 10^{-4}$
RAD:	
Restricted Activity Day	0,065
Lungekræft	0,100
Statistisk liv	1,870
I alt pr. Kwh	2,24

Tabel 6.2. giver en oversigt over de beregnede eksternaliteter per emission. Disse eksternaliteter er beregnet for et moderne kulfyret kraftværk med samme karakteristika og udledninger som Fynsværket.

Tabel 6.2. Velfærdsøkonomiske skadesomkostninger for luftemissioner. Moderne kulfyret kraftværk med placering på Sjælland.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,08	18	138
NO _x og nitrat	2,11	11	86
SO ₂ og sulfat	0,04	7	53

Tabel 6.3. Velfærdsøkonomiske skadesomkostninger for luftemissioner. Moderne kulfyret kraftværk med placering i Vest-Jylland.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,06	15	109
NO _x og nitrat	1,94	11	79
SO ₂ og sulfat	0,04	7	51

Tabel 6.4. By med 100.000 indbyggere. Tillæg for velfærdsøkonomiske skadesomkostninger ved luftemissioner.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	0,20	45	339
SO ₂ og sulfat	0,11	19	142

Tabel 6.5. By med 500.000 indbyggere. Tillæg for velfærdsøkonomiske skadesomkostninger ved luftemissioner.

	Eurocent/kwh	EURO/kg emission	DKK/kg emission
PM _{2,5}	1,21	271	2029
SO ₂ og sulfat	0,74	123	920

Resultaterne i tabel 6.2. må vurderes i sammenhæng med gennemgangen af EcoSense's luftspredningsmodul og de beregnede eksponeringsfunktioner i afsnit 2 og 3. Den usikkerhed som de beregnede eksternaliteter er forbundet med, er bl.a. knyttet til fejkilderne på EcoSense's luftmodellering. Denne fejlkilde er især udpræget for NO_x og sekundære nitrat partikler, som, på baggrund af analysen af forskellene mellem BeTa og DEOM, må vurderes således at de her beregnede estimater muligvis kan være overvurderet.

Med de forbehold der er nævnt i afsnit 3 vurderes der for sulfat og PM_{2,5}, at være en acceptabel overensstemmelse mellem eksponeringsfaktorerne i Ecosense/BeTa og DEOM, således at Ecosense 4.0 kan anvendes som grundlag for de efterfølgende eksternalitetsberegninger. En højere præcision vil blive muliggjort når DMU har sammenkoblet egne luftmodeller med impact pathway kæden, hvilket forventes implementeret i 2005.

7 Konklusion

Beregninger af eksternaliteter forudsætter samarbejde mellem forskellige faglige kompetencer. I arbejdet med denne rapport har miljøøkonomiske, miljøkemiske og atmosfærefysiske kompetencer været inddraget, hvilket har været nødvendigt for at kunne vurdere og implementere *impact pathway*-metoden i et nyt delstudie med gyldighed for Danmark. Der har endvidere været dialog med danske miljømedicinske kompetencer om partikel-mortalitet, mens de anvendte dosis-respons-funktioner for morbiditet baserer sig på metode og anbefalinger fra ExternE.

Det foreliggende projekt har vurderet beregningsmetoderne og forudsætningerne i EcoSense, og har opdateret og revideret disse.

Med hensyn til luftspredningsmodulet i EcoSense er det i afsnit 2 konstateret, at der anvendes en ældre model til beregning af regional transport, som ikke er state-of-the-art, i forhold til atmosfæremodeller anno 2004. Modellen er ikke i stand til tilstrækkeligt præcist, at beskrive variationen i koncentrationen mellem høje og lave niveauer, og deres korrekte geografiske fordeling, og dermed heller ikke eksponeringen, idet forenkede procedurer i beregningerne medfører, at koncentrationerne bliver mere jævnt fordelt. Dette ses når man vurderer beregninger med mere avancerede Eulerske modeller overfor beregningerne i Ecosense (jf. tabel 3.3 side 30).

Der er, i regi af det strategiske miljøforskningsprogram, udført en stor indsats med at beregne eksponeringsfaktorer for bl.a. hovedstadsområdet i Danmark med Eulerske modeller. Disse beregninger har en højere opløsning og detaljeringsgrad end EcoSense. Det er derfor muligt at sammenligne de beregnede eksponeringsfunktioner i EcoSense med de, som er beregnet med de danske luftkvalitetsmodeller. En sammenlignende analyse er gennemført, hvor der også er redegjort for, hvilke omregninger og korrektioner der må foretages, for meningsfuldt at kunne sammenligne output fra EcoSense med output fra den danske regionale luftkvalitetsmodel DEOM. Analysen viser, at svaghederne ved EcoSense især viser sig ved beregningen af sekundære nitrat-partikler (primær kilde for NO_x), ved beregningerne for ozon og ved beregningerne for SO_2 . Derimod er der for sulfat rimelig overensstemmelse mellem beregninger på de to modeller. Med hensyn til $\text{PM}_{2,5}$, er disse endnu ikke beregnet med DEOM, men hvis eksponeringsfaktoren antages at være som for de med DEOM beregnede eksponeringsfaktorer for PM_{10} , NO_x , CO og benzen (lokalspredning) hhv. for CO og Nox (regional spredning) fås sammenlignelige resultater. Der er imidlertid også svagheder ved de Eulerske modeller, idet sammenligning med måleresultater viser afvigelser på op til en faktor 2 mellem beregnede og målte værdier i Danmark, for visse stoffer, bl.a. nitrat.

Usikkerheden på SO_2 har ikke praktisk betydning for de miljøøkonomiske vurderinger, da den primære eksponering med svovl kommer fra sekundære sulfatpartikler. Det er derfor muligt at opgøre rimeligt pålidelige eksponeringsfaktorer for svovl. Med hensyn til

nitrat/ NO_x vurderes usikkerheden at være mere betydende. Med hensyn til ozon, giver modellerne også ret forskellige resultater, men er dog enige om, at ozondannelse i Danmark giver et negativt bidrag til NO_x -dannelsen, hvorfor der formentlig kan ses bort fra ozon som eksternalitet.

Sundhedseffekterne af luftforurening har været genstand for talrige studier igennem årene. I ExternE-projektet har man, efter konsultation med Institute of Occupational Medicine i Edinburgh, identificeret et antal undersøgelser, ud fra hvilke dosis-respons-sammenhænge mellem eksponering for luftforurening og sundhedsmæssige effekter kan opgøres. For det samlede resultat er den vigtigste af disse, den store kohorteundersøgelse af partiklers sundhedseffekter, udført af Pope et al. (1995; 2002). Undersøgelsen er velkendt i dansk sammenhæng, hvor den har ligget til grund for rapporter og udvalgsarbejder, blandt andet under Færdselsstyrelsen. I rapportens afsnit 3 gives en summarisk henvisning til denne og de andre videnskabelige undersøgelser. For så vidt angår andre morbiditetseffekter, er der vel nogen usikkerhed forbundet med udvælgelsen af den relevante viden, men dels er ExternE projektet nu i dialog med epidemiologer og medicinere på de relevante felter, dels er deres betydning for de endelige eksternalitetsestimater hver for sig væsentligt mindre.

Værdisætning af mortalitet og morbiditet udgør det sidste led i *impact pathway*-kæden, men har naturligvis også betydning for de endelige resultater. For så vidt angår mortalitet, er det valgt at implementere en VSL-tilgang og at anvende samme værdi som i EU Kommissionens Benefit Tables, omend modificeret med købekraftspariteter til dansk prisniveau. Den anvendte VSL-værdi ligger i underkanten af den værdi der er fremkommet i det hidtil eneste danske studie vedr. betalingsvillighed for risikoreduktion, knyttet til statistisk liv. For så vidt angår morbiditet, har det været ønsket også at tilnærme til danske relative priser, men en vis pragmatisme må udvises, for at opgøre værdier for alle de relevante sundhedseffekter der kan identificeres. Primært anvendes en cost-of-illness-tilgang med udgangspunkt i data fra Sundhedsstyrelsen og andre danske kilder. COI-tal opregnes herefter med en COI/WTP-ratio til et præferencetilnærmet niveau. Sekundært anvendes benefit transfer fra udenlandske WTP-studier. Begrundelsen for at anvende COI-tilgangen, er den usikkerhed, som er forbundet med de ældre WTP-undersøgelser som ExternE anvender, samt i øvrigt med benefit transfer. Også morbiditetsværdierne er tillempet dansk prisniveau gennem brug af købekraftsparitetsjustering.

Der er gennemført beregninger med EcoSence for to emissionskilder i landområder, henholdsvis på Sjælland og i Jylland. Resultaterne viser beskeden variation mellem de to placeringer. Eksternaliteterne er som det fremgår af tabel 6.4 og 6.5 imidlertid væsentligt større ved tætbefolkede byområder.

Appendix 1 State-of-the-art

luftforureningsmodellering

I dette kapitel gives en generel beskrivelse af grundbegreberne for modellering af forurening i atmosfæren, samt af state-of-the-art-luftforureningsmodeller, der kan anvendes til beregning af fordelingen af kort- og langtransporteret luftforurening. Forskellige typer af modeller, der kan anvendes, gennemgås, efterfulgt af et eksempel på en state-of-the-art-model.

Den atmosfæriske transportvej for forurening

I beskrivelsen af luftforurening skelnes grundlæggende mellem to grupper af stoffer: primære og sekundære. De primære stoffer er dem der emitteres til atmosfæren fra forbrænding, trafik, industri og landbrug. Sekundære stoffer er dem der dannes kemisk udfra de primære stoffer, når disse først er i atmosfæren. Eksempler på primære stoffer er NO (nitrogenoxid) og NO₂ (nitrogendioxid; summen af NO og NO₂ betegnes under et som NO_x), CO (kulmonooxid) og SO₂ (svovldioxid), der emitteres fra alle former for forbrændingsprocesser, samt NH₃ (ammoniak) der emitteres fra landbrugsaktiviteter, som for eksempel spredning af gylle. Andre primære stoffer er flygtige organiske forbindelser, der blandt andet emitteres fra forbrændingsprocesser såvel som fra vegetation og ved brug af opløsningsmidler i industri og husholdning. Levetiden af de primære stoffer er som hovedregel kort (det vil sige ~1 døgn), hvorimod levetiden af de sekundære stoffer, i en del tilfælde, er noget længere (~1 uge). Da de primære stoffer emitteres kontinuert, vil der således hele tiden være både primære og sekundære komponenter til stede i atmosfæren, selvom koncentrationsfordelingen selvfølgelig varierer.

NO omdannes gradvist til NO₂, som reagerer videre med andre stoffer og omdannes til nitrat (NO₃). SO₂ reagerer med andre komponenter og omdannes til sulfat (SO₄) og NH₃ omdannes på tilsvarende vis til ammonium (NH₄). Fælles for nitrat, sulfat og ammonium er, at disse komponenter har en lang levetid i atmosfæren og derfor kan transporteres langt (~1000 km eller mere).

På grund af tyngdekraft og turbulente bevægelser i atmosfæren vil en del af de stoffer der befinder sig i de nederste luftlag, blive afsat på overfladen. Hvor hurtigt de enkelte stoffer afsættes (deponeres), afhænger af hvilket stof det er, hvilken overflade det deponeres til, samt en række andre faktorer, der vedrører dels de meteorologiske betingelser på stedet, dels vegetationens beskaffenhed.

For at modellere koncentrationsfordelingen over et udvalgt område er det derfor nødvendigt at kunne beskrive emissionen af de primære forureningskomponenter, den kemiske omdannelse der finder sted i atmosfæren, transporten af stofferne i atmosfæren som følge af vinden, samt hvor meget af de enkelte stoffer der bliver afsat på forskellige overflader. Desuden er det nødvendigt at kende den gennem-

snitlige baggrundskoncentration af stofferne, for at have et udgangspunkt for modellering.

Eulerske, Lagrangeske og Gaussiske modeller

Der findes overordnet to metoder til beskrivelse af langtransport af luftforurening (over mere end 30 km) i atmosfæren: det Eulerske og det Lagrangeske modelkoncept. For at beskrive atmosfærisk transport over afstande mindre end 30 km, er det typisk Gaussiske modeller der anvendes.

Langtransport-modeller til beskrivelse af luftforurening anvender enten den Eulerske eller den Lagrangeske metode til beskrivelse af den atmosfæriske transport, men fælles for modeller, der baseres på en af de to metoder, er en mere eller mindre detaljeret beskrivelse af den kemiske omdannelse og deposition af de forurenende stoffer der indgår i modellen. Den Eulerske metode er meget krævende med hensyn til computerressourcer, i forhold til den Lagrangeske, til gengæld er præcisionen også langt bedre. I løbet af de sidste årtier er det blevet standard, at anvende modeller baseret på den Eulerske metode; dette skift er muliggjort af den store udvikling indenfor computerteknologi.

I en Eulersk model opdeles modelområdet i gitterceller med en koncentrationsfordeling der udvikler sig i tiden. I hver gittercelle beregnes ændringen i koncentrationen for hvert tidsskridt, ved hjælp af meteorologiske data der beskriver hvor meget luft der blæser ind og ud af den enkelte gittercelle, samt ved at udregne hvor meget af de enkelte kemiske komponenter der deponeres på overfladen eller omdannes kemisk. Inden for hver gittercelle antages det, at fordelingen af koncentrationen er jævn (homogen). Resultaterne fra en Eulersk model giver koncentrationsfordelingen for hele modelleringsperioden og over hele det modelområde, hvortil der foretages beregninger på baggrund af til rådighed værende meteorologi og emissionsdata.

I en Lagrangesk model betragtes luftpakker der bevæger sig i samme retning og med samme hastighed som vinden, langs en såkaldt trajektorie, der er bestemt ved hjælp af meteorologiske data. Der er to hovedtyper; dem der er orienteret fra forureningskilderne og dem der er orienteret mod receptorerne (i form af modtager-punkter) af forureningen. I det første tilfælde bidrager kilden med en initial koncentration til en luftpakke, som derefter bevæger sig væk fra emissionsstedet ved hjælp af en fremadrettet beregning af trajektorien. I det andet tilfælde regnes der først baglæns i tiden fra receptoren langs med en trajektorie. Når trajektorien er lang nok (afhængigt af hvad modelresultaterne skal bruges til) tildeles luftpakken en initial koncentration og der regnes fremad i tiden langs samme trajektorie, således at luftpakken nu passerer over forskellige aktuelle emissionsområder. Der regnes for en enkelt luftpakke ad gangen og som ved den Eulerske metode, ændrer koncentrationen af de enkelte stoffer sig på grund af deposition og kemisk omdannelse. På denne måde beregnes en koncentration i luftpakken, der til en vis grad afspejler emissionskilderne i det regionale område, inden luftpakken ankommer til

receptorerne. Resultaterne fra en Lagrangesk model giver kun koncentration sniveauer for receptorerne, uafhængigt af hvor stort dækningsområde de til rådighed værende meteorologi og emissionsdata har.

I en Gaussisk model betragtes en enkelt kilde, fx en skorsten på et kraftværk, og spredningen af forurening fra kilden beregnes i en røg-fane i vindretningen. Tæt på kilden, det vil sige i afstande op til ca. 30 km, er de kemiske reaktioner i atmosfæren af mindre betydning for koncentrationen af de primære forurenende stoffer, under forudsætning af at NO og NO₂ betragtes under et som NO_x. Det indbyrdes forhold mellem koncentrationen af NO og NO₂ samt O₃ er stærkt afhængig af de hurtige kemiske reaktioner mellem disse tre stoffer.

På grund af den høje emissionshøjde fra toppen af en skorsten er overfladekoncentrationerne i kort afstand til skorstenen stærkt afhængige af den vertikale opblanding i den nedre del af atmosfæren. Vertikal opblanding afhænger af atmosfærens stabilitet og eksistensen af eventuelle inversionslag. Afhængig af hvad formålet med beregningerne er, vil den mest beregningsøkonomiske måde at bestemme luftkoncentrationer af primære forureningskomponenter på lokal skala, derfor være gennem anvendelse af en model der negliger kemiske reaktioner, hvilket sparer regnetid, men alligevel er detaljeret nok til at beskrive den turbulente diffusion og vertikale opblanding. Disse krav opfyldes af den Gaussiske røgfanemodell, der findes i mange forskellige varianter.

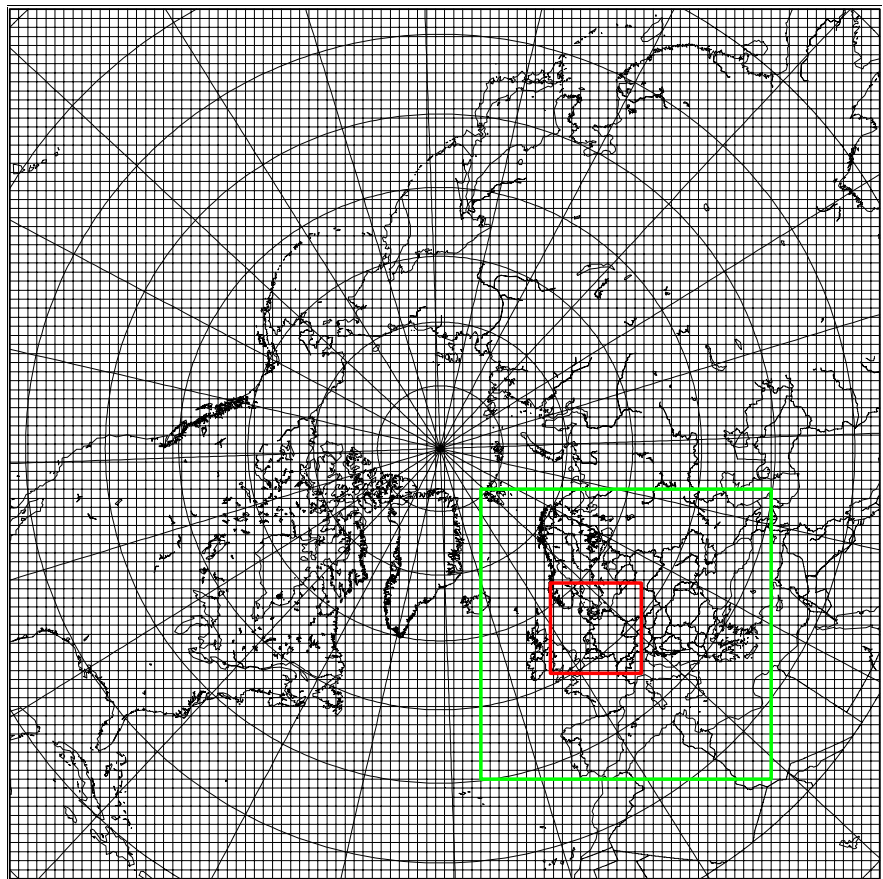
Eulerske modeller anvendes til beregning af langtransport af forurening. I situationer hvor emissionerne kommer fra en enkelt stærk kilde, giver det problemer hvis beregningerne udelukkende er baseret på den Eulerske metode, og det er her Lagrangeske modeller kan have deres berettigelse. Gaussiske modeller bruges til at beregne den lokale spredning fra eksempelvis et kraftværk eller en svinefarm. Hvis der ønskes beregninger af spredningen over længere afstande, er det nødvendigt at kombinere beregningerne af den lokale spredning med en model baseret på den Eulerske metode.

Eksempel på en state-of-the-art model til beskrivelse af luftforurening

For at beskrive luftforureningsniveauer på regional og lokal skala (eksempelvis for et kraftværk i Europa) er det nødvendigt at inkludere alle kilder og dræn indenfor området. Nyeste resultater viser, at der under særlige meteorologiske betingelser finder transport af forurening sted fra fx Nordamerika tværs over Atlanterhavet til Europa. I sådanne tilfælde er det nødvendigt, at inkludere hele den nordlige halvkugle som modeldomæne, samt at anvende en langtransportmodel. For at opnå resultater på lokal skala, kan den regionale langtransportmodel kobles til en lokal model, således at den regionale model leverer grænsebetingelser til den lokale model.

For at beskrive transporten på så stor skala som det Europæiske kontinent udgør, er det nødvendigt at anvende en tredimensional model, baseret på den Eulerske metode til beskrivelse af transporten, og med

en tilstrækkelig detaljeret beskrivelse af de atmosfærekemiske reaktioner (Peters et al. 1995). Som minimum vil det sige, at diverse svovl- og kvælstofkomponenter og deres indbyrdes reaktioner skal være inkluderet, samt at fotokemi og dermed ozon også skal udgøre en væsentlig bestanddel. Et eksempel på en sådan model er den Danske Eulerske Hemisfæriske Model (DEHM, Christensen, 1997), hvis modeldomæne ses i figur 1. Modellen dækker den nordlige halvkugle med en opløsning på 150 km x 150 km. Der er desuden implementeret to områder inden for modeldomænet, hvor opløsningen er højere, nemlig et domæne over Europa med en opløsning på 50 km x 50 km og et domæne over Nordeuropa med en opløsning på 16,67 km x 16,67 km. De to domæners opløsning er nøje tilpasset tilgængelige emissionsopgørelser fra henholdsvis EMEP og EUROTRAC underprojektet GENEMIS.

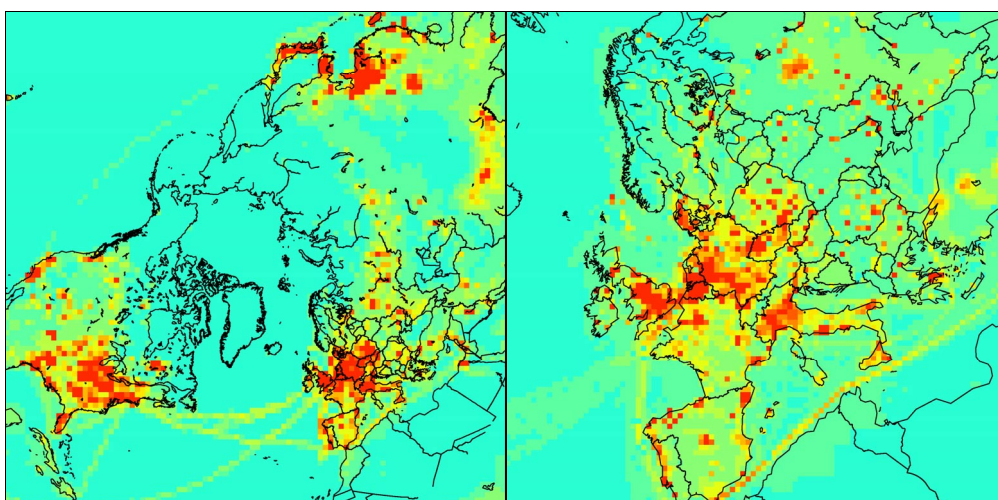


Figur 1. Modeldomænet for DEHM-modellen. Sort firkant angiver det store domæne, der dækker hele den nordlige halvkugle med 150 km² opløsning. Den grønne firkant omkranser det Europæiske sub-domæne, hvor opløsningen er 50 km² og den røde firkant det Nordeuropæiske sub-domæne med en opløsning på 16,67 km².

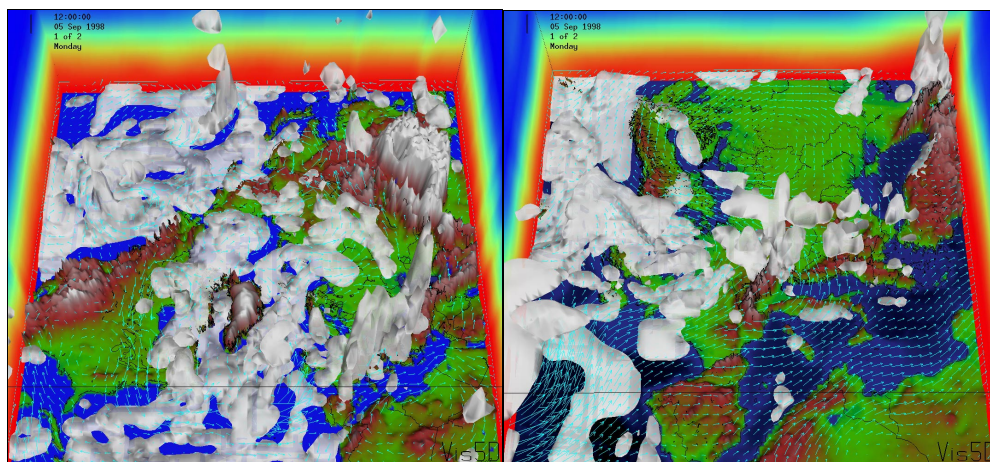
DEHM er koblet til en vejrpgnosemodel, således at de meteorologiske data, der anvendes som input til DEHM, har samme opløsning som gitteret i modellen (Frohn et al. 2001). Selve beliggenheden af gitternettet i DEHM er valgt således, at det følger det gitter der anvendes i EMEP's model, og dermed også i EMEP's emissionsopgørelse. Ved at anvende denne fremgangsmåde introduceres minimal usikkerhed i forbindelse med transformation af emissionsdata fra et gitter til et andet. Et eksempel på emissions- og meteorologidata anvendt ved beregninger med DEHM, er givet i figur 2 og 3. Der er in-

kluderet 60 forskellige kemiske komponenter i DEHM, herunder nitrogen-oxider, ozon, flygtige organiske forbindelser og svovlforbindelser (Frohn, 2004). Endvidere er de sekundære partikler nitrat, sulfat og ammonium samt havsalt og primære emissioner af støv nu implementeret i modellen, således at den regionale PM_{10} -koncentration også kan beregnes. Partikeldelen af modellen kan bruges til at præsentere et første bud på koncentrationen, men den er stadig i udviklingsfasen, og sammenligning med målinger indikerer at beskrivelsen af de processer der involverer partikler, endnu ikke er fuldt tilstrækkelig. For nuværende drejer modeludviklingen sig om partikeldynamik (hvor store er de enkelte partikler), partikelspeciering (hvad består partiklerne af) samt organiske partikler.

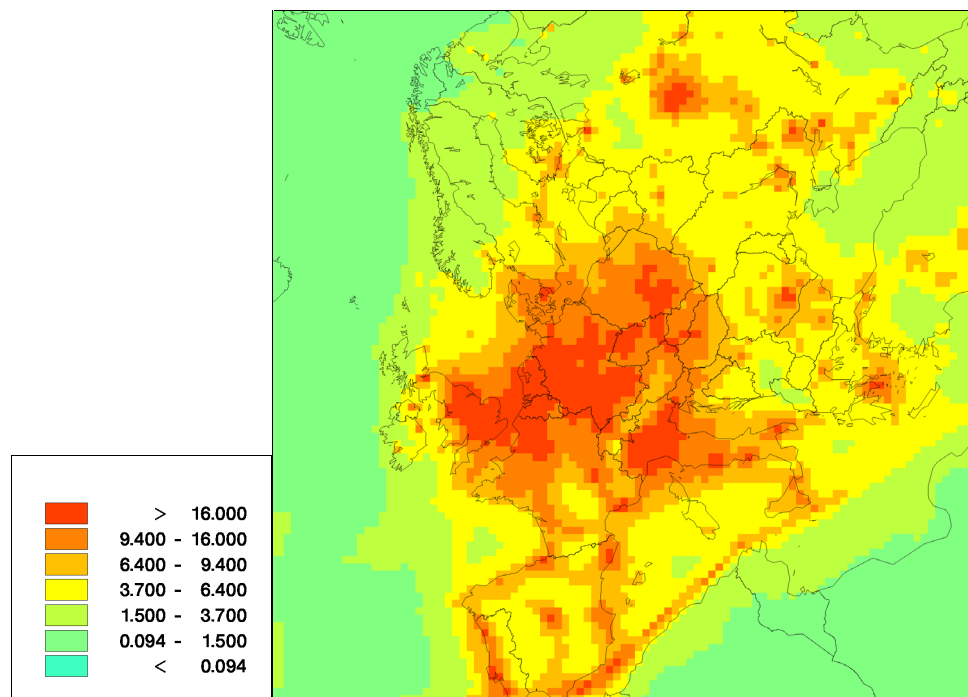
Et eksempel på årsmiddelkoncentrationen af NO_x for det europæiske område, beregnet med DEHM, er præsenteret i figur 4. DEHM-modellen er valideret med målinger fra mere end 100 målestationer indenfor det europæiske område for en tiårsperiode med gode resultater.



Figur 2. Eksempel på NO_x emissionsdata (1998) anvendt som input til DEHM. Til venstre data input til den del af modellen der dækker hele den nordlige halvkugle, til højre det datainput der anvendes til de regionale beregninger for Europa.



Figur 3. Meteorologiske data anvendt som input til DEHM. Til venstre data input til den del af modellen der dækker hele den nordlige halvkugle, til højre det datainput der anvendes til de regionale beregninger over Europa.



Figur 4. Årsmiddelkoncentration over Europa af NO_x for 1998 beregnet med DEHM. Enheden er $\mu\text{gN}/\text{m}^3$, opløsningen i beregningerne såvel som i input data er 50 km x 50 km.

Appendix 2 Beregningspriser for belastning med tungmetaller

Indledning

Begrebet tungmetaller i forhold til miljø- og sundhedsbelastning er noget misvisende, da denne stofgruppe indholder en del stoffer, der ikke er særlig "tunge". Stofgruppen burde hedde noget i retning af "miljø- og sundhedsbelastende grundstoffer", men betegnelsen tungmetal vil dog blive bibeholdt i denne redegørelse. Da tungmetaller er grundstoffer, kan de ikke nedbrydes sådanne som fx organiske miljøfremmede stoffer, som fx dioxin og PCB. Derimod kan tungmetaller indgå i et utal af kemiske forbindelser, hvilket i høj grad har betydning for deres miljøpåvirkning. Som eksempel kan nævnes tin, der ikke er specielt giftigt som grundstof, men hvis stoffet sættes sammen med en organisk forbindelse til butyl-tin eller tri-bulyt-tin, fremkommer et meget potent giftstof, der har miljøeffekter helt ned til 1 ng/l (en milliardtedel gram per liter). Tungmetaller kan også optræde i forskellige oxidations-trin, som kan have stor betydning for deres miljøbelastning. Dette gælder fx for krom, der er mest giftigt som krom-VI. Tungmetallers virkning på miljø og sundhed er meget kompliceret, da det dækker over en lang række virkningsmekanismer. I denne korte udredning bliver der kun fokuseret på human sundhed.

Pga. den meget komplekse problemstilling vil en aktuel værdisætning af omkostninger ved tungmetallers sundhedsmæssige belastning være forbundet med meget stor usikkerhed. Graden af usikkerhed vil være styrende for, om der skal søges en mere eller mindre præcis værdisætning. Hvis der hersker stor usikkerhed generelt, er det svært at vælge en bestemt værdi som indiskutabel bedst. En usikkerhedsanalyse vil i princippet være i stand til at kvantificere usikkerheden, så denne kan tages med i værdisætningen. Dette er fx gjort i ExternE-projektet, men der er meget store problemer med usikkerhedsanalyse, når vidensgrundlaget er svagt. Det betyder, at den usikkerhedsanalyse, som er udført i ExternE, synes at være af ringe brugbarhed. Det skyldes at selve usikkerhedsberegningen er usikker, og det er tydeligt, at den valgte tilgang i ExternE ikke tager hensyn til alle vigtige kilder til usikkerhed og derfor fremkommer med en usikkerhed, der er underbestemt. Som udgangspunkt for beregningerne må den bedste strategi derfor være, at finde en referenceværdi, der afspejler ønsket om beskyttelse, samtidig med at der ikke er konflikt med den mest opdaterede viden. Efterhånden som bedre viden opnås, kan referenceværdien ændres, så den ikke kommer i konflikt med eksisterende viden.

Virkningsmekanismer og dosis-respons-kurver

Der er mange mulige uheldige virkningsmekanismer forbundet med indtagelsen af tungmetaller. Følgende vises en liste med eksempler

på virkningsmåder, der er et samlet udtræk fra referencerne: Caussy et al., 2003, Vennemo, 1995, ExternE, 1999 og Concise, 1999.

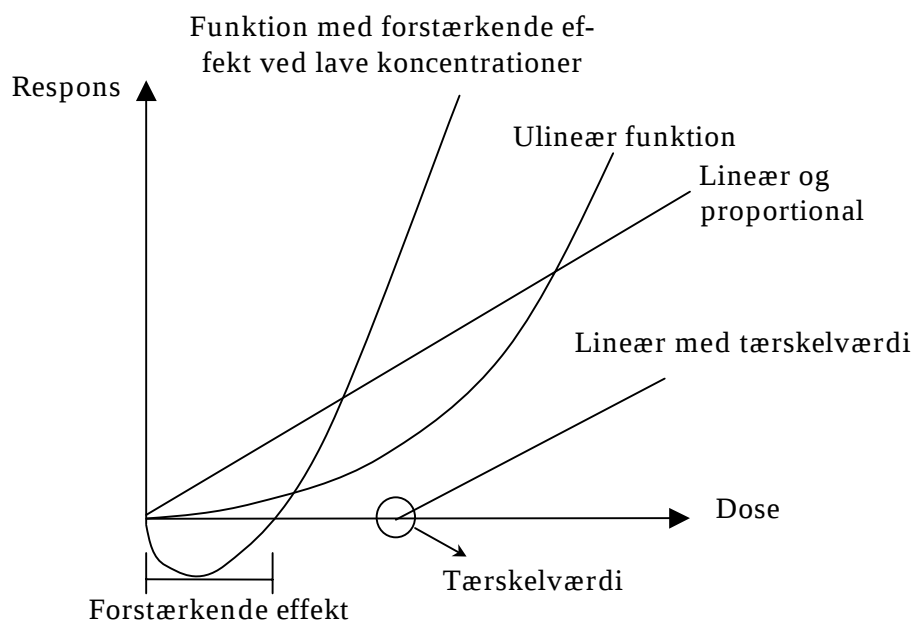
- Hudirritation (As, Pt)
- Allergi (Pt)
- Nervesystem (Pb, Hg, As, Mn)
- Blodmangel (Pb, As, Cd)
- Nyreskader (Pb, Hg, Cd)
- Leverskader (Hg, Cd)
- Lungeskader (Cd, Pt, Mn)
- Knogleskader (Cd)
- Reduceret mental udvikling (Pb)
- Øget risiko for abort (Pb)
- Nedsat frugtbarhed (Pb, Mn)
- Kræft (As, Cd, Cr, Ni)

Denne liste viser klart, at de mulige ulemper ved tungmetaller er mangfoldige. I forhold til mangan (Mn) er der blevet søgt specifikt omkring skadelighed, da dette stof viser sig at være det mest betydningsfulde i ECON 2000 (ECON, 2000). Mangan er et vigtigt sporremetal, der styrker funktionen af vigtige enzymer, cellers reparationsmekanisme i forhold til frie radikaler, sund hud og syntese af kolesterol. Anbefalet dosis for en voksen person er omkring 2 mg/dag. Indtages større mængder Mn kan der ske skader på nervesystemet, der kan medføre en Parkinson's lignende sygdom, samt skade på lunger og forplantning (Concise, 1999). Indtag i størrelsesorden over 100 mg/dag skal være tilstede for en voksen person over længere tid, før de uheldige virkninger kan fremkomme (beregnet efter opgivelser i Concise, 1999). Mangan Oxid er en partikel, der kan have en noget uheldig effekt, men det skyldes formodentligt at den er en partikel, og ikke så meget fordi Mn specifikt indgår (Concise, 1999). I ECON 2000 sættes udslippet af mangan til 2.12 g/ton affald (tabel 2.13) og ifølge Videncenter for Affald (<http://www.affaldsinfo.dk>) forbrændes der 583 kg affald per person i Danmark. Sammenholdes dette kan manganudslippet groft estimeres til 1,2 g/år per person. En person skal have 2 mg mangan per dag, hvilket svarer til 0,73 g/år. Dvs. at en person står for et udslip af mangan fra forbrænding, der er tæt på det anbefalede indtag. Dermed tyder det ikke på at manganudslip til luften fra forbrænding af affald er noget stort sundhedsskadeligt problem.

Etablering af dosis-respons-sammenhænge er meget usikker pga. den store kompleksitet bagved, fx de sundhedsmæssige effekter, og de kemiske sammenhænge, der er styrende for eksponeringsvejene. I ExternE definerer man en eksponering-respons-funktion, fordi man mener at begrebet "dosis" ikke harmoner med det der egentlig beregnes. Men det synes dog mest at være et spørgsmål om ord, mens selve begrebet "en funktion" bør diskuteres i forbindelse med en effektvurdering, da det forudsætter en entydig sammenhæng mellem en vis mængde stof og en tilhørende effekt. Der kan fx være miljøforhold, der interferer med den funktionelle sammenhæng mellem dosis og respons, ved fx at påvirke den kemisk aktive andel af et stof.

Selvom man accepterer eksistensen af en entydig funktionel sammenhæng mellem eksponering og effekt, så mangler det stadig en

vigtig diskussion af hvordan denne funktionelle sammenhæng skal se ud. Til værdisætning af sundhedsomkostninger vælges typisk en proportional sammenhæng, hvor en vis procentvis øgning i eksponeringsniveau giver den samme procentvise øgning i effekt. En proportional sammenhæng er en yderligere forsimpning i forhold til en lineær sammenhæng, da konstanten i den lineære sammenhæng er 0. Altså $b=0$ i udtrykket $y=ax+b$, ved en proportional sammenhæng. En proportional sammenhæng er regneteknisk meget simpel at anvende og er således også valgt i ExterneE (1999). Et problem med den proportionale sammenhæng er, at nogle stoffer kan have positiv effekt på sundheden (fx Mn og Zn), mens den sundhedsskadelige effekt optræder ved højere doser. Det betyder for lave miljøkoncentrationer, at det er meningsløst at have en proportional dosis-respons-kurve. Selvom der måske ikke er nogen direkte positiv effekt af en stof ved lave doser, er der sandsynligvis en tærskelværdi, under hvilken stoffet ikke har nogen betydning. I den sammenhæng er det vigtigt at vurdere om baggrundskoncentrationen er så høj, at en evt. tærskelværdi overskrides. I ExterneE vurderes det, at koncentrationen af partikler er så høj, at en evt. tærskelværdi er overskredet. Derimod har det ikke været muligt at finde oplysninger på lignende måde vedrørende tungmetaller. Der har dog ikke været søgt specifikt efter dette emne. Principielt forskellige dosis-respons-kurver er vist i Figur 1.



Figur 1. En principiel opstilling af mulige dosis-respons-funktioner for lave koncentrationer.

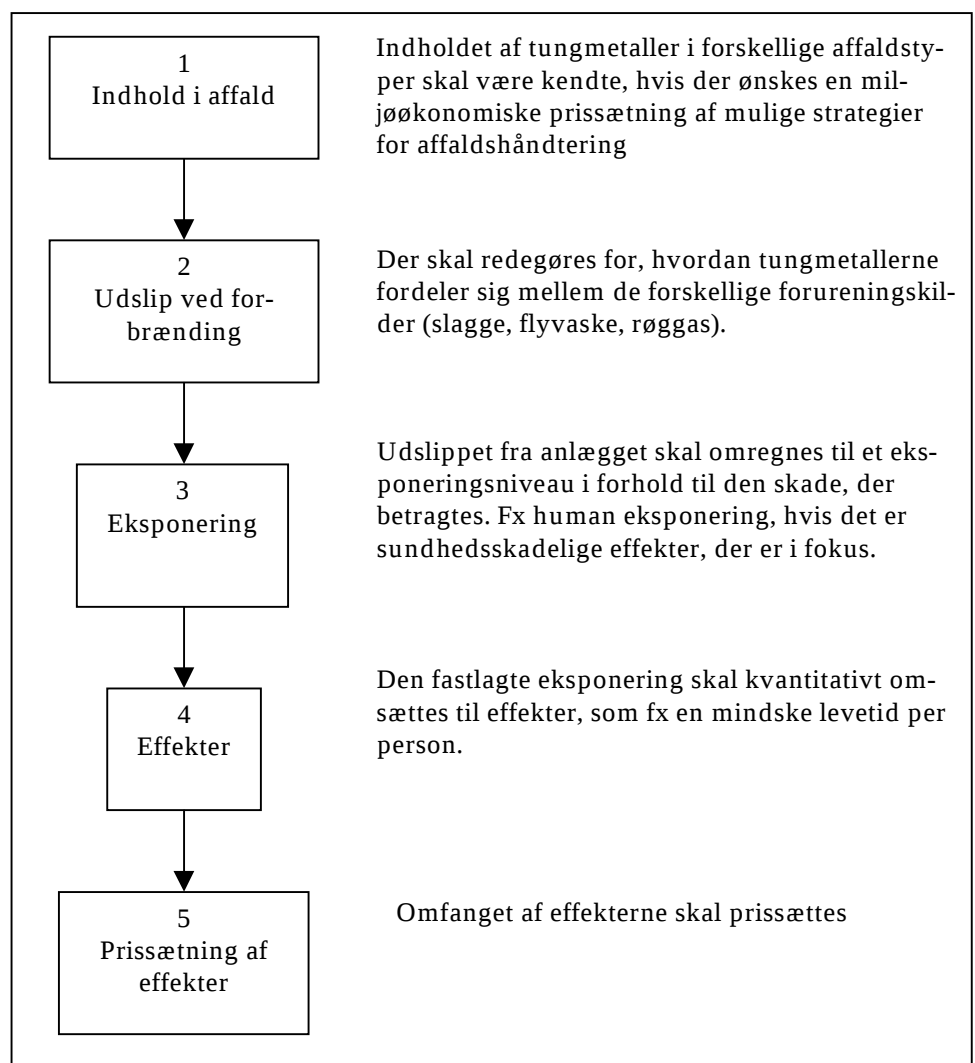
Værdisætning af respons

Værdisætning af den estimerede respons er en meget svær proces. Staring and Vennemo (2003) har taget udgangspunkt i bly, der er blevet værdisat ud fra generelle epidemiologiske overvejelser. Der fremsættes et lavt og højt estimat på hhv. 2,3 og 16,3 NOK. Den estimerede proportionale dosis-respons-kurve for alle andre stoffer skaleres i forhold til bly, for at finde de respektive værdier. Det betyder, at der forudsættes proportional sammenhæng mellem de forskellige dosis-respons-kurver for forskellige stoffer, når det gælder værdisæt-

ning. Dette er en meget restriktiv forudsætning, da stofferne har helt forskellige virkninger. I Øko-indikator 99, der indgår i ECON 2000, beregnes en DALY (mistet livstid) for hvert stof, der kan anvendes sammen med en værdi for statistisk liv, til værdsætning af de sundhedsrelaterede omkostninger.

Usikkerhedsvurdering

I ExternE diskuteres usikkerheden ved værdisætning, uden at der dog udføres en komplet usikkerhedsanalyse, som en konsekvens af, at det ikke er muligt at lave andet end en relativ grov opstilling og gennemgang af usikkerheden. Det er desværre således, at jo mindre viden der er tilstede i forhold til problemets omfang, jo sværere er det at udføre en usikkerhedsanalyse. Generelt indebærer en værdisætning af sundhedseffekter opstilling af årsagsvirkningssammenhænge som vist i figur 2.



Figur 2. Central led under udarbejdelsen af værdisætning

Når usikkerheden skal vurderes, er der vigtigt at vurdere den i forhold til alle led i figur 2. Hvert led er behæftet med en betydelig usikkerhed gennem rækken af led, og der vil således opstå en fejllophobning. Der vil dog typisk være nogle dominerende fejkilder, hvilket er vigtigt at holde sig for øje, før der ofres kræfter på at mindske usik-

kerhed og begrunde ændringer ved et eksisterende system. Ofte vil ganske få fejlkilder styre hele den samlede usikkerhed. Dette er nærmest et matematisk faktum, der kan udledes fra fejlophobningsloven på følgende måde:

Den samlede variation (Δ_{tot}) i et prædikat afhænger af hver delvariation, forårsaget af de betydende faktorer, gennem summen af hver variation i anden potens (fejlophobningsloven):

$$\Delta_{tot}^2 = \Delta_1^2 + \Delta_2^2 + \Delta_3^2 + \dots + \Delta_n^2$$

hvor Δ_i er den variation som faktor i bidrager med i forhold til prædikatet. Lad os definere del-variationerne sådan at $\Delta_1 > \Delta_2 > \dots > \Delta_n$ og omskrive ligningen til:

$$\Delta_{tot}^2 = \Delta_1^2 \cdot \sqrt{1 + \left(\frac{\Delta_2}{\Delta_1}\right)^2 + \left(\frac{\Delta_3}{\Delta_1}\right)^2 + \dots + \left(\frac{\Delta_n}{\Delta_1}\right)^2}$$

Hvert led under kvadratrodstegnet er mindre end 1 da Δ_1 er størst og da hvert led bliver sat i anden potens, bliver bidragene endnu mindre end 1. Samtidig virker kvadratrodstegnet på den måde, at den samlede sum tvinges mod 1. Dvs. at relationen $\Delta_{tot} \approx \Delta_1$ vil have en tendens til at være opfyldt. Som et rent numerisk eksempel: Hvis $\Delta_1 = 1$ og hvis der er 100 andre variationsbidrag, hver på $\Delta_i = 0,1$ så bliver ligningen til følgende: $\Delta_{tot} = \Delta_1 \cdot 1,4$. Dvs. at de 100 usikkerhedsbidrag, hver på 0,1, kun samlet betyder en ekstra usikkerhed 0,4 i forhold til en Δ_1 værdi på 1 !

En usikkerhedsvurdering kan passende tage udgangspunkt i de enkelte led i figur 2. I det følgende vil en meget grov førstehåndsvurdering blive foretaget af de enkelte led i en ukomplet form.

Boks 1: Der foreligger en del undersøgelser af tungmetallindholdet i forskellige affaldsfraktioner, hvilket giver et relativt godt grundlag for at bestemme den samlede mængde tungmetaller, der tilføres et forbrændingsanlæg. Dette giver en relativt lille usikkerhed.

Boks 2: I Danmark er der blevet udført grundige målinger på udslippet fra forskellige forbrændingsanlæg. Målingerne kan anvendes til relativt gode beregninger af den mængde der er indeholdt i de forskellige forureningskilder (slagge, flyveaske, røggas). Dette resulterer i en relativt lille usikkerhed.

Boks 3: Den humane eksponering kan beregnes med spredningsmodeller, der beregner stoffernes transport og fordeling i miljøet. Den norske model (ECON, 2000) bygger indirekte på beregninger udført efter principper svarende til EU's risikovurderingsmodel EUSES. Disse eksponeringsberegninger bygger på et meget simplificeret system, hvor medier (jord, vand (fersk/marin) og sediment (fersk/marin), luft) betragtes som homogene og hvor stoffet fordeles jævnt i disse. Dette har store begrænsninger, da der ikke tages hensyn

til en ujævn fordeling af stof inden for et medie, hvilket betyder at disse modeller er bedst til at bestemme jævne baggrundsbelastninger. For mere ujævnt fordelte kilder, som fx ved affaldsdepoter eller ved nedfald fra røgfaner, kan der således optræde en lokal eksponering, der er langt større. I EU's risikovurdering tages der højde for lokale forhold, gennem opstilling af mere lokale scenarier, der stilles op som værst tænkelige tilstand (worst case). Dette er nyttigt i en risikovurdering, men til beregning af miljøøkonomiske beregningspriser dur brugen af disse worst-case-scenarier derimod ikke, da det her er nødvendigt at bestemme eksponeringen af alle mennesker i referenceområdet, for at få udtrykt priser. Desuden er selve beskrivelsen af processer og mekanismer i modellerne meget simplificerede i forhold til den komplekse virkelighed. Groft sagt betyder dette, at en eksponeringsberegning kan siges at gælde med en usikkerhed, der ligger omkring en faktor 10-100. Noget af denne usikkerhed bliver der rettet op på med brug af modellen i ExternE, hvor egentlige spredningsberegninger udføres for hele Europa. Der vil dog stadig være betydelig usikkerhed på de beregnede eksponeringer.

Boks 4: Selve valget af dosis-response-relation er behæftet med stor usikkerhed og dernæst er værdifastlægningsparametrene for den valgte relation også behæftet med stor usikkerhed. En usikkerhed på en faktor 10-100 vil nok ikke være en overestimering, selv under veldefinerede forhold.

Boks 5: Prissætningen af effekter er svær og behæftet med betydelig usikkerhed. Begrebet statistisk liv indføres typisk og værdisætningen af denne er til diskussion. Denne diskussion kan dog synes lidt marginal i forhold til den meget store usikkerhed, der hersker i leddene ovenover. I ECON 97 bruges to værdier for blyssundhedsskadelige virkning på hhv. 2,3 og 16,3 NOK, hvilket skulle afspejle usikkerheden ved værdisætningen. Dette synes at være en lidt overflødig inddragelse af usikkerhed, set i forhold til de meget større usikkerhedsbidrag, der synes at være i den samlede opstilling beskrevet i figur 2.

Det er meget svært at gennemføre en egentlig usikkerhedsanalyse. På den anden side er der store usikkerheder i spil, som bør inddrages når værdisætningen evalueres. At ignorere usikkerheden vil betyde, at man helt mister det videnskabelige grundlag i de endelige beregninger. Når det skal vurderes, om det norske system skal justeres i forhold til danske forhold, er den umiddelbare vurdering den, at usikkerheden i hele systemet er så stor, at forskelle mellem de to lande vil være langt mindre end den usikkerhed, der er forbundet med beregningerne. Det betyder dog ikke, at man nødvendigvis skal adoptere det norske system, men blot overveje nøgternt om det norske system repræsenterer den bedste tilgang. En metodisk tilgang til en sådan vurdering kunne være, at indrage relativistiske metoder, hvor stofernes indbyrdes rang primært anvendes til at evaluere værdisætningen af omkostninger. Det er typisk lettere at vurdere om det ene stof er mere eller mindre skadeligt end et andet stof, end at vurdere aktuelle værdier for skadelighed. En relativistisk vurdering er således mere robust overfor usikkerhed og kan bruges til at luge ud i de største uoverensstemmelser. En sådan tilgang vil i det følgende blive anvendt til at evaluere de norske beregninger.

Undersøgelse for ordensmæssig konsistens

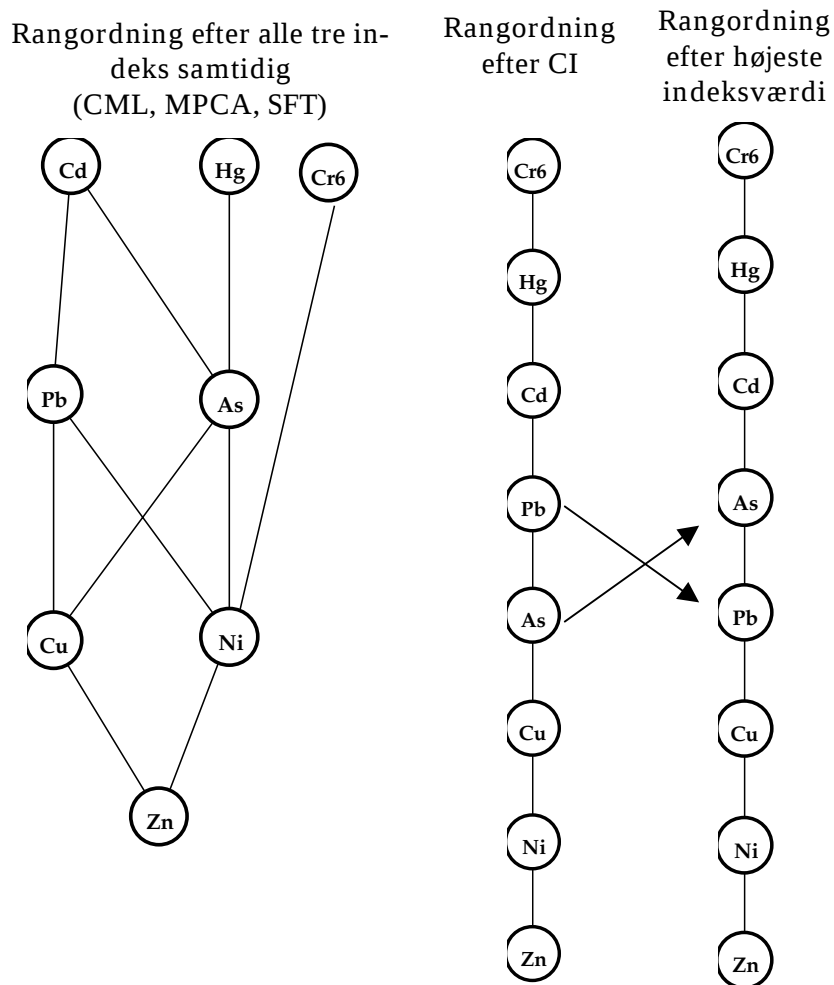
Først gennemgås kort ECON 1997 (Staring and Vennemo, 1997). I tabel 1 ses resultatet fra ECON 1997, hvor tre forskellige indeks (CML, MPCA, SFT) er beregnet baseret på tre forskellige principper. Hvert indeks er skalleret efter bly, så der fremkommer en slags fælles reference. Et fjerde indeks (CI) er derefter dannet ved at tage de geometriske gennemsnit af de andre tre indeks.

Tabel 1. Fareindeks for 8 tungmetaller ifølge ECON (Staring og Vennemo, 1997. CI er et geometrisk gennemsnit af de andre tre indeks (CML, MPCA, SFT).

Stof	CI	CML	MPCA	SFT
Cr6	27	52.000	1,2	0,3
Hg	18	0,72	2.800	3
Cd	5,4	7,2	2,8	7,6
Pb	1	1	1	1
As	0,86	0,63	0,34	3
Cu	0,23	0,051	0,33	0,76
Ni	0,18	0,15	0,25	0,16
Zn	0,038	0,037	0,03	0,051

Det ses store forskelle mellem indeksene i tabel 1 for det samme stof. Især Cr6 og Hg svinger meget. Der er således en variation på en faktor ca. 100.000 for Cr6. Da CI er dannet som det geometriske gennemsnit, betyder det at store indeksværdier undertrykkes. Således slår de store værdier for hhv. Cr6 og Hg ikke igennem med nogen større betydning i CI, hvilket er det modsatte af en forsigtig holdning. Hvis en mere forsigtig holdning vælges, kunne den største indeksværdi, blandt tre indeks (CML, MPCA, SFT) blive anvendt i CI.

Grundet den store numeriske variation i tabel 1, kan det være en fordel at betragte indekseringen alene som en relativistisk øvelse. En sådan sammenligning er vist i figur 3.



Figur 3. Rangordning af tallene fra Tabel 1.

I figur 3 er der rangordnet efter CML, MPCA, SFT og CI, samt højeste værdi for hvert stof. Der er rangordnet efter CML, MPCA, SFT på den måde, at der kun er foretaget en rangordning når alle tre indeks er enige om en rang. Pb er således rangordet under Cd fordi: $1 < 7,2$ og $1 < 2,8$ og $1 < 7,6$. Dette giver et Hassediagram som angiver den rang som alle tre indeks (CML, MPCA, SFT) er enige om. Det er således en slags "stærke" rangordninger, der er et resultat af alle indeks samtidig. Til venstre i figur 3 ses den rang som CI-indekset laver. Yderst til højre ses rangordningen efter den mest toksiske værdi blandt CML, MPCA eller SFT. Alle de rangordninger der er foretaget i Hassediagrammet til venstre, vil altid være at finde i rangen efter CI og i rangorden efter den højeste indekssværdi for hvert stof. Det ses, at det kun er rangen af Pb og As, der påvirkes af dette skift fra geometrisk middelværdi til maksimal værdi for hvert stof.

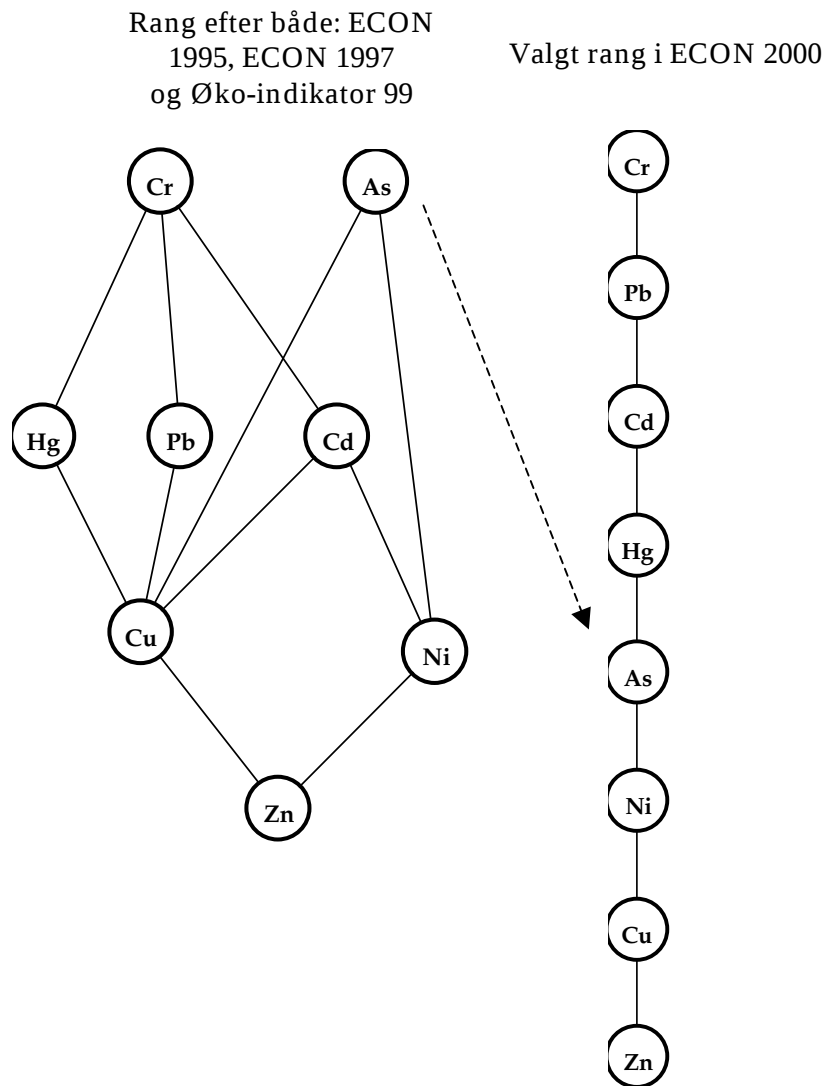
I ECON 2000 er priserne primært beregnet på basis af Øko-indikator 99 (Goedkoop and Spriensma, 2001), hvor der beregnes en tabt livstid (DALY). Dette muliggøre beregning af kostpriser ud fra værdien for statisk liv. For de stoffer, der ikke kunne dækkes af Øko-indikator 99 blev ECON 1995's værdier brugt. Resultaterne er opsummeret i tabel 2 nedenfor.

Tabel 2. ECON 2000 er fra rapport 85/00, tabel 3.6 og ECON 1995 er fra rapport 338/95 tabellerne 5.10 og 5.17. Enhed NOK/gram.

	ECON 1995	ECON 1997	Øko-indikator 99	ECON 2000
Krom (Cr)	1797	173	559	559
Kviksølv (Hg)	232	118	27	27
Kadmium (Cd)	1123	34	52	52
Bly (Pb)	310	6,5	62	62
Arsenic (As)	9099	5,6	9,5	9,5
Kobber (Cu)	0,4	1,5	0,3	0,3
Mangan (Mn)	232	-	-	232
Nikkel (Ni)	910	1,2	9,1	9,1
Zink (Zn)	0,06	0,2	,0006	0,0006
Antimon (sb)	1084,5	-	-	1084,5
Barium (Ba)	3,5	-	-	3,5
Selen (Se)	144	-	-	144
Beryllium (Be)	401,5	-	-	401,5
Tin (Sn)	0,03	-	-	0,03
Vanadium (V)	232	-	-	232

Det ses af tabel 2, at ECON 2000 har brugt værdierne fra ECON 1995 i forhold til mangan, antimon, barium, tin, beryllium, selen og vanadium. De øvrige værdier er taget fra ØKO-indikator 99.

Vi har altså nu hele tre overordnede prissætninger i spil: ECON 1995, ECON 1997 og Øko-indikator 99, hvoraf ECON 2000 vælger Øko-indikator 99 frem for de andre, for de stoffer, der er med i Øko-indikator 99. For de resterende stoffer vælger ECON 2000 værdier svarende til ECON 1995. For at evaluere dette valg, udføres en samlet rangordning efter alle tre indeks på én gang i figur 4, samt en rangordning efter Øko-indikator 99. Her indgår altså kun de stoffer der er med i alle prissætninger. Det ses i figur 4 at As er rangordnet i toppen i Hasse-diagrammet til venstre. Det ses også, at As ikke er sammenlignet med Cr, Hg, Cu og Cd. I rangordning alene efter Øko-indikator, er alle disse stoffer (Cr, Hg, Cu og Cd) rangordnet over As. Det betyder at As bliver skubbet mest muligt ned i rangorden ved Øko-indikator 99.



Figur 4. Sammenligning af rangen mellem hhv. ECON 1995, ECON 1997 og Øko-indikator 99. Det ses at As forskydes så langt ned i rangorden i ECON, som det overhovedet er muligt.

Hvis alle tungmetaller i ECON 2000 skal vurderes, kan det ske i forhold til ECON 1995, da det er den eneste opgivende reference, der har de samme stoffer med som ECON 2000. Der er en vis inkonsistens i stoffernes indbyrdes rang, når ECON 2000 sammenlignes med ECON 1995. Fx ligger Mn over Cd ifølge ECON 2000 data, men omvendt under Cd ifølge ECON 1995 data. I tabel 2 fremgår det at ECON 1995 værdimæssigt ligger højere end Øko-indikator 99 for de stoffer der er fælles. Det synes derfor problematisk når ECON 1995 og Øko-indikator kombineres til et samlet sæt af værdier i ECON 2000. Der opstår inkonsistens i den relative orden af stoffer, som ikke er teoretisk begrundet. Det ses tydeligt i figur 5.

Rang nr.	ECON 2000	ECON 1995
14	Sb	
13	Cr	As
12	Be	Cr
11	V Mn	Cd
10	Se	Sb
9	Pb	Ni
8	Cd	Be
7	Hg	Pb
6	As	Hg Mn, V
5	Ni	Se
4	Ba	Ba
3	Cu	Cu
2	Sn	Zn
1	Zn	Sn

Figur 5. Sammenligning af rangordningen i forhold til hhv. ECON 1995 og ECON 2000. De mørkt farvede stoffer er stoffer, hvor værdien fra ECON 1995 anvendes i ECON 2000.

Det samlede mønster af denne inkonsistens kan kortlægges med brug af delvis orden, som vist i figur 2.

Da de grå-tonede stoffer i figur 5 er de stoffer, hvor ECON 2000 har overført data fra ECON 1995, og da disse stoffer typisk ligger øverst i figur 1, betyder det at de har større vægt i ECON 2000 sammenlignet med ECON 1995. Det synes problematisk at samkøre data fra ECON 1995 og Øko-indikator 99, med mindre det kan begrundes, at der skal ske en ny rang mellem stoffer i ECON 2000 sammenlignet med ECON 1995.

Hvis de forskydninger, der ses i rangorden mellem ECON 1995 og ECON 2000 kun gælder for stoffer, der ikke har betydning, når de endelige priser regnes ud i enheden NOK/ton affald, er det måske af mindre betydning. Det er dog ikke tilfældet for ECON 2000. Ifølge tabel 4.6 i rapport 85/00 ses det, at mangan er styrende og større i værdi end alle andre stoffer, se tabel 3.

Sammenholdes den generelle usikkerhed omkring værdisætning af sundhedseffekter med det faktum at mangan er dominerende i ECON 2000, kan det konkluderes, at ECON 2000 reelt er en "mangan-model".

Tabel 3. Det samlede overslag over de sundhedsmæssige omkostninger i NOK/ton affald fra ECON 2000.

	Papir/ pap	Plast	Vådt org	Metal	Glas	Træ	Tekstil	Bl.hush.
Krom (Cr)	13	12	687,5	554,5	9	5	917	288
Kviksølv (Hg)	0,1	0,1	0,7	0,7	0,05	0,1	1	2,5
Kadmium (Cd)	1,5	3,5	5	0,5	0,5	0,5	4	5
Bly (Pb)	3	3	58,5	18,5	29	3,5	7,5	37
Arsenik (As)	1	0,5	4	2	0,5	2	1	2
Kobber (Cu)	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2
Mangan (Mn)	492	492	492	492	492	492	492	492
Nikkel (Ni)	14	14	14	14	14	14	14	14
Zink (Zn)	0	0	0	0	0	0	0	0
Antimon (Sb)	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
Barium (Ba)	-	-	-	-	-	-	-	-
Selen (Se)	0,5	0,1	2,5	0,5	0,1	0,1	0,5	1
Beryllium (Be)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Tin (Sn)	0	0	0	0	0	0	0	0
Vanadium (V)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Total	552	613,5	1415,5	1146,5	612	603	1554	930,5

Konklusion

Prissætning af sundhedseffekter ved affaldsforbrænding er en meget usikker størrelse, og i denne relativt lille undersøgelse er der taget udgangspunkt i nogle eksisterende undersøgelser. Disse er blevet undersøgt for konsistens.

Hvis tallene for ECON 2000 skal anvendes til danske forhold, bør der tages hånd om den store inkonsistens, som hersker i forhold til visse stoffer, når der sammenlignes med andre kilder til værdisætning. Det er tydeligt, at ECON 2000, ved at blande tal fra to kilder, også blander to forskellige reference niveauer, hvor ECON 1995 generelt ligger under Øko-indikator 99 i værdisætning.

Det synes ikke rimeligt at lade Mangan få så stor en indflydelse i den endelige fastlæggelse af priser, som tilfældet er med ECON 2000.

Hvis en prissætning ønskes koblet med spredningsmodeller, som fx under ExternE, skal hele grundlaget for ECON 2000 genovervejes. Det skyldes at stoffets spredning er inkluderet i beregning af priserne, med brug af EUSES-modellen i Øko-indikator 99. Det vil derfor ikke være korrekt at bruge disse priser til beregning af konsekvenser med brug af en spredningsmodel. Til dette brug skal anvendes tal i forhold til mængde stof der eksponeres på mennesker og ikke i forhold til mængden af stof, der udledes til luften.

Referencer

Abbey, D.E., Lebowitz, M.D., Mills, P.K., Petersen, F.F., Beeson, W.L. & Burchette, R.J. 1995: Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of non-smoking California residents, *Inhalation Toxicology* 7: 19-34.

Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2002: "Use of the AC-DEP trajectory model in the Danish Nation-wide Background Monitoring Programme". *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 27, pp. 1469-1477, 2002.

Amtsrådsforeningen, Sundhedsministeriet og Kommunernes Landsforening (2001). Hjælp til at leve til man dør. Rapport fra arbejdsgruppe om palliativ indsats i amter og kommuner. Kbh.

Andersen, M.S. & Strange, N. 2003: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 459, 90 s., Roskilde.

Anderson HR, Ponce de Leon A, Bland JM, Bower JS, Strachan DP (1996). Air Pollution and daily mortality in London: 1987-92. *BMJ* 312: 665-9

Birr-Pedersen, K. 2001: Prissætning af transportens eksterne effekter, Miljøprojekt 734, Kbh: Miljøstyrelsen.

Brode, R.W. & Wang, J.F. 1992: "User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Models Volumes I-III". EPA-450/4-92-008a, EPA-450/4-92-008b, EPA-450/4-92-008c, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711, 1992.

Caussy, D., Gochfeld, M., Gurzau, E., Neagu, C. & Ruedel, H. 2003: Lessons from case study of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk, *Eco-toxicology and Environmental Safety*, vol. 56, pp. 45-51.

Chestnut, L.G., Colome, S.D., Keller, L.R., Lambert, W.E., Ostro, B., Rowe, R.D. & Wojciechowski, S.L. 1988: Heart disease patients' averting behaviour costs of illness, and willingness to pay to avoid angina episodes, final report to Office of Policy Analysis U.S. Environmental Protection Agency. Available on web at <http://yosemite.epa.gov/EE/Epa/eed.nsf/pages/ourpublications> select "Environmental Economics Report Inventory", click on reports "downloaded", search database for our report number EE-0010A.

Chestnut, L.G. 1995: Human health benefits from sulphate reductions under title IV of the 1990 clean air act amendments EPA Contract No. 68-D3-0005

Christensen, J.H. 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model – A three-dimensional air pollution model used for the Arctic. *Atmospheric Environment*, Vol. 31, No. 24, pp. 4169-4191, 1997.

Concise, 1999: Concise International Chemical Assessment Document 12 (www.inchem.org)

COWI, 2004: Valuation of chemical related health impacts, Lyngby.

Cropper, M. 2000: Outline paper DG Environment workshop on mortality valuation, University of Maryland and World Bank, 11p.

Dab, W., Medina, S., Quénel, P., le Moullec, Y., le Tertre, A., Thelot, B., Monteil, C., Lameloise, P., Pirard, P., Momas, I., Ferry, R. & Festy, B. 1996: Short Term Respiratory Health Effects of Ambient Air Pollution: Results of the APHEA Project in Paris. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996. 50 (suppl 1):S42-S46.

Dalvi, M.Q. 1988: The Value of Safety: A Search for a Consensus Estimate, London: Department of Transport.

DA (Dansk Arbejdsgiverforening), 2002, Arbejdsmarkedsrapport 2002, København: DA.

Derwent, R.G., Dollard, G.J. & Metcalfe, S.E. 1988: On the Nitrogen Budget for the United Kingdom and North-west Europe. *Q.J.R. Meteorol. Soc.*, Vol. 114, pp. 1127-1152, 1988.

Derwent, R.G. & Nodop, K. 1986: Long-range Transport and Deposition of Acidic Nitrogen Species in North-west Europe. *Nature*, Vol. 324, pp. 356-358, 1986.

Dockery, D.W. & Pope, C.A, 1994: Acute respiratory effects of particulate air pollution, *Annual Review of public health*, 15: 107-32.

Dockery, D.W., Speizer, F.E., Stram, D.O., Ware, J.H., Spengler, J.D. & Ferris, B.G. 1989: Effects of Inhaleable Particles on respiratory Health of Children, *The American review of respiratory disease*, 139: 587-594.

Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G. & Oudvorst, A.B. van, 1995: Associations of PM₁₀ and Airborne Iron with Respiratory Health of Adults Living Near a Steel Factory, *American Journal of Critical Care Medicine*, 152: 1932-9.

ECON, 2000: Miljøkostnader ved avfallsbehandling, ECON-rapport nr. 85/00 (ISBN 82-7645-422-4)

European Commission 2001: Recommended interim values for the value of preventing a fatality in DG Environment Cost Benefit analysis, Bruxelles:

http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/recommended_interim_values.pdf

Friedrich, R. & Bickel, P. 2001: Environmental External Costs of Transport, München: Springer.

Frohn, L.M. 2004: A study of long-term high-resolution air pollution modelling. PhD thesis. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark, 482 pp.

Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J. & Hertel, O. 2001: Development of a high resolution integrated nested model for studying air pollution in Denmark. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 26, No. 10, pp. 769-774, 2001.

Færdselsstyrelsen, 2001: Partikelfiltre på tunge køretøjer – rapport fra arbejdsgruppen til belysning af mulighederne for at fremme udbredelsen af partikelfiltre til lastbiler og busser i Danmark.

Goedkoop, M. & Spriesma, R. 2001: The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology report 22 June 2001, PRè Consultant b.v. Amersfoort, The Netherlands, (Elektronisk version downloades fra: www.pre.nl),

Gundgaard, J., Nielsen, J.N., Olsen, J. & Sørensen, J. 2002: Vurdering af de sundhedsøkonomiske konsekvenser ved et øget indtag af frugt og grøntsager, Teknisk rapport, Syddansk Universitet.

Hartunian, N.S., Smart, C.N. & Thompson, M.S. 1981: The Incidence and Economic Costs of Major Health impairments, Lexington Books.

Holland, M., Berry J. & Forster, D. Eds. 1999: ExternE Externalities of Energy Volume 7: Methodology 1998 Update. European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development. Brussels.

Holland, M. & Watkiss, P. 2002, BeTa: Benefits Table database: Estimates of marginal external costs of air pollution in Europe. Version E1.02a.

<http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/air/betaec02a.pdf>

Hubbell B., Riley, N., Akeson, L., Davidson, K., Deck, L., Firlie, B., King, E., McCubbin, D. & Post, E. 2000: Final Heavy Duty Engine/Diesel Fuel Rule: Air Quality Estimation, Selected Health and Welfare Benefits Methods, and Benefit Analysis Results December 2000 Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park, NC.

IER 2004: User's Manual. EcoSense 4.0. University of Stuttgart.

Ingvarsdén, B.K., Kampmann, J.M., Laursen, L.C. & Johansen H.L. 2000: Danske børns brug af astmamedicin i 1998, *Ugeskrift for læger* 2000; 162: 6062-5.

Jensen, S.S., Berkowicz, R., Brandt, J., Willumsen, E. & Kristensen, N.B. 2004: ExternE transport methodology for external cost evaluation of air pollution. Estimation of Danish exposure factors. NERI Technical Note. January 2004. p. 37.

Johannesson, M., and Johansson, P.O., 1996, To be or not to be: That is the question: An empirical study of the WTP for an increased life expectancy at an advanced age, *Journal of Risk and Uncertainty* 13: 163-174.

Jones-Lee M.W. Hammerton M., and Phillips R.P., 1985: The Value of Safety: Results of a National Sample Survey, *The Economic Journal* 95; 49-72

- Jones-Lee, M. 1987: Evaluating Safety Benefits, Transport UK, 87-92. Transport UK er et tidsskrift
- Jones-Lee, M. 1989: The economics of safety and physical risk, Oxford: Basil Blackwell.
- Kidholm, K. 1995: Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, Odense Universitet: Center for Helsetjenesteforskning og socialpolitik.
- Krupnick, A.J. & Cropper M.L. 1992: The effect of information on Health Risk Valuations, Journal of Risk and Uncertainty, 5: 29-48.
- Kuchler, F. & Golan, E. 1999: Assigning Value to Life: Comparing Methods for Valuing Health Risks, Food and Rural Economics Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agricultural Report No. 784.
- Loehman, E.T, Berg, S.V., Arroyo, A.A., Hedinger, R.A., Schwartz, J.M., Shaw, M.E., Fahien, R.W., De, V.H., Fishe, R.P., Rio, D.E., Rossley, W.F. & Green, A.E.S., 1979: Distributional Analysis of Regional Benefits and Cost of Air Quality Control, Journal of Environmental Economics and Management, 6 222-243.
- Loft, S., Sørensen, M., Møller, P., Hertel, O., Jensen, S.S., Andersen, H.V., Nielsen, I.V., Autrup, H., Dragsted, L., Wallin, H., Raaschou-Nielsen, O., 2003, Måling af individuel eksponering for luftforurening i København, Miljøforskning nr. 55 p.8.
- Lvovsky, K., Hughes G., Maddison, D., Ostro, B. & Pearce, D. 2000: Environmental Costs of Fossil Fuel: A Rapid Assessment Method with Application to Six Cities, The World Bank.
- Lægemiddelstyrelsen, 2001. Forbruget af astmamedicin blandt voksne i Danmark 1998-2000.
http://www.laegemiddelstyrelsen.dk/statistik/forbrugsanalyser/as_tma.asp
- Maddison, D., 1998: Valuing changes in life expectancy in England and Wales caused by ambient concentrations of particulate matter, CSERGE working paper GEC 98-06, London.
- Martuzzi, M., Galassi, C., Ostro, B., Forastiere, F. & Betollini, R. 2002: Health impact assessment of air pollution in the eight major Italian Cities. WHO.
- Navrud, S. 1997: A Contingent Valuation Study of Health Symptoms, Noise and Acidification Impacts on Fish Populations from Air Pollution. Report to the National Pollution Control Agency. Under the LEVE-project.
- Navrud, S. 2001: Valuing Health Impacts from Air Pollution in Europe, Environmental and Resource Economics 20: 305-329.
- Ostro, B.D. 1987: Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test, Journal of Environmental Economics and management, 14 87-98.

Palmgren, F., Wählin, P., Berkowicz, R., Hertel, O., Jensen, S.S., Loft, S. & Raaschou-Nielsen, O. 2001: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark, Faglig rapport fra DMU, nr. 358.

Palmgren, F., Wählin, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M. & Jensen, B. 2003: Aerosols in Danish Air (AIDA), NERI Technical report No. 460 2003.

Pearce, D.W., Dubourg, R., Day, B., Atkinson, G., Navrud, S., Ready, R., Kuik, O., Spanincks, F., Labandeira-Villot, X., Vasques Rodrigues, M., Machado, F. & Mourato, S. 1998. Benefit Transfer and the Economic Valuation of Environmental Damage in the European Union with Special Reference to Health, Final Report: Summary, Final Report, Annexes, CEC, DGXII, Brussels. (Kilde: http://www.cserge-ucl.ac.uk/EU_Valuing_Lives.pdf)

Pearce, D. 2000: Valuing risks to life and health. Toward Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States, Paper prepared for the European Commission (DGXI).

Peters, L.K., Berkowicz, C.M., Carmichael, G.R., Easter, R.C., Fairweather, G., Ghan, S.J., Hales, J.M., Leung, L.R., Pennell, W.R., Potra, F.A., Saylor, R.D. & Tsang, T.T. 1995: The current state and future direction of Eulerian models in simulating the tropospheric chemistry and transport of trace species: A review. *Atmospheric Environment*, Vol. 29, No. 2, pp. 189-222, 1995.

Ponce de Leon A, Anderson HR, Bland JM, Strachan DP, Bower J. 1996. Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. *J Epidemiol Comm Health* 50 (suppl 1): S63-70

Pope, C.A. & Dockery, D.W. 1992: Acute Health Effects of PM₁₀ Pollution on Symptomatic and Asymptomatic Children, *The American review of respiratory disease*, 145: 1123-1126.

Pope, C.A. Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E. & Heath Jr, C.W. 1995, Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults, *Am J Respir Crit Care Med*, 151, 669-674.

Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K. & Thurston, G.D. 2002, Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution, *Journal of American Medical Association* 287, 9, 1132-1141.

Roemer, W., Hoek, G. & Brunekreef, B. 1993: Effect of Ambient Winter Air Pollution on Respiratory Health of Children with Chronic Respiratory Symptoms, *The American Review of Respiratory disease*, 147: 118-124.

Rowe, R.D, Lang, C.M, Chestnut, L.G., Latimer, D., Rae, D.A., Bernow, S.M. & White, D.E., 1995: The New York Electricity Externality Study Vol. I + II, Oceana Publications Inc.

Rowe, R.D. & Chestnut, L. 1986: Oxidants and asthmatics in Los Angeles: A Benefits Analysis, US Environmental Protection Agency, EPA-230-09-86-018.

Schecter, M. & Kim, M. 1991: Valuation of Pollution Abatement Benefits: Direct and Indirect Measurement, *Journal of Urban Economics*, 30: 133-151.

Schwartz, J. & Morris, R. 1995: Air Pollution and Hospital Admissions for Cardiovascular Disease in Detroit, Michigan, *American Journal of Epidemiology*, Vol. 142 no 1.

Schleisner, L. & Nielsen, P.S., 1997: ExternE national implementation Denmark, Risø-R-1033, Roskilde: Forskningscenter Risø.

Sommer, H., Seethaler, R., Chanel, O., Herry, M., Masson, S. & Vergnaud, J.-C. 1999: Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. WHO.

Staring K. & Vennemo, H. 2003: Pricing hazardous substance emissions, ECON-report n. 63/97 (ISBN 82-7645-216-7)

Tolley, G.S., Babcock, L., Berger, M., Biliotti, A., Blomquist, G., Fabian, R., Fishelson, G., Kahn, C., Kelly, A., Kenkel, D., Kumm, R., Miller, T., Ohsfeldt, R., Rosen, S., Webb, W., Wilson, W. & Zelder, M. 1986: Valuations of Reductions in Human Health Symptoms and Risks. Prepared at the University of Chicago. Final Report for the US Environmental Protection Agency.

Touloumi, G., Samoli, E., & Katsuyanni, K. 1996: Daily mortality and "winter type" air pollution in Athens, Greece - a time series analysis within the APHEA project. *J Epidemiol Comm Health* 50(suppl 1); S47 - S51

Vennemo, H., 1995: Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall, ECON rapport No. 338/95, ECON, Oslo.

Videncenter for Affald, <http://www.affaldsinfo.dk>

Viscusi, W.K., Magat, W. & Huber, J. 1991: Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk – Dollar Trade-offs for Chronic Bronchitis, *Journal of Environmental Economics and Management*, 21, 32-51.

Viscusi, W.K. & Aldy, J.E. 2003: "The Value of a Statistical Life: a critical review of market estimates throughout the world", Working Paper 9487, *NBER Working Paper Series*, Cambridge.

WHO, 1999. Sommer, H., Seethaler, R., Chanel, O., Herry, M., Masson, S., & Vergnaud, J.-C. Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution.

Wordley, I., Walters, S. & Ayres J.G. 1997: Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution. *Journal of Occupational Environmental Medicine* 1997, 54:108-116.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
IT-sektionen
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

- Nr. 473: Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Af Asferg, T. & Lindhard, B.J. 28 s. (elektronisk)
- Nr. 474: Miljøundersøgelser ved Mestervig 2001. Af Aastrup, P., Tamsfort, M. & Asmund, G. 47 s. (elektronisk)
- Nr. 475: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Af Søndergaard, M. (red.) et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 476: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. Af Amsinck, S.L. et al. 118 s. (elektronisk)
- Nr. 477: Emissions of Greenhouse Gasses and Long-Range Transboundary Air Pollution in the Faroe Islands 1990-2001. By Lastein, L. & Winther, M. 59 pp. (electronic)
- Nr. 478: Evaluering af Københavns Amts prioriteringssystem. Stofspecifik prioritering af punktkilder. Af Jensen, T.S. & Sørensen, P.B. 79 s. (elektronisk)
- Nr. 479: Order Theory in Environmental Sciences. Integrative approaches. The 5th workshop - held at the National Environmental Research Institute (NERI), Roskilde, Denmark, November 2002. By Sørensen, P.B. et al. 159 pp. (electronic)
- Nr. 480: Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Af Søndergaard, M. et al. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 481: Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater. Method Development and validation. By Christensen, J.H. et al. 28 pp. (electronic)

2004

- Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
- Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
- Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
- Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
- Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
- Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
- Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s., 150,00 kr.
- Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)
- Nr. 492: Contaminants in the traditional Greenland diet. By Johansen, P. et al. 72 pp. (electronic)
- Nr. 493: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coasatl Zone. By Mosbech, A. et al. 611 pp. (electronic)
- Nr. 494: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68°-72° N) Coasatl Zone. By Mosbech, A. et al. 798 pp. (electronic)
- Nr. 495: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 1. Af Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s., 60,00 kr.
- Nr. 496: Velfærdsøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter. Af Møller, F. & Jensen, D.B. 136 s. (elektronisk)
- Nr. 497: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2003. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 498: Analyse af højt NO₂ niveau i København og prognose for 2010. Af Berkowicz, R. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp., 100,00 DDK
- Nr. 501: EUDANA - EUtrofieri af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
- Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
- Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)

Denne rapport afrapporterer det fortsatte arbejde med udvikling af miljøøkonomiske beregningspriser. På grundlag af EcoSense 4.0 fra ExternE-projektet, er der foretaget nye beregninger af eksternaliteter ved luftforurening med sundhedseffekter. Samtidig giver rapporten en vurdering af luftspredningsmodulerne i EcoSense og de opgjorte eksponeringsfaktorer. Der vurderes at være rimelig overensstemmelse mellem resultaterne på EcoSense og på mere avancerede DMU-modeller for partikler.