



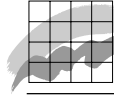
Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Tålegrænser for luftforurening: Anvendelse i strategisk miljøplanlægning

Integreret MiljøInformationsSystem
IMIS-luftforurening

Faglig rapport fra DMU, nr. 269

[Tom side]



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Tålegrænser for luftforurening: Anvendelse i strategisk miljøplanlægning

Integreret MiljøInformationsSystem
IMIS-luftforurening

*Faglig rapport fra DMU, nr. 269
1999*

Annemarie Bastrup-Birk

Knud Tybirk

Mette Wier

Afdeling for Systemanalyse

Lennart Emborg

Miljøstyrelsen

Datablad

Titel: Tålegrænser for luftforurening:
Anvendelse i strategisk miljøplanlægning

Undertitel: Integreret MiljøInformationsSystem
IMIS-luftforurening

Forfattere: Annemarie Bastrup-Birk¹, Knud Tybirk², Mette Wier³
Lennart Emborg⁴, Miljøstyrelsen,

Afdelinger: ¹Afdeling for Systemanalyse
²Afdeling for Terrestrisk Økologi

Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 269

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser©

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

Udgivelsestidspunkt: April 1999

Faglig kommentering: Lennart Emborg, Ole Hertel, Frits Møller-Andersen, Jesper Bak
Layout: Henriette Idskou
Elektronisk layout: Ann-Katrine Holme Christoffersen

Bedes citeret: Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Emborg, L. & Wier, M. (1999): Tålegrænser for luft forurening: Anvendelse i strategisk miljøplanlægning, Danmarks Miljøundersøgelser. 129 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 269

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Abstract: The report describes and discusses the principle of Critical Loads and Critical levels in relation to strategic environmental planning. The DPSIR-chain explanatory variables are used as a framework for the process of integrating economics, chemistry and ecology in the field of acidifying and eutrophying substances as well as tropospheric ozone in Denmark and Europe.

Frie emneord: Integreret miljøinformationssystem, forsuring, eutrofering, ozon, økonomi, kemi økologi, sikkerhed

Redaktionen afsluttet: December 1998

ISBN: 87-7772-454-2
ISSN (trykt): 0905-815X
ISSN (elektronisk): 1600-0048

Papirkvalitet: Cyclus Office/ 100g
Tryk: Hvidovre Kopi
Sideantal: 129
Oplag: 150
Pris: kr. 150,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes i boghandelen eller hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Postboks 358
Frederiksborgvej 399
DK-4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
1201 København K
Tlf.: 33 37 92 92
Fax: 33 92 76 90
E-mail: butik@mem.dk
URL: www.mem.dk/butik

Indhold

Forord 5

Sammendrag 6

Executive summary 11

1 Indledning 16

- 1.1 Tålegrænseregabet 18
- 1.2 Det internationale arbejde med luftforurening 19

2 Integreret MiljøInformationSystem (IMIS) 23

- 2.1 Strategisk miljøplanlægning 23
- 2.2 IMIS-Luft 24
- 2.3 DPSIR-konceptet 25

3 Driving Forces - modeller 28

- 3.1 ADAM 29
- 3.2 Energi og transport: ADAM + satellitmodeller 32
- 3.3 Modeller for landbrugssektoren: ESMEALDA og NP-modellen 36

4 Pressures/ State - målinger og modeller 40

- 4.1 Pressures: Emissioner af luftforurening 40
- 4.2 State: Luftforurening 44
 - 4.2.1 Luftovervågningsprogrammer på DMU 44
 - 4.2.2 Modeller for langtransporteret luftforurening 45

5 Impacts - empiriske erfaringer og beregninger af critical loads og critical levels 50

- 5.1 Critical loads 52
 - 5.1.1 Tålegrænser for forsuring 52
 - 5.1.2 Tålegrænser for eutrofiering 54
 - 5.1.3 Overskridelser af tålegrænser 58
 - 5.1.4 Kombinationer af forsuring og eutrofiering 58
 - 5.1.5 Percentiler og beskyttelses-isolinier 61
- 5.2 Critical levels 64
 - 5.2.1 Udviklingen af konceptet direkte tålegrænser (critical levels) 64
 - 5.2.2 Effekter af ozon 65
 - 5.2.3 Aktuelle direkte tålegrænser for vegetation 66
- 5.3 Anvendelse af tålegrænser i effektmodeller 71
 - 5.3.1 Modelanvendelse til beregninger af indirekte tålegrænser 72

6 Responses - internationalt og dansk 74

- 6.1 Integrated Assessment-modeller 76
- 6.2 IMIS-Luft 78

7	Diskussion af de tekniske usikkerheder ved anvendelsen af tålegrænsekonceptet	80
7.1	Critical loads	80
7.2	Critical levels for ozon	86
7.3	Usikkerheder ved kortlægning af tålegrænser	89
7.3.1	Critical loads	89
7.3.2	Critical levels	92
7.3.3	Usikkerheder i beregninger og kortlægningsmetoder	93
8	Anvendelse af tålegrænser i strategisk miljøplanlægning	94
8.1	Nationale scenarier	95
8.2	Internationalt anvendte scenarier i EU og TFIAM	101
8.3	IMIS-Luft og RAINS	102
9	Konklusion	103
10	Litteratur	105
	Appendiks:	118
	Eksempler på modelsystemer	118
	A1 RAINS modellen	118
	A2. Modelsystemet DEM-TREGRO	125
	Et eksempel på modellering af ozon koncentrationer, overskridelser og effekter	125

Forord

Denne rapport gennemgår kriterierne for tålegrænser og diskuterer fordele, ulemper og usikkerheder for konceptet og dets anvendelse i strategisk miljøpolitik. Rapporten præsenterer og diskuterer de data og modeller, der anvendes til at beregne og kortlægge tålegrænser. Tålegrænsekonceptet for luftforurening anvendes i forbindelse med internationale og nationale politiske forhandlinger for at nedbringe effekter af luftforurening. Rapporten har til formål både at skabe overblik og diskutere et bredt område, hvori der indgår en række separate faglige discipliner. Derfor vil de forskellige faglige delområder blive behandlet både enkeltvis og i det brede perspektiv. De involverede faggrupper kan dermed få et indblik i alle områder, og derved bedre se deres eget fagområde i denne sammenhæng.

Et andet hovedsigte med rapporten er at formidle 'state of the art' indenfor tålegrænse- og luftforureningsforskning, og dermed styrke de danske forhandlinger under udarbejdelsen og implementeringen af internationale aftaler og konventioner i forbindelse med begrænsningen af luftforureningen. Publikationen kan derfor anvendes til at plukke information på relevant niveau, og anvende det i andre sammenhænge.

Kapitel 1 indeholder væsentlige definitioner. Kapitlerne 2-3 præsenterer IMIS-Luft, som er en del af det integrerede miljøinformationssystem (IMIS), der opbygges i Danmark. Modellsystemet skal kunne håndtere danske forhold med en høj opløsning. I kapitel 4-6 diskuteres forudsætningerne og de tilhørende modeller opdelt i de systemanalytiske termer: DDriving forces, Pressures, State, Impact og Response.

Anvendelsen af tålegrænsekonceptet og dets usikkerheder perspektiveres i kapitel 7-8 som et eksempel på, hvordan man i praksis opnår en operationalisering af det økologiske råderum

En stor tak til Lennart Emborg, Miljøstyrelsen, Ole Hertel, DMU, ATMI, Frits Møller Andersen, Risø og Jesper Bak, DMU, TERI for deres gennemlæsning af manuskriptet og deres kritiske konstruktive kommentarer.

Sammendrag

Denne rapport beskriver og diskuterer de fundamentale kriterier og forudsætninger bag etableringen af et dansk Integreret MiljøInformationsSystem for luftforurening (IMIS-luft). Rapporten giver en status over et bredt multidisciplinært forskningsfelt, som involverer aspekter af økonomi, atmosfæriske processer som: emissioner, kemiske reaktioner, transport og deposition, jordbundskemi, økologi, tålegrænsefastsættelse og kortlægning. Derudover skal konceptet kombineres med en række politiske reduktionstiltag. Tålegrænsekonceptet bliver grundigt analyseret og diskuteret for forsurende og eutrofierende stoffer, samt for troposfærisk ozon som en del af integreret strategisk miljøplanlægning.

Rapporten er det første danske forsøg på at bringe disse tilgangsvinkler sammen i én publikation og intentionen er bl.a., at bygge bro mellem forskellige traditionelt adskilte discipliner. Stort set alle informationer i rapporten kan findes i separate faglige rapporter og publikationer - nyheden ligger i den integration, der har ligget i processen med at udfærdige rapporten, og som afspejles i produktet. Tværfaglig samarbejde er en forudsætning for Strategisk miljøforskning.

Tålegrænsekonceptet opstår

Historisk set er konceptet udviklet i Europa og USA siden slutningen af 1960'erne. Grænseoverskridende effekter af luftforurening blev langsomt anerkendt og arbejdet blev formaliseret af FN's Økonomiske Kommission for Europa i 1979 med Geneve Konventionen om grænseoverskridende luftforurening. Arbejdet under konventionen har haft succes med gennemførelsen af en lang række internationale aftaler til reduktion af svovl og kvælstof udledninger. Svovlemissionerne er halveret i Europa siden 1980, mens kvælstofemissionerne endnu ikke er reduceret betragteligt. Ozonniveauerne er derimod steget i samme periode. Hvert år overskrides de fastsatte tålegrænser for ozon i Danmark, og i de fleste andre europæiske lande. Nye protokoller er under udarbejdelse som tager alle stoffer med i reduktionstiltagene. Under FN arbejdes der med multi-forureningsprotokollen, som inkluderer både forurenings- og eutrofieringseffekter samt ozon. EU forbereder derudover en forureningsstrategi, der vil styrke tiltagene for EU-15 med bindende emissionslofter.

Tålegrænser eller kritiske belastningsgrænser er niveauer af luftforurening, som giver skadelige effekter på vegetation og økosystemer, samt human sundhed, hvis de overskrides. *Direkte skader* opstår som følge af koncentrationer af luftforureningsstoffer, især ozon, som beskadiger planternes væv og derved forandrer planternes konkurrenceforhold. Dette er især tilfældet på landbrugsafgrøder og skove. Ozon påvirker luftveje og slimhinder især hos børn, ældre og mennesker med astma og allergi. *Indirekte skader* ses som følge af overskridelser af tålegrænser af forsurende eller eutrofierende stoffer. Dette påvirker jordbundskemien og dermed de økologiske betingelser for trævækst, vegetationens sammensætning og udvaskning af ioner.

Det internationale arbejde er baseret på tålegrænsekonceptet for økosystemer. På baggrund heraf har ekspertgruppen for integrerede vurderingsmodeller udviklet den såkaldte udbedringstaktik: Forskellen mellem de nuværende overskridelse af definerede tålegrænser for økosystemer indenfor et europæisk gridnet og ikke-overskridelse skal reduceres med eksempelvis 50%. Målet er naturligvis at opnå 100% reduktion, men en halvering er allerede et ambitiøst mål. Proceduren for at opnå dette miljømål med mindst mulige omkostninger involverer en lang række komplekse modeller og datasæt inklusive økonomiske optimeringsanalyser.

Tålegrænser er i en bredere sammenhæng også en afgrænsning af det økologiske råderum: bæredygtigheden af menneskers aktiviteter begrænses af et veldefineret og internationalt accepteret koncept omkring tålegrænser for økosystemer.

DPSIR-indikatorer

DPSIR konceptet anvendes i denne rapport til at strukturere analysen. D betyder Driving Forces eller den økonomiske udvikling i relevante sektorer; P betyder Pressures eller emissioner af luftforureninger i denne sammenhæng; S betyder State eller status af luftforureninger, dvs. koncentrationer og depositioner; I står for Impacts eller effekter af luftforureninger på mennesker, økosystemer og materialer; og R betyder Responses eller politiske muligheder for tiltag til begrænsninger af udslip.

Driving Forces/Pressures

I Danmark anvendes den makroøkonomiske model ADAM i centraladministrationen til økonomisk planlægning. Det er en nationaløkonomisk empirisk baseret top-down model, som opererer med 19 produktionsklasser og 12 forbrugsklasser. Modellen er basis for emissions-satellitmodeller (EMMA), der dækker CO₂, SO_x og NO_x, som er kombinationer af tekniske og økonomiske modeller, der så at sige oversætter kroner til tons udslip. SO_x og NO_x er begge langtransporterede stoffer og den geografiske fordeling af kilderne inden for landet er ikke så væsentlig. Energi- og trafiksektorerne er underinddelt i subsektorer, men emissionerne opgøres stadig nationalt.

ADAM kan kobles til en landbrugsøkonomisk sektormodel (ESMERALDA) og en miljømodel (NP-modellen). Denne model beskriver miljømæssige effekter af kvælstof og fosforudvaskningen fordelt på 48 afstrømningsoplande som følge af produktionsmæssige forskydninger i landbruget. Endvidere beregnes emissioner af ammoniak på amtsniveau. Meget ammoniak afsættes inden for 1 km afstand fra udslippet, så den geografiske fordeling af udslip er af meget stor betydning. Hidtil opererer disse modeller dog kun på amtsniveau og mere detaljerede opgørelser er ønskelige til en reel analyse af ammoniakproblematikken.

Pålidelige emissionsopgørelser er vigtige i en integreret analyse. De fleste emissioner beregnes med modeller og verificeres af målinger. Ekspertgruppen for emissionsberegninger koordinerer de officielle dataindmeldinger til den europæiske monitorings- og evalueringsdatabase (EMEP) under Geneve Konventionen. Denne database inkluderer officielle nationale statistikker, laver emissionsscenerier og inkluderer emissionsestimater, hvor datagrundlaget er mangelfuldt. CORINAIR er EU's database for emissioner af luftforurening. Data-

basen har en større detaljeringsgrad og indeholder flere stoffer end EMEP databasen.

Emissionsopgørelser i DK

I Danmark opgøres luftemissionerne i samarbejde mellem Risø og DMU og dækker CO₂, SO₂, NO_x, CH₄, NH₃, N₂O, NMVOC og CO. Til scenarieanalyser af emissioner kræves ændringer i energi- og miljøpolitik og anvendt teknologi.

State

Luftforurening overvåges i det atmosfæriske Baggrunds Overvågnings Program (BOP) som rapporterer til EMEP og andre internationale enheder. EMEPs gridnet på 50 km x 50 km beskriver tilstande og ændringer i luftforureningsniveauer i Europa. De vigtigste luftforureninger og en række grundstoffer måles på feltstationer i Danmark. Der anvendes to forskellige typer af modeller i Danmark til at beregne transport og afsætning af luftforureninger. Danish Eulerian Model (DEM) beregner in- og output fra faste grider, hvorimod Atmospheric Chemistry and DEPosition model (ACDEP) følger en luftpakke gennem fire dage, som der beregnes emissioner til og afsætninger fra. Begge modeller udfører beregninger for hele Europa. Afsætning af langtransporterede luftforureninger kan beregnes med rimelig præcision af begge modeltyper, hvorimod ammoniak er lokalt meget heterogent fordelt og kræver en højere opløsning. Begge modeller kan variere opløsningen fx til håndtering af ammoniakproblematikken.

Impacts

Effekter af luftforureninger kan estimeres på tre niveauer: Niveau 0 som er en empirisk vurdering af nationale eksperter; Niveau 1 som er statiske beregninger med massebalancemodeller for et økosystem i ligevægt; Niveau 2 som er dynamiske modelberegninger med detaljerede beregninger over tid mellem start og sluttilstand.

Tålegrænser for forsurende og eutrofierende stoffer er fastsat på Niveau 0 for heder og højmoser i Danmark, mens Niveau 1 er anvendt for skove og permanente græsningsarealer. Tålegrænser for forsurende er en kombination af to basale faktorer: Balancen mellem den forsurende deposition og jordens og vegetationens naturlige syreneutraliserende kapacitet. Tålegrænser for eutrofiering er det niveau af kvælstofnedfald, hvorover der sker en forandring af næringsstofbalancen i jorden, som påvirker vækst og konkurrence mellem organismer i økosystemet eller udvaskning. Dette kan forandre vegetationens sammensætning og træers følsomhed overfor biotisk og abiotisk stress øges. Tålegrænser for danske økosystemer og modellerne til beregninger heraf præsenteres og diskuteres i kapitel 5. Eutrofierende stoffer kan derudover virke forsurende på jorden og disse sammenhænge mellem forsurende og eutrofiering diskuteres i kapitel 5.1.1. I dag anvender man de såkaldte beskyttelses-isolinier beregnet for de enkelte økosystemer i et grid for kombinationer af S og N depositioner. Over disse linier er tålegrænserne overskredet.

Tålegrænser for koncentrationer af ozon er også hovedsageligt beregnet på Niveau 1 og fastsættelsen af grænseværdier for skader bliver diskuteret i detaljer i internationale fora. De fleste forsøgsdata omkring vegetations følsomhed genereres i såkaldte Open-Top-Chambers, hvor afgrøder begasses med bestemte koncentrationer og skader observeres. Man har især data for effekter på landbrugsafgrø-

der og træer, mens ozons betydning for naturlig vegetation er meget lidt undersøgt. Average Above Threshold (AOT) betegner summen af kritisk tid i timer multipliceret med overskridelser af tålegrænser, fx 40 ppb (AOT40) som man har vist giver skader på landbrugsafgrøder og træer. Men planter reagerer mere på ozon flukse end på koncentrationer, så dette kriterium undergår løbende diskussion.

DEM-modellen kan køre forskellige scenarieanalyser af sammenhænge mellem emissioner af ozon reaktanter og tålegrænse overskridelser. Beregninger af konsekvenser af reduktioner af NO_x og VOC emissioner i alle europæiske lande og kombinationer af de to reaktanter udføres. Resultaterne kobles til effektmodellen TreGro for at evaluere effekten på trævegetation og for at adskille ozoneffekter fra andre stressformer.

Responses

Det danske arbejde med integration af luftforureningsproblematikken opbygges af en serie af modeller i en kæde af sammenhænge. Hidtil har samspillet mellem modellerne været ret sporadiske inden for dele af kæden, men realistiske scenarier med hele modelkæden i spil vil blive udført i nær fremtid. Internationalt anvender man RAINS modellen til at gennemregne scenarier til forhandlinger om den kommende EU forsøringsstrategi og multi-effekt protokollen under Geneve Konventionen. RAINS består af 5 elementer: 1) Energi- og landbrugsscenarier, 2) emissionsopgørelser, 3) transportmatricer, 4) tålegrænser og 5) reduktionsomkostninger.

De resulterende optimeringsanalyser finder derfra den mest omkostningseffektive måde at opnå de satte miljømål.

Anvendelsen af tålegrænser i strategisk miljøplanlægning

Tålegrænser for økosystemer og planter anvendes allerede internationalt til strategisk miljøplanlægning. De beregnede scenarier resulterer efter forhandlinger i bindende emissionslofter for hvert land i den kommende forsøringsstrategi. Implementeringen af de nødvendige tiltag er meget omkostningskrævende for Danmark, og der er derfor et meget akut behov for at få etableret et IMIS system til at håndtere fordelingen af disse emissionslofter mellem de forskellige sektorer i Danmark på den mest omkostningseffektive måde.

ADAM danner basis for satellitmodeller, som skal kunne lave økonomiske scenarier for energi-, transport- og landbrugssektorerne. Disse er basale værktøjer for at starte processen, mens tålegrænserne i den anden ende af kæden giver miljøeffekterne: hvad bliver tålegrænseoverskridelserne for danske og europæiske økosystemer? Økonomiske optimeringsanalyser er nødvendige for at kunne se hvilke sektorer, der mest effektivt ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt kan nedbringe udslippene inden år 2010.

IMIS-luft vil kunne anvendes til omkostningseffektiv analyse af tiltag som det faglige grundlag for politiske valg. Derudover har IMIS potentialet til en fremtidig analyse af forskellige muligheder for, hvordan Danmark opfylder de kommende EU kvoter.

IMIS-luft er altså et sæt nationale redskaber, der kan anvendes i samspil med internationale protokolforhandlinger. Dele af IMIS luft kan bruges til opfyldelse af internationale kvoter på emissioner af luftforurening i Danmark.

Tålegrænse-konceptet har således en central placering i integrerede modeller, i RAINS men også i IMIS. Tålegrænser er et værktøj, som har kunnet leve op til udfordringen om at kunne anvendes i opgørelsen af effekter af forskellige politiske tiltag til reduktion af luftforurening. En af tålegrænsekonceptets styrker er, at det er et mål, der har en biologisk mening, dvs. at den kan relateres til økosystemets reaktion. Overskridelser af tålegrænser kan beregnes ud fra regionale luftforurenings modeller. Kombineres disse med samfundsøkonomiske modeller kan effekter af forskellige tiltag og styringsmidler overfor luftforureningen vurderes. Den regionale fordeling af tålegrænsen kan endvidere visualiseres ved hjælp af kort.

Tålegrænsen udtrykker en syntese af kompleksiteten og usikkerhederne af den videnskabelige viden repræsenteret ved et tal. I det omfang man vælger de mest følsomme receptorer som grundlag for tålegrænsefastsættelser, er det i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet. Det er af meget stor betydning, at man har sammenhængende operative systemer, der kan belyse de national- og sektorøkonomiske konsekvenser af konsekvenserne af de miljøpolitiske tiltag på de relevante receptorer eller økosystemer.

Executive summary

This report describes and discusses the fundamental criteria behind and major steps towards the development of an Integrated Environmental Assessment System for air pollution in Denmark. The report is a state of the science of a broad interdisciplinary research area involving aspects of economics, atmospheric processes as, chemical processes, transport, deposition, soil chemistry, critical loads/levels setting and mapping. In continuation of this a number of political abatement measures are to be analysed. The concepts of critical loads and critical levels are thoroughly revised, exemplified and discussed for acidifying and eutrophying substances and for tropospheric ozone in relation to national and international strategic environmental planning.

This report is the first Danish attempt to bring together all these approaches in one publication and the intention is to bridge the traditional gap between formerly separate disciplines. Most of the presented information has been presented elsewhere, but the process of combination is novel in Denmark and is reflected in the report. Interdisciplinary approaches are the basis for strategic environmental planning and research.

Critical loads/levels emerging as concept

Historically the critical load/level concept has been developed in Europe and North America since the late 1960'ies. Transboundary effects of air pollutants were slowly accepted and the work was formally agreed upon by United Nations Economic Commission for Europe in 1979 by the establishment of the Geneva Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. The work under this convention has succeeded in establishing several international agreements for reduction of sulphur and nitrogen compounds. The emissions of sulphur is about half of the level in 1980, whereas the emission of nitrogen oxides and ammonia have not been reduced significantly until now. Ozone levels have increased during the same period. ozone thresholds are exceeded regularly every year in Europe and in Denmark. At present a new multi-pollutant protocol is being prepared including both acidifying and eutrophying pollutants as well as ozone precursors. The EU is at present strengthening the work of the Geneva convention by preparing an acidification strategy for EU-15 resulting in binding emission ceilings for the involved countries.

Critical loads and levels are doses of air pollution above which significant effects on vegetation and ecosystems as well as effects on human health are expected. *Direct damages* are caused by elevated concentrations in air pollutants, especially ozone, damaging the plant tissue and thereby changing the competitive relations between species in the ecosystem. Often significant damages are observed on agricultural crops and trees. Ozone causes damages on the respiratory system of humans. *Indirect damages* are caused by exceeding critical loads of depositions of acidifying and eutrophying pollutants which affect the chemical composition of the soils and thereby the ecological

conditions for tree growth, vegetation composition and leaching of nutrients.

Internationally the work is based on the fundamentals of critical loads/levels of ecosystems. This has enabled the Task Force on Integrated Assessment to develop the gap closure approach for the abatement work: The gap between present exceedances of defined critical loads/levels of ecosystems within certain grids and non-exceedance has to be closed by, e.g., 50%. The ultimate goal is 100% reduction of exceedances, but 50% is also ambitious. The procedure for obtaining such goals with less possible costs uses a number of complex models and data sets including cost-effective optimisation procedures.

Critical loads and levels are in a broader context also a delimitation of the environmental space of human activities: the sustainability of human activities is delimited by the well-defined and internationally agreed concept of critical loads and levels of ecosystems.

DPSIR-indicators

The DPSIR concept is used in this report for structuring the analysis. D means Driving forces or the economic development of the different sectors; P means Pressures or the emission of air pollutants in this context; S means State of air pollutants, i.e. concentration, transport and deposition; I means impacts or the effects of air pollutants on humans, ecosystems and materials; and R means responses or the political options for abatement measures.

Driving Forces

In Denmark the macro-economic model ADAM is used by the central administration for economic planning. It is a national empirical top-down model operating with 19 production classes and 12 consumer classes. This model is the basis for emission satellite-modules (EMMA) covering CO₂, SO_x and NO_x and as a combination of technical and economical models. NO_x and SO_x are both long-range transported pollutants and the geographical disaggregation is not very crucial. The sectors of energy and traffic have been disaggregated into sub-sectors, but the scale is still the whole country.

ADAM is also coupled to an agricultural sector model (ESMER-ALDA) and an environmental model (NP-model). This model describes the environmental consequences of nitrogen and phosphorus leaching from 48 run-off catchments areas as a function of changes in the agricultural production. The NP-model also calculates ammonia emissions from agricultural sector on county level.

Much of ammonia is deposited within 1 kilometre from the emission source and therefore geographical disaggregation is needed. So far this has been done only to county-level, but more disaggregation is needed for detailed analysis of the ammonia problem.

Pressures/State

Reliable emission inventories are important in an integrated analysis. Most emissions are calculated by models and verified by measurements. The Task Force on Emission Inventories is coordinating the official national input data for the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) emission database under the Geneva Convention. This database includes official national statistics, emission scenarios and includes emission estimates where data is not avail-

able. The CORINAIR database is the body for the EU countries including more detailed data and more air pollutants. For Denmark the emission inventories are being carried out as a cooperative effort between NERI and Research Centre Risoe covering CO₂, SO₂, NH_y, NO_x, CH₄, N₂O, NMVOC and CO.

For scenarios the variables in emissions are due to changes in energy policy, environmental policy and technology. Changes in energy use in the different economical sectors such as industry, agriculture, transport, housing and trade are related to energy efficiency, fuel type and emission control.

Air pollution is monitored in Denmark in the permanent survey programme (BOP) and reports to EMEP and other international bodies. The EMEP grid is presently 50 km x 50 km for description of air pollutants over Europe. All major air pollutants are measured in field stations including a number of elements. Two different types of models for calculating long-range transport of air pollution and deposition are used. The Danish Eulerian Model (DEM) is calculating in- and output to fixed grids whereas Atmospheric Chemistry and Deposition model (ACDEP) follows an air package (a trajectory) during four days and calculating in- and output from this package. Both models cover the whole of Europe. Deposition of long-range transported air pollutants can be calculated with reasonable precision with these models, but ammonia is locally very heterogeneously distributed and deposited close to the source.

Impacts

Impacts of air pollutants can be estimated at three levels: Level 0 being empirical data judged by national experts; Level 1 being static modelling of steady-state for an ecosystem using input-output models; Level 2 being dynamic models with detailed data modelled stepwise between start and end state.

Critical loads of acidifying and eutrophying substances are judged by level 0 for heathlands and bogs in Denmark, whereas Level 1 is used for forests and permanent grasslands. Critical loads for acidification are a combination of two basic factors: the balance between the acidifying deposition and the natural acid-neutralising (buffer) capacity of the soil and vegetation. The critical loads for eutrophication influence the growth and competition among organisms in the ecosystems and may alter composition of vegetation and sensitivity of forest trees to biotic and abiotic stress such as insect attacks, frost etc. The critical loads of Danish ecosystems and the models used for calculation are discussed in chapter 5.1. However, eutrophying substances can also acidify the soil and consequently interrelationships between these effects are discussed in chapter 5.1. In practice today, the so-called protection isolines for individual ecosystems within one grid cell are calculated for the combinations of S and N depositions above which the critical loads are exceeded.

Critical levels are also mainly calculated at Level 1 and the definition of the threshold level for damages is being thoroughly discussed in international fora. The most used method is to make experiments in Open-Top-Chambers fumigating crops with different concentrations and exposure length of different gasses. Most effort has been given to

agricultural crops and trees and relatively little information is available on the response of natural vegetation to ozone. The Average Above Threshold (AOT) is the sum of critical time (hours) multiplied by the exceedance of the critical level of e.g. 40 ppb (AOT40) which has been demonstrated to damage agricultural crops and trees. But plants react to ozone fluxes rather than concentrations and therefore this criteria is being debated.

DEM can run various scenarios to analyse the relations between emissions of ozone precursors and critical level exceedances of ozone. Calculation of consequences of reductions of NO_x and VOC emissions in all European countries and combinations of the two reactants are carried out. Output scenarios are coupled to the tree growth model TREGRO to evaluate the effects on tree vegetation and to separate ozone effects from other stress.

Responses

The Danish work on integrated assessment of air pollution is being built on a number of models in a chain of interactions. At present only rather preliminary model interaction has been carried out, but some realistic scenarios will be produced in near future. Internationally, the RAINS model is used to prepare scenarios for negotiations for the coming Acidification Strategy for EU and for the Multi-pollutant/Multi-effect protocol under the Geneva Convention. RAINS consist of 5 Elements: 1) Energy and agricultural scenarios, 2) Emission inventories, 3) Transport matrices, 4) Critical loads and levels and 5) Abatement costs. The resulting optimisation process calculates the cost-effective way to achieve the environmental targets.

The use of critical loads/levels in strategic planning

The critical loads and levels for ecosystems and plants are being used internationally for strategic planning. These scenarios and negotiations result in fixed emission ceilings for SO₂, NO_x and NH₃ for each country in the forthcoming Acidification Strategy. The implementation of necessary abatement measures will be very costly for Denmark and there is an urgent need to establish an Integrated Assessment System for the analysis of how to distribute these ceilings among different sectors in Denmark.

From the base model ADAM satellite models have to be developed to run scenarios for energy, transport and agricultural sectors. This information is crucial as starting point for such calculations. The calculation and mapping of critical loads is another important end of the chain: what will be the resulting exceedances of critical loads and levels for Danish and European ecosystems? Cost optimisations will be needed to analyse which sector can contribute most efficiently to achieve the emission goals for the year 2010.

Discussion

The problems, their causes and solutions are indeed complex and much effort has been spent on enabling the critical loads/levels concept to be a fundamental criteria for such analysis. A number of uncertainties are found at each element and at each scale of analysis, but the endpoint is that consistent calculations over more than a decade have shown the same general patterns of air pollution. The effects of implementation of the resulting conventions are now being seen as well.

The credibility of the Critical load/level concept has never been better than today and no other alternative concept can be found to solve such complex problems.

1 Indledning

Luftforurening skyldes hovedsagelig forbrændingen af olieprodukter, naturgas, kul og affald, samt emission fra trafik og landbrug. Emissioner af luftforurening udledes og transporteres op til flere tusinder kilometre i atmosfæren. Undervejs sker der kemiske omdannelser af luftforureningen. Luftforurening afsættes til overfladen som gasser og partikler (tør deposition) og med nedbøren (våd deposition). Luftforurening er et væsentligt miljøproblem både set i dansk og i europæisk sammenhæng. Denne rapport omhandler tre hovedproblemer :

1. forsurening, der skyldes svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_x) og ammoniak (NH_3),
2. eutrofiering, der skyldes deposition af kvælstofforbindelser og næringsstoffer i øvrigt,
3. troposfærisk ozon (O_3).

Levetiden af gasser og små partikler i atmosfæren afhænger af de meteorologiske og atmosfære kemiske forhold. I gennemsnit er levetiden for S-forbindelser på 2-4 dage efter emissionen. Kvælstof oxiderne har en længere levetid, hvorimod ammoniak forbindelserne har en kortere levetid end svovl. Det faktum, at forsurende forbindelser kan blive i atmosfæren i flere dage, medfører at transport af luftforurening kan finde sted over flere tusinder af km. Derfor er forsuringen et grænseoverskridende problem, og emissioner i et hvilket som helst europæisk land kan have indflydelse på andre lande afhængig af vindretning og kemiske reaktioner (Barrett, Berge 1996). I international sammenhæng arbejdes der på omfattende tiltag til en reduktion af emissioner af forsurende og fotokemiske luftforureninger. Emissionerne er reduceret i mange europæiske lande, men den aktuelle reduktionsrate i Europa er så lav, at det vil tage 30-40 år før forsuringen vil blive løst. Derfor er yderligere fremtidige tiltag på internationalt niveau nødvendige.

Langtransporteret luftforurening er et alvorligt problem i Danmark, på trods af at der gøres store anstrengelser for at reducere emissioner af luftforurening nationalt såvel som internationalt. I mange dele af Skandinavien er depositionen af forsurende og eutrofierende luftforureninger og overskridelser af ozonkoncentrationer over de niveauer, som naturlige økosystemer kan tåle. I Sverige og Norge er forsuring det største problem, mens eutrofiering er mere problematisk i Danmark.

Forsuring og eutrofiering

Indtil 1980'erne var det svovlforbindelser, der bidrog mest til forsuring af jord og vand. Depositionen af svovlforbindelser er faldet i løbet af 1980'erne og 1990'erne, mens depositionen af kvælstof forbindelser har holdt sig på et stabilt niveau eller er steget. Deposition af svovl og kvælstof forbindelser til skove, jordbund og ferskvandsystemer stammer hovedsagelig fra emissioner af svovldioxid (SO_2), kvælstofoxider (NO_x) og ammoniak (NH_3).

SO₂ og NO_x bidrager til forsurening, som er et regionalt problem. Svovl deponeres som tør deposition tæt på emissionskilderne. Høje depositioner findes også i områder med store nedbørsmængder som fx i bjergområder. Det samme gælder for NO_x depositioner selv om disse transporteres længere bort end svovl. Ammoniak, NH₃, afsættes tæt på emissionskilderne og bidrager også til forsuringproblemer. Deposition af disse tre forbindelser og deres sekundære reaktionsprodukter fører til forsurening (ved S og N deposition). Forsuring medfører en ændring i jordbunds- og ferskvandskemi.

Ammoniak/ammonium og kvælstofoxider bidrager til både forsurening og eutrofiering af jordbunden og af ferskvands- og marine økosystemer på grund af en øget udvaskning til grundvand, åer og søer og fører til ændringer i skovøkosystemer. En konsekvens af dette er at der sker udbredte og langvarige skader på miljøet. Aktuelle opgørelser tyder på at en forsurening af jordbund, grundvand og overfladevand vil stige yderligere i de følgende årtier.

I løbet af de sidste år har adskillige europæiske lande reduceret deres emissioner af svovldioxid og de kumulerede emissioner i Europa forventes at være reduceret med 45-50% i år 2000, sammenlignet med 1980 niveauer. Energiforbruget og ændringer i den industrielle struktur i Østeuropa har en betydningsfuld indflydelse på den fremtidige udvikling. Prognoserne er mindre optimistiske, hvad angår kvælstof forbindelserne. På IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) vurderes det, at ammoniakemissioner fra landbruget vil være højere i år 2000 end tidligere. Udviklingen afhænger naturligvis af den fremtidige landbrugspolitik og af den miljøpolitik, som de forskellige lande vælger at følge.

Derudover bidrager kvælstofoxider også til dannelsen af troposfærisk ozon. En reduktion af emissioner af kvælstofoxider vil betyde en reduktion i forsurening, eutrofiering og fotokemiske oxidanter.

Troposfærisk ozon og dens betydning

Ozon er en skadelig fotokemisk luftforurening, der transporteres over flere tusinder kilometre. Emissioner af NO_x er ansvarlige for en stor del af den ozon, der dannes i rurale områder. I mere tætbefolkede regioner, især i nærheden af byer, fremmes ozon dannelsen af VOC emissioner. Som oxidant kan ozon skade alle levende organismer. Det er nu velkendt, at mange vegetationstyper er meget følsomme for ozon. 90% af nedgangen i landbrugsafgrøders udbytte, der skyldes luftforurening i USA, anses at skyldes ozon (McKee 1994). De stigende ozonkoncentrationer anslås at være en signifikant faktor til den nedsatte skovvækst i store dele af Europa. I USA har adskillige studier vist, at ozon har store økonomiske effekter ved at være skyld i udbyttenedgangen i landbrugsafgrøder. Det er blevet anslået, at skader på afgrøder på grund af ozon beløber sig på 2-4 milliarder US\$ hvert år (McKee 1994). Eksponering for ozon medfører også alvorlige effekter på den humane sundhedstilstand, idet det påvirker luftvejene hos mennesker med følsomme luftveje allerede ved baggrundskoncentrationer. De humane effekter har ikke haft tilsvarende gennemslagskraft, selv om den menneskelige påvirkning i storbyer er stor. Beregninger fra midten af 90'erne viser, at langt den overvejende del af de økonomiske eksternaliteter af luftforureningen for samfundet ligger på øget sygelighed og dødelighed af mennesker

især på grund af partikler (Europæisk Kommission 1995). Humane effekter hører administrativt hjemme under World Health Organization (WHO) og er først i de seneste år blevet koordineret med effekter på natur. Denne rapport vil i øvrigt ikke komme mere ind på humane effekter.

Konsekvenser af luftforurening

Luftforurening har således mange konsekvenser, både forsurening og eutrofiering af terrestriske og akvatiske økosystemer, udbyttedgang i landbruget og i skovbruget, sundhedseffekter på mennesker og økonomiske tab som følge af korrosion på bygninger og materialer. De forventede effekter er af en størrelsesorden, der retfærdiggør meget store investeringer i begrænsninger af emissionerne fra landbrugs-, industri-, energi- og transportsektorerne. Alene for Danmark kan det forventes, at de nødvendige reduktionsomkostninger vil hvert år udgøre milliardbeløb.

1.1 Tålegrænsebegrebet

De grænseoverskridende effekter blev først erkendt inden for de sidste 20-30 år. I Europa gik startskuddet til tålegrænsearbejdet i Sverige i begyndelsen af 1960'erne. Nedbørens pH var faldet med 0.9 og blev sat i forbindelse med udbredt fiskedød i de vestsvenske søer. En af følgerne var at Sverige allerede i 1968 fik sin (og verdens) første begrænsning af svovlemissioner: svovlindholdet i olie måtte ikke overstige 2.5%. Dette var et afgørende brud med tidligere politik: man måtte nu begrænse udledningen af skadelige stoffer.

I første omgang har arbejdet med tålegrænser været igangsat af skader på skovbrug, fiskeri og materialer. Norge og Sverige har som foregangslande i arbejdet betydelige økonomiske interesser i skovbrug og fiskeri. Landbruget er som et stærkt manipuleret økosystem mindre sårbar for forsurening eller eutrofiering, men er derimod påvirkelig af troposfærisk ozon, som kom med i arbejdet et par år senere.

I 1972 vedtog man for første gang grænseværdier for effekter på FN Miljøkonferencen i Stockholm. Med støtte fra Nordisk Ministerråd udgav man i 1986 en definition af tålegrænser for svovl og kvælstof på følsomme økosystemer (Nilsson 1986). Tålegrænsekonceptet er i dag grundlaget for de internationale forhandlinger om arbejdet med effektbaserede begrænsninger i emissioner af luftforurening, som forhandles både under UN-ECE Geneve Konvention om Langtrækende Grænseoverskridende Luftforurening og under EU's kommende forureningsstrategi.

I 1988 blev to workshops afholdt om definitioner, beregningsmetoder og acceptable niveauer for hhv. svovl og kvælstof (Skokloster workshop) og ozon (Bad Harzburg). For ozon er der videre afholdt workshops i Kuopio i 1996. For en oversigt over dette henvises til Bak (1996) og Fenger (1998).

Definition af tålegrænse

Der arbejdes med to typer af tålegrænser:

- Direkte tålegrænser (*critical levels*) er koncentrationer i luften, over hvilken direkte skadelige effekter på receptorer som planter, økosystemer eller materialer kan ske.

- Indirekte tålegrænser (*critical loads*) er depositioner til jorden, som ændrer jordens kemiske egenskaber (forsuring eller eutrofiering). Dette påvirker så igen planters vækst og konkurrence og dermed også økosystemet.

Krav til tålegrænsekonceptet

Tålegrænsekonceptet skal være en håndgribelig størrelse som samtidigt bevarer sin biologiske betydning. Det er både en numerisk størrelse, et kemisk mål, fx for hvor mange tons kvælstof pr. ha pr. år et givent økosystem er beregnet til at kunne modtage uden at økosystemet forandres.

Økologisk råderum

Tålegrænsekonceptet kan også betragtes som en konkretisering af begrebet økologisk råderum: hensynet til kommende generationers behov nødvendiggør, at vi i dag indretter vort samfund efter økosystemernes bæreevne over for luftforurening, eller økosystemernes tålegrænse.

Det er dog i praksis altid meget vanskeligt at fastsætte sådanne grænser eksakt, som det vil fremgå af denne rapport. På trods af dette har man politisk og videnskabeligt valgt at basere reduktionsforhandlingerne (med muligvis milliarder af kroner på spil) på disse naturens tålegrænser. Derfor vil denne rapport gennemgå kriterierne for tålegrænser og diskutere fordele, ulemper og usikkerheder for konceptet og dets anvendelse i strategisk miljøpolitik.

Forhandlingerne om nye protokoller om reduktion af luftforurening omfatter en proces, hvor det tilstræbes at reducere emissionerne på den mest omkostningseffektive måde til et niveau, hvor der ikke forekommer overskridelser af tålegrænser. Anvendelse af tålegrænsekonceptet til integrerede scenarieanalyser involverer en række typer af informationer og værktøjer:

- Opgørelser af nuværende emissioner og scenarier for emissionsudviklingen
- Opgørelser af reduktionspotentialer og -omkostninger inklusive evt. strukturelle ændringer
- Modeller for transport, kemisk omdannelse, koncentration og deposition af luftforurening
- Modeller for beregning af effekter på økosystemer
- Modeller for beregning og kortlægning af tålegrænser
- Integrerede informations- og beslutningssystemer, fx IMIS-Luft, RAINS

1.2 Det internationale arbejde med luftforurening

Interessen for og arbejdet med en begrænsning af luftforureningen baseret på effekter fik sit gennembruddet på en FN miljøkonference i Stockholm i 1972, hvor omverdenen fik øjnene op for problemet. Norge påbegyndte samme år et nationalt program om effekter af sur nedbør på skov og fisk. Det var det første storskala integrerede og

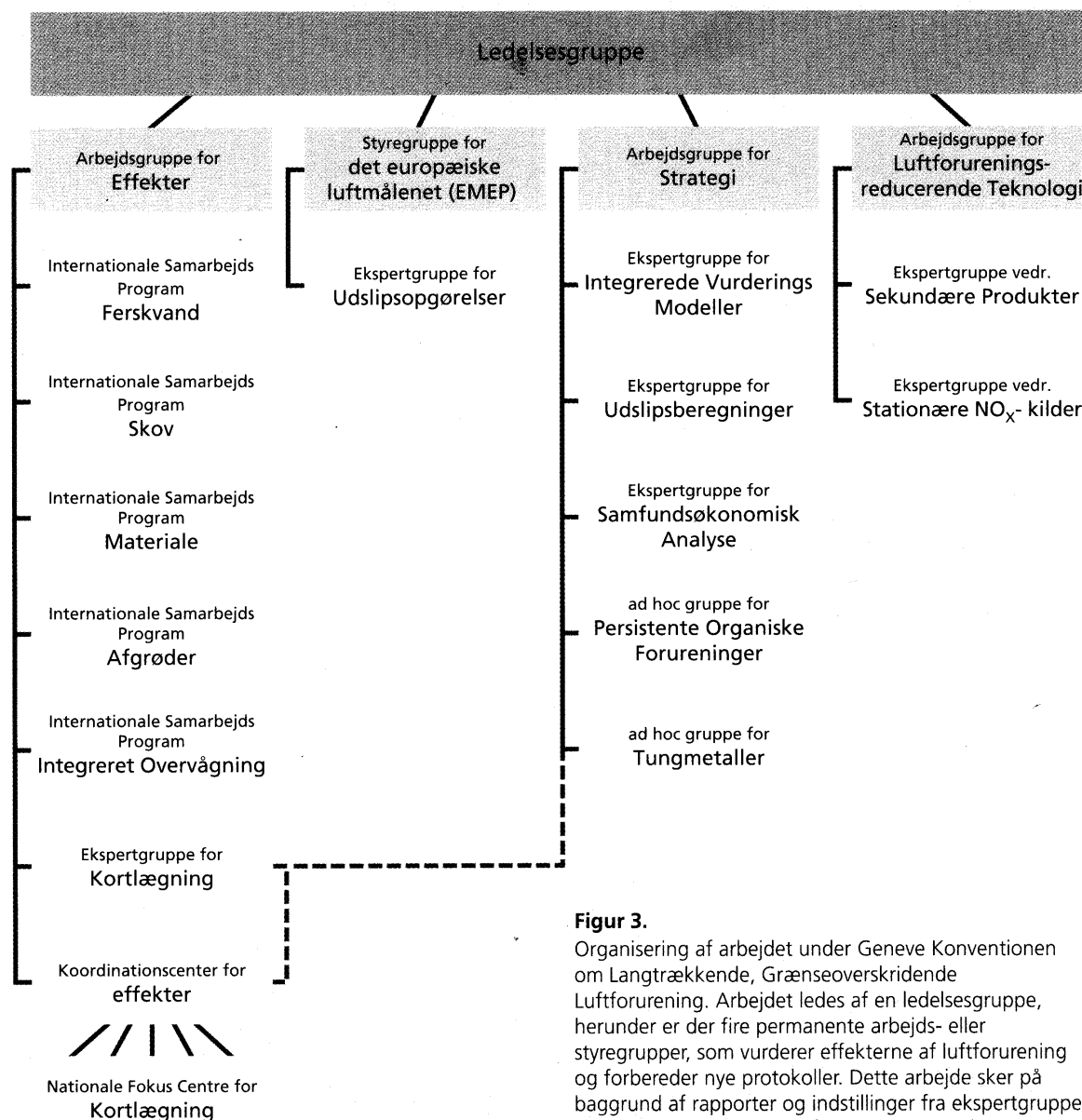
multidisciplinære miljøforsknings- og overvågningsprogram i Verden og dannede skole for tilsvarende tiltag i Sverige, Finland, England, Tyskland og Holland. Disse lande er stadig i 90'erne de drivende kræfter i det internationale arbejde omkring begrænsninger af luftforurening. Danmark har endnu ikke fået sit koordinerede luftforureningsprogram, der spænder fra økonomi til økologiske effekter, om end der har eksisteret et Dansk Center for Atmosfæreforskning, som forsøgte at spænde over forskningsdiscipliner, der havde en relation til atmosfæreforskning. Danmark deltager dog aktivt i arbejdet og har underskrevet diverse internationale konventioner.

Geneve Konventionen under UN-ECE LRATP

I 1979 oprettedes under FN's Økonomiske Kommission for Europa, UN-ECE (United Nations Economic Cooperation Europe), konventionen om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening, LRTAP (Long-Range Transboundary Air Pollution også kaldet Geneve Konventionen), en række arbejdsgrupper og ekspertgrupper samt internationale samarbejdsprogrammer, se figur 1.1. Disse har til formål at udrede og undersøge forhold omkring nuværende og fremtidige internationale aftaler om begrænsning af luftforurening samt at forberede nye protokoller.

Under ledelsesgruppen er der tre permanente arbejdsgrupper og en styregruppe, som vurderer effekter af luftforurening og forbereder nye protokoller. Dette arbejde sker på baggrund af rapporter og indstillinger fra ekspertgrupper fra de deltagende lande

Det videnskabelige grundlag forberedes på internationale videnskabelige workshops og godkendes i et system af arbejdsgrupper, der sikrer både videnskabelig og politisk anerkendelse af de anvendte metoder. Danmark har, som deltager i Geneve Konventionen, en forpligtigelse til både at følge de vedtagne reduktionsmålsætninger og til at deltage i det videnskabelige og politiske arbejde under konventionen, herunder at foretage emissionsopgørelser og fremskrivninger, måling af koncentrationer og depositioner, udvikle og validere langtransport modeller, samt beregninger af tålegrænser og overskridelser for danske økosystemer.



Figur 3. Organisering af arbejdet under Geneve Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening. Arbejdet ledes af en ledelsesgruppe, herunder er der fire permanente arbejds- eller styregrupper, som vurderer effekterne af luftforurening og forbereder nye protokoller. Dette arbejde sker på baggrund af rapporter og indstillinger fra ekspertgrupper fra de deltagende lande (efter UNECE, 1994).

Figur 1.1 Organisation af arbejdet under Geneve Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening. Arbejdet ledes af en ledelsesgruppe, herunder er der fire permanente arbejds- eller styregrupper, som vurderer effekterne af luftforurening og forbedrer nye protokoller. Dette arbejde sker på baggrund af rapporter og indstillinger fra ekspertgrupper fra de deltagende lande (efter UNECE, 1994).

DMU's rolle

Danmark deltager i de fleste ekspert grupper og en del af disse deltagere er fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU). DMU repræsenterer Danmark i Task Force on Integrated Assessment Modelling, Task Force on Mapping, Working Group on Effects, Task Force on Emission Inventories, Task Force on Heavy Metals, International Cooperative Programme (ICP) omkring integreret overvågning, ICP-afgrøder og ICP-waters.

TFIAM

En af de vigtige Task Forces er Task Force for Integrated Assessment Modelling (TFIAM), som har en central placering i udvikling og inte-

grering af modeller til at foretage beregninger for europæiske reduktionsscenarier. Det er TFIAM's opgave at undersøge muligheder for og effekten af reduktioner indenfor energi-, transport- og landbrugssektorerne og at udvikle omkostningseffektive modeller til økonomiske konsekvensberegninger. TFIAM arbejder med integrerede modeller, der kobler emissioner til effekter og anvender i udstrakt grad det integrerede modelsystem RAINS til at foretage disse analyser på europæisk plan, se appendiks.

Det er imidlertid ikke muligt at løse alle luftforureningsproblemer ved internationale aftaler, idet fx ammoniak spredes fra lokale kilder og dermed i større udstrækning udgør et nationalt problem. Ved beregning af nationale konsekvenser af luftforureningen eller af reduktionsmål under forhandling vil der for mange stoffer desuden være behov for en finere rumlig opløsning end anvendt i den europæiske kortlægning for at sikre beskyttelse af særligt værdifulde områder. Der er følgelig brug for en national indsats, der rækker ud over de internationale forpligtigelser. Samtidig er det en nødvendig indsats for, at Danmarks repræsentanter i det internationale arbejde under Konventionen kan indgå i diskussionerne om betydningen af internationale forslag betydningen for Danmark og vise versa.

EMEP

UN-ECE arbejdet har demonstreret, at internationalt samarbejde kan give store resultater. Under Geneve Konventionen blev det officielt og formelt anerkendt at luftforurening også kan give skader i nabolande. Konventionen er i dag ratificeret af de fleste vesteuropæiske lande samt USA og Canada. En vigtig samarbejdspartner under Konventionen er EMEP programmet (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of The Long range Transmission of Air Pollutants in Europe). EMEP har som funktion at skaffe information og data om depositioner, koncentrationer, langtransport og grænseoverskridende flukse af luftforureninger til relevante europæiske regeringers institutioner og til organer under Geneve Konventionen. EMEP har tre hovedopgaver:

- 1) at samle emissionsdata
- 2) at udføre målinger af luftforurening i luft og nedbør
- 3) at modellere den atmosfæriske transport og deposition af luftforureninger. Dette arbejde skal understøtte udviklingen af internationale aftaler om reduktion af forurenende emissioner.

EMEPs modelarbejde har til formål at producere information om depositioner og koncentrationer af forsurende forbindelser og oxidanter og om mængden og betydningen af langtransporterede og grænseoverskridende luftforureninger og deres flukse hovedsagelig på europæisk skala.

2 Integreret MiljøInformationsSystem (IMIS)

I USA og i Europa har man opbygget integrerede miljøinformations-systemer til at håndtere grænseoverskridende luftforureningsproblemer på europæisk og nordamerikansk skala. De enkelte landes regeringer har iværksat meget forskellige indsats for at løse problemerne. I Danmark er der en national interesse i at opbygge integrerede modelværktøjer til at forberede og analysere dansk strategisk miljøplanlægning, der kan anvendes især nationalt men også og på europæisk plan. Værktøjet skal som et led heri forbedre de danske forhandlers udspil og modspil under internationale forhandlinger.

IMIS definition

Det danske IMIS er et integreret miljøinformationssystem, der udgøres af en række eksisterende metoder, modeller og data, der kobler den samfundsøkonomiske udvikling med miljøtilstanden og miljøproblemerne i Danmark. Udviklingen af et integreret miljøinformationssystem indbefatter 1) en operationalisering af den til enhver tid eksisterende viden om disse forhold (konkretiseret som databaser og modelværktøjer) samt 2) en systematisk udbygning af denne viden, således at informationssystemet kan indgå som et fundamentalt grundlag for formuleringer af politik forslag, som grundlag for vurderinger af fremlagte forslag, som grundlag for udarbejdelse af sektorplaner på miljøområdet og som grundlag for diskussion af samfundsmæssige målsætninger på miljøområdet.

2.1 Strategisk miljøplanlægning

Strategisk miljøplanlægning kan defineres som tilrettelæggelse af det miljøpolitiske forberedende arbejde i en systematisk proces, der omfatter identifikation af miljøproblemer, deres udviklingsperspektiver og konsekvenser, konkretisering af målsætninger på kort og på lang sigt, konsekvensvurdering af handlemuligheder, forslag til politik samt efterfølgende evaluering og monitoring.

I den strategiske miljøplanlægningsproces indgår en beskrivelse af omfanget af miljøproblemerne samt en analyse af årsagerne til miljøproblemerne herunder de samfundsmæssigt betingede. På baggrund heraf vurderes den fremtidige udvikling af miljøproblemernes karakter og omfang, og der udformes løsninger, der er hensigtsmæssige såvel miljø- som samfundsmæssigt.

I det følgende fremlægges forskellige former for samfundsøkonomiske analyser, der kan bidrage til strategiske miljøplanlægning. Analysen er uddrag fra DMU rapport nr. 49 (Møller 1997).

Status og fremskrivninger

Udgangspunktet for en strategisk miljøplanlægning er en beskrivelse af den aktuelle miljøtilstand, af hvilke miljøbelastninger der er tale om, af disses omfang, af hvilke samfundsøkonomiske aktiviteter der er skyld i miljøproblemerne og hvad konsekvenser de indebærer for sundhed, naturkvalitet, produktionsforhold, m.m. Det er også vigtigt

at vurdere miljøproblemernes tidsmæssige udvikling og rumlige placering, også i fremtiden.

Miljøproblemernes udvikling vurderes altså i tæt sammenhæng med udviklingen i de samfundsmæssige aktiviteter. Det vil derfor være nærliggende at anvende forskellige (samfunds)økonomiske modelværktøjer til beskrivelse af alternative udviklingsforløb for disse aktiviteter. I nogle tilfælde bl.a. i forbindelse med mere langsigtede analyser, bør man imidlertid nøje overveje at basere beskrivelsen af de forventede fremtidige miljøproblemer på mere kvalitative analyser af de samfundsmæssige udviklingstendenser.

Målsætninger

Miljømålsætningerne bliver til i en politisk proces, hvori samfundsmæssige hensyn afvejes overfor miljømæssige hensyn. Hvor man indtil midten af 1980'erne fastsatte de konkrete miljømålsætninger i relation til omfanget af miljøbelastningerne fx i form af emissionsreduktionsmål, fastsættes miljømålsætningerne nu mere i relation til effekter af miljøbelastningen. Tålegrænser, der som nævnt angiver, hvor store belastninger en naturtype kan udsættes for uden at tage skade, er et eksempel herpå.

Indgrebs- og foranstaltningensmuligheder, scenarier

Når man har en statusopgørelse over miljøproblemerne størrelse og omfang, må det næste skridt i forbindelse med en strategisk miljøplanlægning være at opgøre, hvorledes miljøproblemerne undgås eller løses. Man vil starte med at kortlægge, hvilke samfundsmæssige aktiviteter, der er baggrunden for deres opståen og på dette grundlag pege på, hvilke ændringer i aktiviteternes omfang, sammensætning og teknisk udførelse, der kan bidrage til at løse miljøproblemerne. Derudover kan der også anvendes beskyttelses- og genopretningsforanstaltninger. Løsningsmulighederne kan omfatte teknologiske ændringer, ændringer i aktiviteternes omfang og struktur, ændringer i holdninger og adfærd. Mulighederne kan efterprøves i scenarier, der kombinerer de forskellige løsningsmuligheder. Analysen er her en kombination af samfundsfaglig, teknisk og naturvidenskabelig viden.

Valget af løsningsmuligheder er derimod et politisk spørgsmål og et allokeringsspørgsmål, hvor målet er at finde frem til den mest effektive udnyttelse af samfundets ressourcer til at opfylde målsætningen.

2.2 IMIS-Luft

En del af IMIS systemet omhandler luftforurening og omtales fremover i rapporten som IMIS-Luft.

Under IMIS-Luft samles teknisk informationer og værktøjer på tværs af flere fagområder til at kunne løse et specifikt problem. IMIS-Luft anvender eksisterende modeller på Danmarks Miljøundersøgelser i et integreret system. Det danske modelkompleks består af en række danske og internationalt udviklede modeller og tilhørende databaser, der kobles sammen for at kunne vurdere konsekvenserne af yderligere begrænsninger af luftforurening for Danmark, herunder omfanget af de omkostninger, der skal afholdes i Danmark som følge af nye internationale aftaler.

IMIS-Luft fokuserer på de luftforureninger, der har effekter på terrestriske økosystemer (landbrugs-, skov- og semi-naturlige arealer). Det drejer sig om troposfærisk O_3 , våd og tør deposition af H^+ , SO_x , NO_x og NH_3 .

Fire hovedformål

Der er fire hovedformål med at udvikle IMIS-Luft:

1. at vurdere de danske og udenlandske emissioners betydning internationalt og i Danmark. Derved kan Danmark blive en aktiv medspiller i internationale sammenhæng båret frem af en fremsynet national politik på fx energiområdet.
2. at analysere de miljømæssige effekter af alternative samfundsmæssige udviklingstræk i Danmark, der har betydning for luftforureningens karakter og omfang, eksempelvis konkretiseret i finanslovsforslag og finansredegørelser.
3. at kunne anvendes som værktøj til analyse af miljø- og samfundsmæssige forhold i forbindelse med udvikling af nye miljøpolitiske lovforslag og handlingsplaner (ammoniak, vedvarende energi etc.).
4. at kunne anvendes som værktøj til en eventuel fordeling af nationale kvoter fastsat af EU's strategier (forsuringsstrategier, ozon strategier, etc.) mellem de danske sektorer som trafik, energi, landbrug og industri.

Arbejdet understøtter forhandlinger af protokoller om reduktioner af emissioner af luftforurening under UN-ECE Geneve Konvention og under EU's forsuringsstrategi og forhandlinger om andre direktiver.

Danske emissioners betydning internationalt og udenlandske emissioners betydning i Danmark skal kunne vurderes bedre af danske myndigheder. Reduktioner af emissioner bestemmes ud fra de effekter, som en given emissionskilde har på følsomme økosystemer. Effekten af forskellige emissionsreduktions scenarier på økosystemer kan hermed vurderes. Samspillet mellem national og international ekspertise er oplagt, og for et lille land er det af afgørende betydning med et værktøj til udspil og analyser for at vinde gehør i internationale forhandlinger.

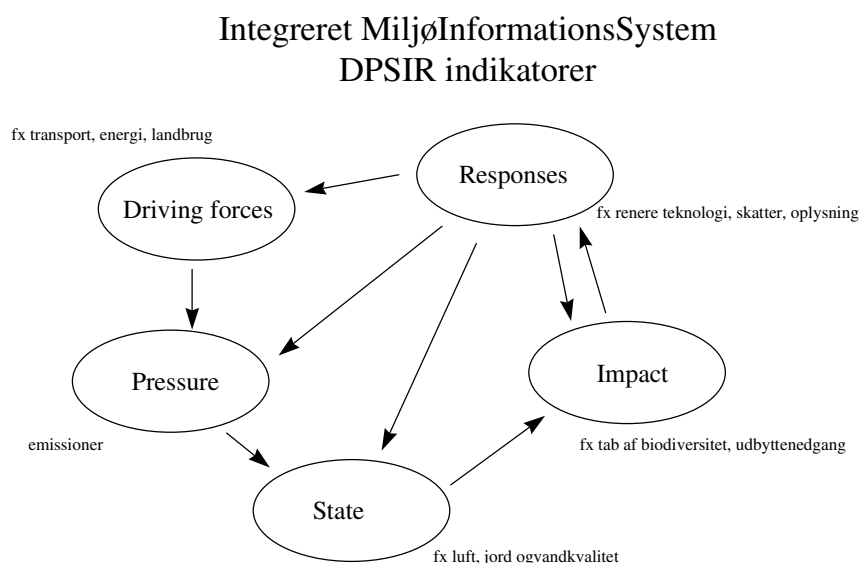
IMIS anvender en systemanalytisk tilgang, hvor man kobler den samfundsøkonomiske udvikling til effekter af luftforurening på økosystemer og igen kobler tilbage med politiske tiltag til begrænsning af emissioner af luftforurening. Den generelle ramme for IMIS er DPSIR konceptet, som gennemgås i følgende sektion.

2.3 DPSIR-konceptet

DPSIR-kæden

DPSIR konceptet anvendes i stigende omfang deriblandt af Miljøagenturen i København (EEA 1997) som ramme for analyser af komplekse miljøproblemstillinger. DPSIR konceptet beskriver en kæde af kausale links fra "Driving forces" til "Pressures" til miljøtilstanden, "State", og til "Impacts" på økosystemer og velfærd, der afslutningsvis fører til politiske "Responses". Denne systemanalytiske ramme og

indikatorerne til at analysere disse sammenhænge er skitseret overordnet i figur 2.1.



Figur 2.1 DPSIR kæden er her anvendt under IMIS for Luftforurening, hermed kaldet IMIS-Luft. Den generelle ramme for indsatsen beskrives ved DPSIR-indikatorerne: *Driving forces*, *Pressures*, *State*, *Impact* og *Responses* (EEA 1997).

- **Driving Forces (D)** inkluderer udviklingen i samfundet og i de vigtigste økonomiske sektorer, der bestemmer produktionsniveauet og forbruget inden for landbrugssektoren, trafik, forbruget af fossil brændsel til energi og varme, industri, m.m., se kapitel 3.
- **Pressures (P)** inkluderer resulterende emissioner af luftforurening fra energi-forbrugende processer, fra trafik, fra landbrug (ammoniak). En vigtig del af IMIS-Luft vil derfor være at analysere og kvantificere de kausale links mellem "Driving Forces" og "Pressures". Pressures gennemgås i kapitel 4.
- **State (S)**, beskriver ændringer i miljøtilstanden altså i de fysiske, kemiske og biologiske tilstande i terrestriske og akvatiske økosystemer og human sundhed. State i IMIS-Luft beskriver transport, kemisk omdannelse, dispersion, deposition/koncentration af luftforurening. Forholdet mellem "Pressures" og "State", miljøtilstanden skal analyseres og kvantificeres. Nogle af disse ændringer har effekter på human sundhed direkte, men også indirekte på human velfærd som fx nedsat rekreative værdier. State gennemgås i kapitel 4.
- **Impact (I)**, beskriver konsekvenserne af disse ændringerne i State, deriblandt indgår tålegrænser, overskridelser for følsomme økosystemer, ændret produktivitet i jordbruget, effekter på human sundhed, materialer. Disse ændringer kan alle medføre økonomiske omkostninger for samfundet. Et eksempel er forsuring, eutrofiering og troposfærisk ozon, se kapitel 5.

- **Responses (R)**, står for reaktioner på disse "impacts", specielt de mulige eksisterende politiske midler og tiltag til at reducere luftforureningen. Det kan være afgifter, sektorstrategiske instrumenter (prisstrategier) eller reguleringer af "Pressures" (reduktioner af emissioner, reviderede tålegrænser). Disse tiltag har til formål at forebygge og/eller nedsætte luftforureningsniveauer og de efterfølgende effekter. Disse tiltag har alle en omkostning, der er afhængig af den tilgængelige teknologi og kan have nogle vidtgående konsekvenser på aktiviteterne i de implicerede sektorer (industri, trafik, landbrug). Økonomiske modeller kan anvendes til at kvantificere omkostningerne. Disse "responses" påvirker igen driving forces, pressures, state eller/og impacts. Responses gennemgås i kapitel 6.

Med udgangspunkt i luftforurening som her under IMIS-luft, vil det integrerede miljøinformationssystem understøtte den strategiske miljøplanlægning, bl.a. ved at levere en sammenhængende og konsistent beskrivelse af hele "DPSIR"-kæden.

IMIS-Luft vil udføre fremskrivninger af tilstanden for et givet miljøområde i udvalgte scenarier, der illustrerer forskellige samfundsudviklinger, evt. i kombination med anvendelsen af forskellige tiltag og styringsmidler. Dette vil igen påvirke miljøtilstanden og menneskers livsvilkår. På denne måde håndteres sammenhænge mellem kilde, emission, miljøtilstand og impacts.

IMIS-Luft anvender i videst muligt omfang eksisterende modeller på Danmarks Miljøundersøgelser til at køre realistiske scenarier, dvs. værktøjer til at fremskrive aktiviteter på samfunds- og sektorniveau og anvendelse af miljømodeller (luftforureningsmodeller, dose-response modeller, effektmodeller). Modellers anvendelighed i IMIS-Luft afhænger af modellernes forudsætninger, dvs. deres styrker og svagheder, deres usikkerhed og præcision.

I de følgende fire kapitler gennemgås de modeller og data der p.t. eksisterer på DMU, og som vil blive anvendt i IMIS-luft til at køre udvalgte scenarier.

3 Driving Forces - modeller

Der findes en række forskellige modeller i Europa, som kan fremskrive den nationaløkonomiske udvikling. OECD og EU har makroøkonomiske modeller, der kan fremskrive den europæiske økonomi og de enkelte lande har nationale modeller. Sidstnævnte type anvendes i de årlige finanslovsforhandlinger til at belyse spørgsmål, som fx hvad bliver de økonomiske konsekvenser af forskellige politiske tiltag?

I de senere år er der et stigende behov for modeller, der kan anvendes til miljømæssige analyser, fx til at prognosticere udviklingen i emissioner af luftforurening i relation til samfundsudviklingen. Dette kan gøres ved at kombinere de nationaløkonomiske analyser med miljømæssige analyser ved anvendelse af de såkaldte makroøkonomiske miljømodeller. En makroøkonomisk miljømodel forstås her som en nationaløkonomisk model, hvortil der er koblet et miljømodul.

Input-output systemet

Miljømoduliet forbindes til den nationaløkonomiske model ved at ændre i dens input-output system. Input-output systemet beskriver efterspørgsel efter råvarer fra forskellige erhverv og beskriver, hvorledes de forskellige endelige efterspørgselskomponenter, dvs. forbrug, investeringer og eksport, retter sig mod de enkelte erhvervsprodukter. Erhvervenes efterspørgsel efter råvarer gives proportionalt med produktionen i erhvervene. Når efterspørgselen efter de miljørelevante input skal modelleres (fx energi), er det imidlertid i visse tilfælde nødvendigt med mere nuancerede efterspørgselsfunktioner. I disse tilfælde suppleres input-outputsystemet med nye delmodeller.

Emissionsmatrice

Der er til det danske input-output system knyttet en emissions-satellitmodel (EMMA, se afsnit 3.2), som omfatter energirelaterede emissioner af CO₂, SO₂ og NO_x. Emissionsmodellen er under udbygning og kommer til at omfatte andre emissioner til luft, affalds- og spildevandskomponenter, samt næringsstoffer. Ved at kombinere de nationaløkonomiske analyser med emissionsmatricens oplysninger om emissionens størrelse per produceret enhed, kan man belyse de forskellige økonomiske forløbs miljømæssige konsekvenser (på aggregeret niveau).

I visse tilfælde er der tale om en simpel udbygning med et sæt af koefficienter, der angiver emission pr. produceret enhed. Det gælder bl.a. for spildevandsemissioner. I andre tilfælde, som fx de energirelaterede emissioner af CO₂, SO₂ og NO_x, er der tale om mere komplicerede udbygninger. Her er det energiforbrug, der giver anledning til emissionerne, modelleret som afhængigt af relative priser, produktivitet i erhvervene mv.

Erhvervsopdeling

Den nationaløkonomiske analyse kan på det mest detaljerede niveau benytte en erhvervsopdeling, der består af 117 erhverv. Det skyldes, at datagrundlaget for de nationaløkonomiske modeller er det danske nationalregnskab, hvori der opereres med denne erhvervsgruppe-

ring. Imidlertid arbejder de fleste modeller på langt højere aggregeringsniveau, typisk ca. 20 erhverv. Disse kan være sammensat af meget forskellige virksomheder med hver deres miljøbelastning. Derfor angiver emissionsmatricen gennemsnitsemmissioner for erhvervene. De miljømæssige analyser vil kunne forbedres væsentligt, hvis der anvendes en mere disaggregeret erhvervsopdeling, hvor erhvervene sammensættes på grundlag af miljømæssige kriterier. Ideelt set burde hvert erhverv bestå af virksomheder med nogenlunde ensartet miljøbelastning. Når man kobler miljømodellerne til de nationaløkonomiske modeller, er man imidlertid i vist omfang underlagt sidstnævnte modellers struktur.

En aggregeret analyse

Den nationaløkonomiske analyse foregår, som navnet siger, på nationalt niveau. Der er ingen geografisk specificering af de økonomiske aktiviteter. Dette er også en svaghed i relation til den miljømæssige analyse. For at afhjælpe miljømæssige svagheder i den traditionelle nationaløkonomiske analyse udvikles satellitmodeller. Alle sektorer: energi, industri, transport og landbrugssektoren har brug for mere detaljerede modelberegninger. Her anvendes de såkaldte sektormodeller, der tilbyder mere disaggregerede beskrivelser af den økonomiske adfærd inden for den relevante sektor. Sektormodellerne opbygges i vist omfang til at kunne spille sammen med de nationaløkonomiske modeller for hele samfundet.

Fra kroner til tons

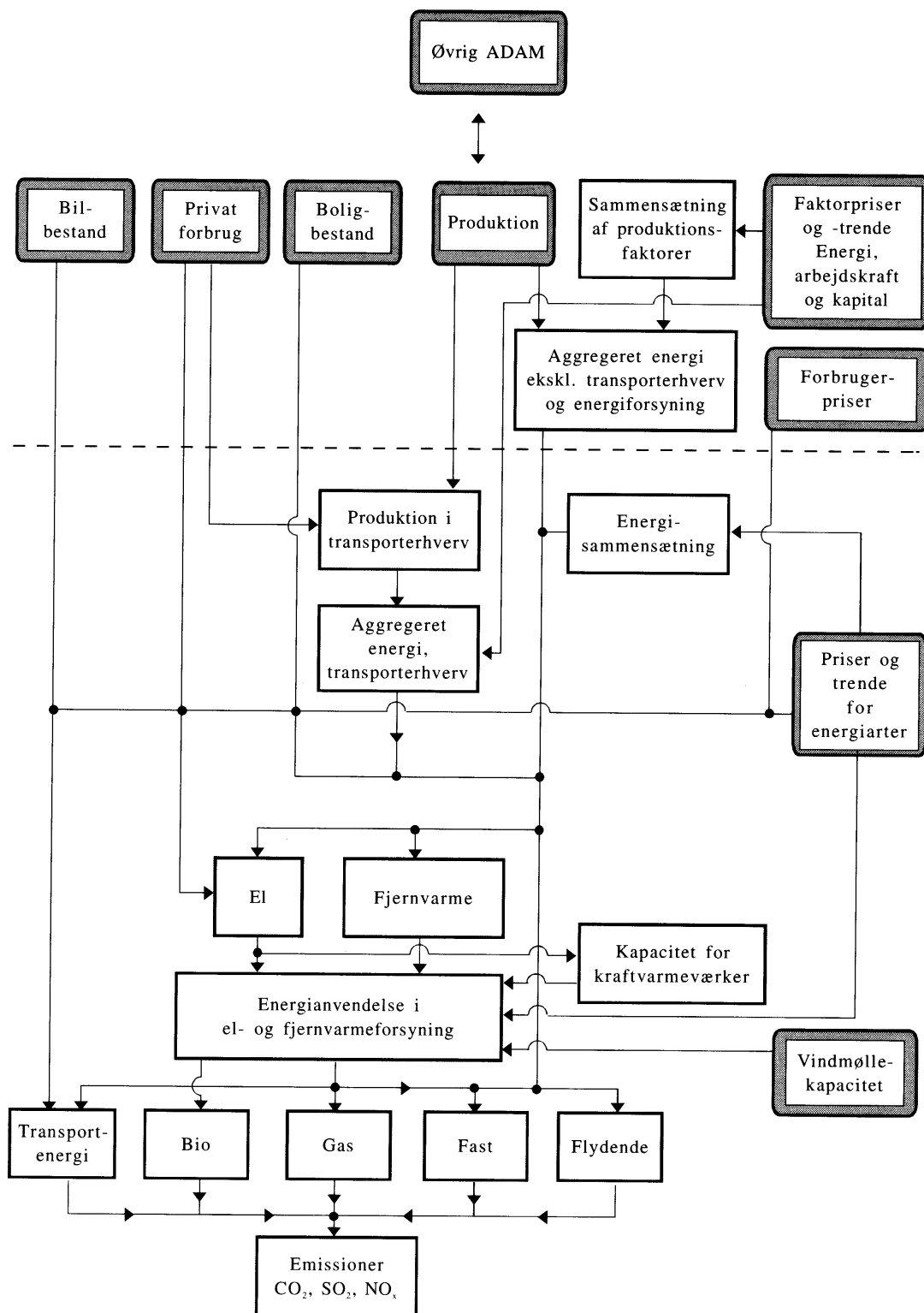
Ved koblingen mellem de forskellige modeller er der betragtelige omregningsproblemer, da de økonomiske modeller anvender økonomiske værdier, mens miljømodellerne opererer med fysiske enheder (fx kg kvælstof).

I det følgende vil vi give en oversigt over de modeller, der anvendes i IMIS projekterne og derudover diskutere nogle af problemerne med skala og opløsning af data til scenariekørsler samt deres anvendelse i strategisk miljøplanlægning. I afsnit 3.1 gives en beskrivelse af ADAM-modellen og i afsnit 3.2 tilhørende satellitmodeller (EMMA-modelsystemet), hvor gennemgangen i vid udstrækning baserer sig på beskrivelser i Andersen og Trier (1995), Dam et al. (1995) og Andersen et al. (1997). I afsnit 3.3 beskrives sektor- og miljømodellerne på landbrugsområdet (ESMERALDA og NP), hvor gennemgangen i høj grad bygger på Paaby et al. (1996), Jensen (1996) og Andersen et al. (1998).

3.1 ADAM

Den makroøkonomiske ADAM model, der anvendes til finansministeriets økonomiske prognoser, danner udgangspunkt for de forskellige modeller, der er udviklet til at beregne emissioner fra de økonomiske sektorer i samfundet. ADAM er en model, der kan beskrive samfundets generelle økonomiske udvikling. Sammenkoblet med mere tekniske satellitmodeller eller sektormodeller kan man fremskrive udviklingen inden for trafik, energi og landbrug, se figur 3.1. Man kombinerer herved økonomiske og tekniske modeller og får derved oversat økonomiske termer til emissioner af luftforurening som SO_2 , NO_x og NH_3 . En del af disse koblinger er dog stadig på et

udviklingsstadiet, og der skal arbejdes videre med snitflader mellem modellerne og raffineringer på geografisk skala.



Figur 3.1 Strukturen i ADAM-systemet (Andersen et al. 1997)

*Mellemfristet
makroøkonomisk model*

Modellen er en såkaldt mellemfristet makroøkonomisk model, hvilket betyder, at den dækker det korte sigt (1-2 år) og det mellemlange sigt (4-5 år). Begrebet *makroøkonomisk model* betyder at modellens enheder er defineret på et ret højt aggregeringsniveau og i denne sammenhæng også, at der gives en samlet bestemmelse af alle markeds-mæssige økonomiske aktiviteter. Der anlægges i ADAM en total betragtning, hvor man forsøger at tage højde for den indbyrdes afhængighed og samspil mellem forskellige økonomiske aktiviteter i samfundet.

ADAM er af natur ret grov i sin inddeling og beskriver således dansk økonomi, der bl.a. består af flere hundrede tusinde virksomheder i kun 19 aggregerede produktionsbrancher og 12 forbrugskategorier, jf. tabel 3.1. Hertil kommer, at de eksisterende makroøkonomiske modeller alle er opstillet alene med rent økonomiske analyser for øje. De økonomiske aktiviteter, som giver anledning til de væsentligste miljøproblemer, er ikke altid de væsentligste set fra et rent økonomisk synspunkt. Aktiviteterne kan derfor være utilstrækkeligt modelleret til at der kan udføres en miljøanalyse.

Tabel 3.1 Produktionsbrancher og forbrugskategorier i ADAM.

Produktionsbrancher i ADAM	Forbrugskategorier i ADAM
Landbrug, brunkul, råolie & naturgasudvinding, olieraffinaderier, energiforsyning, fødevarer-, nydelsesmiddel-, byggemateriale-, og jern- & metalindustri, transportmidler, kemisk industri, anden industri, byggeri, handel, søtransport, anden transport, finanssektoren, øvrig service, boligbenyttelse, offentlig service	Fødevarer, nydelsesmidler, øvrige ikke-varige varer, energi, transport, varige varer, tjenester, turistudgifter, boligydelse, bilkøb, benzin & olie til køretøjer, kollektiv transport

ADAM kan beskrive og analysere overordnede sammenhænge mellem politiske tiltag og økonomisk udvikling fordelt på produktionssektorer og forbrug. Modellen bestemmer befolkningens økonomiske adfærd med udgangspunkt i observationer af den faktiske historiske udvikling. Det gælder derfor, at jo længere man fjerner sig fra et kendt mønster, jo mere usikre bliver beregningerne.

Top-down model

I sådanne "top-down"-modeller forsøger man at kvantificere den økonomiske teori, så det kan forklare den økonomiske udvikling, som denne afspejler sig i statistikken. Her tilægges fx energiprises rolle stor vægt i forklaringen af energianvendelsen, og kan derfor især vurdere effekter af ændrede priser. Den økonomiske efterspørgselsfunktion bestemmer således fx elforbruget ud fra elprisen, øvrigt prisniveau i samfundet og husholdningernes indkomst. Dette kan give nogle helt overordnede bud på udviklingen i forbrug af energi og dermed udledninger af luftforureninger.

3.2 Energi og transport: ADAM + satellitmodeller

Til supplerende af makroøkonomiske modeller er der opbygget et system af energi- og emissions delmodeller de såkaldte satellitmodeller (EMMA-modelsystemet). Formålet har været at sætte tal på sammenhænge mellem den energirelaterede luftforurening og den økonomiske udvikling. I modelsystemet knyttes beregninger af emissioner af CO₂, SO₂, NO_x til ADAM modellen. På denne måde er det muligt at evaluere offentlige reguleringer på energiområdet (økonomiske instrumenter som afgifter eller direkte styringsmidler som kvoter på kraftværkernes emissioner) i samme ramme som ADAM.

ADAM-beregninger kan da bruges i miljødebatten, hvor de energi-relaterede forureningsproblemer har en vigtig placering. Internationalt har Danmark forpligtet sig til at reducere en række emissioner. Nationalt er der sat konkrete mål og tidsfrister for reduktion af emissioner. Det er også besluttet, at finanslovsforslag skal miljøvurderes.

Energispecifikke modeller

For at kunne analysere effekter af den økonomiske udvikling på emissioner kræves langt mere detaljeret viden og analyser af trafik og energisektorerne end ADAM modellen kan tilbyde, og som følge heraf er satellitmodellerne udviklet. Det integrerede miljøøkonomiske system består af ADAM sammenkoblet med energispecifikke modeller udviklet på Danmarks Miljøundersøgelser og Forskningscenter Risø. For en detaljeret beskrivelse af modelsystemet, se Andersen og Trier (1995) og Andersen et al. (1997).

De energispecifikke delmodeller bestemmer husholdningernes og erhvervenes anvendelse af energi og de tilhørende emissioner (EMMA-modellen). Gennem indarbejdelse af en model for forsyningssektorens brændselskonvertering til el og fjernvarme muliggøres, at de forskellige former for energiforbrug (varmeforbrug, elforbrug etc.) kan omregnes til de primære brændsler (kul, olie, naturgas, etc.), der rent fysisk afbrændes og dermed giver anledning til emission.

Erhvervenes energiforbrug

I ADAM bestemmes det samlede energiforbrug for hvert af erhvervene som funktion af erhvervets produktion og prisen på energi relativt til prisen på produktionsfaktorerne, dvs. arbejdskraft og kapital (maskiner mv.). Dvs. at jo dyrere energi bliver i forhold til arbejdskraft og kapital, desto mindre vil erhvervene bruge af det, alt andet lige. De vil til gengæld købe mere arbejdskraft og maskiner, fx investere i nyt energibesparende udstyr. Udover de relative priser er også produktivitetens udvikling en forklarende faktor i modellen.

Som viderebygning på dette system er der på DMU udviklet en model, der bestemmer sammensætningen af energiforbruget fordelt på 3 energityper: transportbrændsler, elektricitet og øvrige brændsler. Sammensætningen af energiforbruget er særdeles vigtig, da forbruget af de forskellige energityper har meget forskellige emissionsmæssige konsekvenser. Opsplitningen på energityper er foretaget for de 13 af ADAMs erhverv, der ikke vedrører energiproduktion og transport. Modellen er analog til den ovenfor beskrevne, idet det er de relative priser på de 3 energityper, der sammen med produktivitetens

udviklingen bestemmer energiforbrugets fordeling på de enkelte typer.

Husholdningernes energiforbrug

DMU har endvidere udviklet en model for husholdningernes energiforbrug, der beskriver forbruget af el, varme og transportbrændsler. Elforbruget gives som del af det samlede forbrug, hvor andelen afhænger af elprisen relativt til prisen på forbrugsvarer i øvrigt.

Varmeforbruget bestemmes ud fra boligarealets størrelse (boligmassen) og priserne på de brændsler, der anvendes til opvarmning af private husstande (naturgas, el, fjernvarme, olie mv.). Der opereres endvidere med en indikator for virkningsgraden, dvs. effektiviteten i husholdningernes udnyttelse af de enkelte brændsler. Ved estimering af varmeforbruget er der taget højde for de klimatiske forhold, der historisk set har været gældende.

Endelig bestemmes transportenergiforbruget ud fra bilbestanden og benzinprisen. Derudover indgår en variabel, der opfanger udviklingen i bilparkens brændselseffektivitet.

Energiforsyningssektoren

Forskningscenter Risø har opbygget en model for brændselsanvendelsen i *energiproduktionssektoren*. De betragtede brændsler er energityperne fast, flydende, gas og biomasse.

For de store centrale værker modelleres brændselsforbruget ved at antage, at el- og kraftvarmeværker anvender de billigste brændsler, samtidig med, at der tages hensyn til kapaciteterne på de værker, der kan fyre med de forskellige brændsler. Til fremskrivningsformål er desuden indarbejdet en beskrivelse af den planlagte udbygning af elværker.

På de mindre decentrale værker er brændselsfordelingen bestemt ved faste andele, idet de fleste små værker bygges, så de kun kan fyre med et enkelt brændsel.

Transportsektoren

Transporterhvervene beregnes selvstændigt. DMU har opbygget en model, der indeholder en opdeling af ADAMs to transporterhverv i ni undererhverv. Modellen arbejder således med ti transporterhverv, nemlig søtransport, jernbaner, busdrift, færger, turistbusser, taxi, fragtvognmænd, luftfart, post- og telekommunikation og hjælpevirksomheder.

Modellen beregner produktionen i de ti transporterhverv afhængigt af, hvor meget disse erhverv skal levere til de øvrige erhverv og til husholdningerne. Energianvendelsen i transporterhvervene findes ved at tage hensyn til energiprisen i forhold prisniveauet i øvrigt samt en trend, der udtrykker den del af den årlige procentvise ændring i energikoefficienten, der ikke kan forklares af udviklingen i produktion og energipriser.

Derefter fordeles det totale energiforbrug ud på energityper ved eksogent fastsatte konstante andele. Hovedparten af energiforbruget er transportenergi. Til fremskrivningsformål skal visse af energitype andelene ændres løbende fx jernbanernes elandel, der vil udvikle sig i takt med den planlagte elektrificering af jernbanerne.

Både tekniske og økonomiske variable

Ved EMMA-systemet er der i vidt omfang tale om kombinationer af tekniske og økonomiske modeller, dvs. modeller der baserer sig på ADAM, men som også inddrager tekniske variable, når det skønnes væsentligt. Fx er der ved husholdningernes energiforbrug indlagt variable, der beskriver forbruget af varme som summen af landets boliger med de enkelte typer varmekilder (oliefyr, fjernvarme etc.) ganget med varmeforbruget pr. varmekilde. Der er desuden indlagt variable for varmekildernes effektivitet. Modellerne er således karakteriseret ved at operere ud fra fysiske sammenhænge og detaljeret viden om sektorerne, hvilket igen muliggør vurdering af effekten af teknologiske fremskridt eller specifikke lovmæssige indgreb.

Emissionsmodeller

For at belyse sammenhængene mellem den luftforurening, der kan relateres til energisektoren og den økonomiske udvikling, er der udviklet en satellitmodel for hver af emissionstyperne CO_2 , SO_2 og NO_x . Udgangspunktet er forbruget af de forskellige energityper, hvorfra man kan beregne sektorernes emissioner.

Emissionskoefficienterne beregnes for CO_2 og SO_2 's vedkommende ud fra brændslernes kemiske sammensætning (hhv. kulstofindhold og svovlindhold). Emissionskoefficienten for NO_x er mindre simpel at beregne, idet emissionen dannes ud fra luftens indhold af kvælstof og er afhængig af forbrændingsspecifikke forhold såsom lufttilførsel, temperatur mv. Det indebærer, at det for hvert brændsel er nødvendigt at estimere NO_x emissionskoefficienter for hvert erhverv og i visse tilfælde også for forskellige anvendelser indenfor erhvervene. Dette arbejde er udført på Forskningscenter Risø, hvor emissionskoefficienterne er estimeret for 25 energityper. Herefter har DMU sammenvejet koefficienterne til de 5 energityper (fast brændsel, flydende brændsel, naturgas, biobrændsler og transportbrændsler), der anvendes i ADAM-EMMA-modelsystemet.

Inddragelsen af emissionskoefficienter gør det muligt at knytte beregninger af emissioner til de økonomiske beregninger foretaget med ADAM. Derved bliver man i stand til at evaluere tiltag som grønne afgifter eller kvoter på elværkernes emissioner i den samlede ADAM modelramme. Effekten af grønne afgifter kan således med disse modeller beregne både et skøn for anvendelsen af forskellige energiarter og dertil hørende emissioner samt et skøn for konsekvenser for samfundsøkonomien.

Geografisk fordeling af de nationale emissioner

Med henblik på at kunne illustrere påvirkningen af miljøtilstanden fra emissionerne af SO_2 og NO_x , skal disse emissioner fungere som input til atmosfæriske spredningsmodeller, depositionsmodeller mv. Dette nødvendiggør en vis geografisk fordeling af emissionerne, som må foretages på basis af viden om lokaliseringen af nogle af de mest betydende kilder til disse emissioner og herudover vha. forskellige simple fordelingsnøgler mv.

ADAM systemet er, som ovenfor beskrevet, opbygget ved at sammenkoble ADAM med EMMA modelsystemet, der indeholder energispecifikke modeller for husholdningernes og erhvervenes anvendelse af energiarter (el, varme, transportbrændsler, mv.), for forsyningssektorens brændselskonvertering af de primære brændsler (fast,

flydende, gas og biomasse) til el og fjernvarme og endelig modeller, der beregner de tilhørende emissioner.

Transportsektoren er blevet underinddelt i diverse delerhverv med henblik på at opnå større emissionsmæssig homogenitet indenfor de enkelte erhverv. Man kan derudfra beregne delerhvervenes andel af produktion, energiforbrug og NO_x emissioner. SO₂ emissioner fra disse erhverv er minimale.

For at fordele ovenstående emissioner geografisk er det nødvendigt at supplere med viden om emissionskildernes geografiske beliggenhed. Dette er i vis udstrækning muligt for energiproduktion, transport og husholdningernes varmekonsum, idet man både kender elværkernes og de større byers beliggenhed. Samtidig har man en vis viden om transportens geografiske fordeling. Der pågår for øjeblikket arbejde i DMU vedrørende emissioner og transport, der på sigt vil kunne anvendes i denne sammenhæng.

Energistyrelsens Energi21-scenarie

ADAM-satellitmodellerne er blevet sammenlignet med Energistyrelsens modelsystem, der blev anvendt til Referencescenariet i Energi 21 (MEM 1996) og endvidere indmeldt som Danmarks officielle tal til RAINS modellen. Energistyrelsen har udviklet et sæt modeller, der indbefatter en energiforbrugsmodel, en model for lokal forsyning, en energiforsyningsmodel, en transportmodel (baseret på Trafikministeriets Referencemodel), en energibalancemodel og en emissionsmodel.

Bottom-up model

Energistyrelsens modeller adskiller sig typemæssigt fra ADAM-EMMA systemet, idet der er tale om såkaldte bottom-up modeller, dvs. modeller, der primært beregner energiforbruget ud fra tekniske og fysiske forhold ofte baseret på detaljerede statistiske opgørelser. Fx beregnes husholdningernes elforbrug ud fra bestanden af elapparater fordelt på apparattyper og disses produktionsår, hvorefter energiforbruget findes ud fra viden om de enkelte typers og årganges energiforbrug.

Da modellerne har forskelligt udgangspunkt og forskellige forklarende variable, er der selvsagt afvigelser i deres konsekvensberegninger. Således forudsætter Energi 21 fx betydelig større forbrug af kollektive transportmidler og fremskriver en noget mindre aktivitet i transportsektoren generelt end ADAM-EMMA-systemet.

For at sætte tal på afvigelserne mellem de 2 modelsystemer er det forsøgt at foretage en fremskrivning med ADAM-EMMA systemet, der i store træk rammer Energi21-referencefremskrivningen (jf. Andersen et al. 1997). Herved er der baglænsberegnet et antal trends og effektivitetsindeks, der indarbejdet i ADAM-EMMA systemet sikrer konsistens mellem modellerne i relation til Energi21-referencefremskrivningen. Der er ikke tale om at disse "korrektioner" skal indarbejdes permanent i ADAM-EMMA systemet, men derimod muliggøre vurderinger af ændrede nationaløkonomiske forudsætningers konsekvenser for Energi21-forløbet.

3.3 Modeller for landbrugssektoren: ESMERALDA og NP-modellen

I Danmark er landbrugets emissioner af ammoniak meget væsentligt for den samlede forsurende og eutrofierende belastning, og her kan ADAM ikke håndtere udviklingen tilstrækkeligt detaljeret. ADAM er derfor koblet til modeller, som disaggregerer landbrugssektoren for at modellere emissionerne af ammoniak. Ammoniak er på nuværende tidspunkt den væsentligste enkeltkilde i Danmark til både forsurende og eutrofierende belastning. Landbrug er en meget væsentlig kilde til deposition af ammoniak inden for landets grænser, og det er derfor væsentligt at få belyst udledningen i detaljer. Ammoniak spredes i relativt kort afstand fra kilden, dvs. at inden for få kilometer er størstedelen af ammoniakken (NH_3) afsat, mens en del ammonium (NH_4^+) transporteres i atmosfæren og kan afsættes over et stort område.

ESMERALDA

Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Instituts sektormodel, ES-MERALDA (Econometric Sector Model for Evaluating Resource Application and Land Use in Danish Agriculture), (Jensen 1996) anvendes til at belyse indflydelsen af den nationaløkonomiske udvikling på landbruget og til analyse af forskellige landbrugs- og miljøpolitiske tiltags betydning for sektoren. Der er tale om en partiel ligevægtsmodel, der til eksogene priser optimerer landbrugets input- og outputsammensætning.

Modellen er statisk-komparativ, dvs. den til givne initialbetingelser et givet tidspunkt (år) beregner landbrugets optimale produktion og råvareforbrug samme år. Den kan derfor først og fremmest benyttes til at sammenligne 2 ligevægtssituationer. Hver ligevægtssituation skal opfattes som en langsigtsligevægt, og en beskrivelse af den dynamiske tilpasning henimod ligevægten indgår ikke i modellen.

Den nationaløkonomiske udvikling fastlægges i ADAM, hvorefter effekterne i landbrugserhvervet kvantificeres i ES-MERALDA. ADAM kan kobles til ES-MERALDA ved at levere de variable, der er eksogene i denne model. Det drejer sig først og fremmest om priser på landbrugsprodukter og inputs. Herefter kan ES-MERALDAs beregninger af landbrugets produktion og forbrug af indsatsfaktorer indarbejdes i ADAM. En diskussion af muligheder og problemer ved kobling af modellerne gives i Andersen et al. (1998). Der er i hovedtræk to omstændigheder, der karakteriserer koblingen. Der beskrives i det følgende.

Aggregering

Sammenkoblingen mellem ADAM og ES-MERALDA er ikke uden problemer bl.a. som følge af forskellige aggregeringsniveauer i de to modeller. Således figurerer landbruget som én sektor i ADAM (med én tilhørende produktpris), mens ES-MERALDA opererer med 19 driftsgrene (og 19 tilhørende produktpriser). Det er derfor nødvendigt at disaggregerer de aggregerede priser til de priser, der benyttes i ES-MERALDA. Der er således ingen modelmæssig fremskrivning af priserne på disaggregeret niveau.

Udbuds- versus efterspørgselsstyring

ADAM er en efterspørgselstrukket konjunkturmodel, der beregner økonomiske forløb på kort og mellemlangt sigt. ESMEALDA er en statisk-komparativ langtsigtsmodel, der indeholder en udbudsorienteret beskrivelse af landbrugssektoren. Disse 2 tilgange er ikke forenelige, idet modellerne har stærkt divergerende opfattelser af effekten af forskellige ændringer. Man er derfor nødsaget til at basere sig på den ene af modellernes landbrugsbeskrivelse ved en kobling. Det vælges at basere sig på ESMEALDA, da den udbudsorienterede tilgang vurderes som langt mere nuanceret og realistisk. I denne tilgang tages udgangspunkt i forbruget og produktiviteten af de produktionsfaktorer, der er til rådighed. En af disse faktorer er jord, der er helt central i afbildningen af jordbrugsproduktion. Ligeledes har prisdannelsen på jord stor betydning for de økonomiske konsekvenser af forskellige indgreb, og det er derfor et stort problem, at jord ikke indgår som produktionsfaktor i ADAM.

Da ADAM herudover er for aggregeret til at beskrive forskydninger indenfor landbruget, kan det sammenfattende siges, at en kobling kan gennemføres ved, at ESMEALDA betragtes som styrende i modelsystemet. Det indebærer, at denne model er bestemmende for både landbrugsproduktion og ressourceforbrug. ADAMs rolle er reduceret til at levere en samlet pris for landbrugets produkter og priser for de indsatsfaktorer, der benyttes i landbrugsproduktionen. Outputprisen er eksogen i ADAM, dvs. at den ikke beregnes i ADAM og er således ikke følsom overfor ADAMs egenskaber. Til fremskrivninger fastsættes prisen ud fra forventninger til udviklingen i verdensmarkedet, hvilket indebærer, at man principielt kunne benytte en anden prognose for verdensmarkedet (fx hentet fra internationale organisationer eller andre), uafhængigt af ADAM. Priserne på indsatsfaktorer gives dog endogent i ADAM, så her har den en væsentlig rolle.

ADAM er også helt central, såfremt der skal beregnes samfundsøkonomiske konsekvenser. I disse tilfælde indarbejdes ESMEALDAs landbrugsproduktion og ressourceforbrug i ADAM, der herefter beregner effekter for resten af økonomien. For at opnå fuldstændig konsistens kan der itereres mellem de 2 modeller.

Regionalisering

ESMEALDA behandler ændringer i fordelingen af afgrøder, husdyrhold og forbruget af råvarer. Derudover behandles 19 driftsgrene som følge af økonomiske og politiske betingelser, fx ændringer i priser, tilskud, kvoter, afgifter mv. Modellen er p.t. en national model, men planlægges regionaliseret til amtsniveau.

Disaggregering

Det er samtidig hensigten af indarbejde 3 jordtyper samt opdele produktionen indenfor hver driftsgren på bedriftstyper. Sidstnævnte aspekt er vigtigt, dels fordi der ses forskellige produktionsformer indenfor samme driftsgrene for forskellige bedriftstyper, dels fordi fordelingen af husdyr på de forskellige bedriftstyper har stor informationsværdi i forhold til fordelingen af husdyrgødning på landbrugsarealet og emissioner af NH_3 .

ESMERALDA kan p.t. fastlægge arealanvendelse, sammensætning af husdyrhold og tilførsel af gødning og pesticider fordelt på afgrødetyper. Efter revision af modellen kan den endvidere fordele disse variable på regioner, bedriftstyper og jordtyper.

*Forbedring af
landbrugsbeskrivelsen i
ADAM*

Der pågår p.t. et større forskningsprojekt, hvor Danmarks Statistiks ADAM-gruppe i samarbejde med Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (SJFI) vil lave en forbedret landbrugsbeskrivelse i næste version af ADAM. Det er hensigten at benytte elementer fra ESMERALDA i aggregeret form, og derefter indarbejde disse i ADAM. Projektet planlægges færdigt i 2001, hvorefter ADAMs afbildning af landbrugserhvervet dels vil være udbudsstyret og dels forbedret mht. opsplitning på driftsgrene og forbrug af indsatsfaktorer. Man kan dog ikke forvente en opsplitning på jordtyper, regioner og bedriftsformer, der alle er centrale parametre ved miljøanalyser.

Kobling til emissionsmodel

Koblingen til miljøet sker gennem DMUs NP model, som er en teknisk model (Paaby et al. 1996). NP-modellen beregner ammoniakemission, kvælstofudvaskning og fosforafstrømning som følge af produktionsmæssige og teknologiske forskydninger i landbruget. Modellen kan imidlertid ikke beregne produktionsmæssige konsekvenser af ændrede økonomiske betingelser. De kan derimod analyseres i ESMERALDA, hvorefter ændringerne kan indarbejdes i NP-modellen med henblik på at fastlægge de miljømæssige effekter. Produktionsstrukturen (afgrødefordeling, husdyrhold, gødningsanvendelse m.v.) gives altså i ESMERALDA, men indarbejdes i NP modellen.

Den miljømæssige del af NP-modellen estimerer landbrugets bidrag til kvælstofbelastningen af farvandsområder på grundlag af ammoniaktabet og kvælstofudvaskningen. Ved estimeringen af kvælstofbelastningen tages der hensyn til spredningen og depositionen af den emitterede ammoniak. På tilsvarende vis tages der hensyn til, at dele af den udvaskede kvælstof omsættes eller tilbageholdes inden kvælstoffet når kystområderne via det ferske vandmiljø. Herudover estimerer NP-modellen fosfortabet via en fast arealkoefficient. For at sikre en virkelighedstro estimering af kvælstofbelastningen er landbrugsaktiviteterne distribueret på 48 afstrømningsområder og yderligere på 4 brugstyper og 2 jordtyper. En dokumentation af modellen kan findes i Paaby et al. (1996).

NP-modellen vil endvidere blive suppleret med DMUs pesticidmodel (IMIS-P) (Sørensen et al. 1997), samt konsekvensberegningsmodeller for drivhusgasserne metan og lattergas.

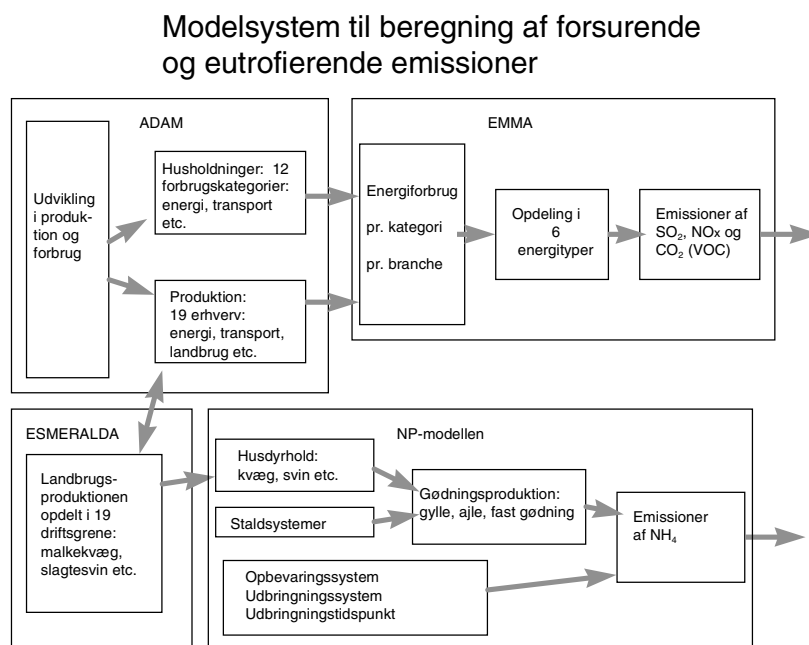
*Koblingen mellem
ESMERALDA og NP-
modellen*

Koblingen mellem ESMERALDA og NP modellen er ikke uden problemer. Dels skal der ske en oversættelse af økonomiske strømme (fx udgifter til gødning) til fysiske enheder (fx kvælstofindholdet i gødningen) og dels skal ESMERALDAs nationale effekter fordeles ud på NP modellens 2. ordens afstrømningsoplande. Endelig skal aktiviteten indenfor ESMERALDAs driftsgrene fordeles ud på NP-modellens bedriftstyper. I Andersen et al. (1998) er gennemført en kobling af modellerne, og der kan her findes en grundig diskussion af problemer og usikkerhed i denne forbindelse.

I NP-modellen fastlægges kvælstoftabene fordelt på tab fra rodzonen og ammoniakfordampning, hvoraf kun sidstnævnte form for tab er relevant i forbindelse med forsurening. Ammoniakfordampningen gives ud fra husdyrholdet, idet hver husdyrtype er kendetegnet ved en given emissionskoefficient for ammoniak. I modellen tages desuden hensyn til bedriftsspecifikke faktorer som stalddtype, opbevaring og udbringning og deres indflydelse på ammoniakemissionen (jf. Andersen et al. 1998).

Geografisk set bør fordelingen af ammoniakemissioner belyses på mere disaggregeret niveau end 2. ordens afstrømningsoplande. Til strategisk miljøplanlægning, fx vurderinger af effekter af en ammoniakhandlingsplan på lokalt, nationalt og internationalt niveau, kræves ret detaljerede data (Bak et al. 1999). For at opnå en detaljeret analyse heraf bør der sættes på finere niveau, fx kommuner - 1x1 km net eller ultimativt de enkelte bedrifter. Det klassiske spørgsmål om skala og detaljeringniveauer kommer igen ind i billedet.

Figur 3.2 illustrerer de relevante dele af modelsystemet for ammoniakemissioner. De 4 store kasser indeholder de anvendte modeller, mens de mindre kasser indeholder de variable, der indgår i modellerne. Som det fremgår danner ADAM og ESMERALDA tilsammen beskrivelsen af de økonomiske og politiske forhold, mens NP-modellen danner bindeleddet mellem landbrugets produktionsmæssige forhold og ammoniakemissionen. Ligeledes danner EMMA bindeleddet fra ADAM til energiforbrug fordelt på de forskellige energityper og de heraf foranledigede emissioner af SO₂ og NO_x.



Figur 3.2 Sammenhænge mellem ADAM, EMMA, ESMERALDA og NP-modellen.

4 Pressures/ State - målinger og modeller

Emissioner til atmosfæren fra både naturlige og menneskeskabte aktiviteter bidrager til mange aktuelle og potentielle miljøproblemer. Emissioner af luftforurening er samtidigt essentielle for koblingen af samfundsøkonomiske modeller og luftforureningsmodeller. Emissioner kan påvirkes direkte ved tekniske tiltag, fx røgrænsning og indirekte ved ændringer i den samfundsøkonomiske udvikling. Opgørelser af emissioner er derfor centrale for udarbejdelsen af protokoller for reduktion af luftforurening.

4.1 Pressures: Emissioner af luftforurening

Kilder til atmosfæriske emissioner

Der er mange forskellige kilder til atmosfæriske emissioner: fx kraftværker, raffinaderier, fabrikker, husholdninger, landbrug, trafik og vegetation. Det kan ikke lade sig gøre at opgøre alle emissioner, hvorfor der anvendes en simpel model til at estimere emissionerne på basis af målinger, der udføres på udvalgte og repræsentative eksempler på emissionskilder eller typer. Et sådan emissionsestimater findes som produktet af fx en aktivitet gange en typisk middel emissionsfaktor for denne aktivitet. For at estimere årlige emissioner af SO₂ i g per år fra et kraftværk kan det årlige forbrug af brændsel (tons brændsel per år) gange en emissionsfaktor (i g SO₂ emitterede per tons forbrugt brændsel) anvendes. En anden måde at estimere den årlige emissioner at gange de målte emissioner af SO₂ i g per time med antallet af driftstimer per år.

Emissionsestimaterne samles i databaser eller emissionsopgørelser, som også indeholder supplerende data som lokaliseringen af emissionskilderne, emissionsmålinger, -faktorer, produktionsrater, etc. Emissionsopgørelserne indeholder tre typer data: punktkilder, arealkilder og liniekilder. I nogle opgørelser kan alle data være samlet som arealkilder på fx regional, lands- eller amtsplan.

Punktkilder

Emissionsestimaterne opnås for det enkelte kraftværk eller den enkelte udslipslokalitet. Data fremkommer oftest med supplerende oplysninger om lokalitet, kapacitet, m.m.

Arealkilder

Mindre og mere diffuse kilder for luftforurening angives på arealbasis, på administrative enheder som kommuner, amter, lande eller for regulære grid (se senere under EMEP).

Liniekilder

I nogle opgørelser indgår mobile emissioner fra vejtrafik, shipping, flyvemaskiner, skibe som emissioner langs en linie, fx jernbane eller vej.

Emissioner af luftforurening opgøres af flere instanser. I det følgende vil kun CORINAIR og EMEP emissionsopgørelser blive præsenteret, idet disse to er de mest anvendte til modellerne på DMU. Begge systemer samler emissioner, der bidrager til luftforurening. I 1993 blev det besluttet, at de to systemer skulle samarbejde om udfærdigelsen

af en fælles vejledning for emissionsopgørelser, "EMEP/CORINAIR Inventory Guidebook". Dette betyder, at EMEPs arbejde med opsamling af emissionsdata fra ECE koordineres med emissionsdata fra andre emissionsopgørelser og især med det Europæiske Miljøagentur og dens Fagdata Center for Luft Emissioner (ETC-AEM), som står for CORINAIR-opgørelserne.

CORINAIR

Emissionsopgørelser for de forskellige europæiske lande indberettes til MiljøAgenturet i København (EEA), som er det europæiske Tema-center for Luftemissioner og samles i CORINAIR (CORE INventories AIR).

Formålet er at kunne estimere luftforureningen fra alle kilder (naturlige, stationære og mobile). Den første CORINAIR opgørelse om luftforurening udkom i 1985. De sidste fuldstændige ajourførte opgørelse er stadigvæk fra året 1990. CORINAIR90 databasen dækker hele Europa, i alt 29 lande (hvoraf EU15, CEEC og flere andre lande) og dækker 260 forskellige aktiviteter.

CORINAIR90 var et program under EEA Task Force. I 1995 fortsatte EEA CORINAIR programmet. EEA's Europæiske Fagdata Center for Luftemissioner (ETC/AE) har siden fået den opgave at fortsætte med programmet og at arbejde med nationale eksperter (National Reference Centres) på 1994-opgørelsen og de følgende emissionsopgørelser. CORINAIR er nu en årlig emissions opgørelses program. Hver 5. år skal der produceres en detaljeret opgørelse (NUTS3 and SNAP3) og i de mellemliggende år produceres en opgørelse, der består af nationale totaler (SNAP niveau 1 og/eller 2). ETC/AE støtter de nationale eksperter fra de deltagende lande til at samle emissionsestimater og anvende den fælles EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook (februar 1996). Denne vejledning er også tilgængelig på EEA Internet hjemmeside: www.eea.dk. De nationale eksperter sender de detaljerede emissionsestimater til ETC/AE, som så udfærdiger de europæiske emissions databaser.

I 1990 opgørelsen indgår otte forskellige luftforureninger: SO₂, NO_x, NMVOC, NH₃, CO, methan, NO og CO₂. Systemer dækker 11 sektorer inden for transport, landbrug, industri, naturarealer. Data kommer fra punktkilder eller arealkilder. Emissionsdata er også opgjort på regionalt niveau (NUTS3, Eurostat klassificering).

Opgørelserne for 1994 ligger i CORINAIR94 og dækker EU15 + Estland, Norge, Schweiz, Island og Liechtenstein. Disse opgørelser indeholder kun regionale emissionsdata fra nogle af de deltagende lande, de fleste findes som nationale totaler. Den næste version af CORINAIR, CORINAIR94, indeholder udover de ovennævnte otte luftforureninger nu også tungmetaller (HM) og persistente organiske forbindelser (POP) (i alt 27 stoffer). Rapporteringen af tungmetaller og persistente organiske forbindelser er stadigvæk mangelfuld. Corinair97 vil dække emissioner for 35 lande: EU15 + FARE13, Kroatien, Cypern, Malta, Schweiz, Island, Liechtenstein og Norge.

CORINAIR dækker alle emissioner fra detaljerede kildesektorer, som skal rapporteres til flere internationale organer: deriblandt UNECE/EMEP (CLRTAP Protokoller for SO₂, NO_x and NMVOCs og

fremtidige protokoller for tungmetaller (HM) og persistente organiske forureningsstoffer (POPs)); OECD/IPCC Drivhusgasser (GHGs) og EU CO₂ Monitoring Mechanism; OSPARCOM/HELCOM.

Kildesektorerne er inddelt i tre niveauer med det aggregerede niveau af 11 hovedsektorer SNAP niveau 1 (Selected Nomenclature for emissions of Air pollution). SNAP niveau 2 udgøres af ca. 60 sektorer og SNAP niveau 3 af mere end 300 kildesektorer.

EMEP's emissions database

EMEPs emissionsopgørelse har til formål at sørge for en effektiv udtrækning af emissionsdata til anvendelse i modeller. Emissionsdatabasen er meget omfattende og indeholder: officielt rapporterede nationale totaler, emissionsfremskrivninger, informationer om de forskellige kategorier af kilder, lave og høje emissioner, store punktkilder og data fordelt på grid inden for EMEP's modelområde, emissioner fra internationale skibsfartøjer, biogene emissioner over hav og land og informationer om den tidlige variation i SO_x, NO_x, NMVOC og CO emissioner.

Den modtagne information er ofte ufuldkommen, og en stor del af emissionsdata må udledes fra andre kilder. Databasen adskiller de estimerede emissioner fra de officielle værdier. De nationale totaler anvendes, når tallene mangler. Data, der er fordelt på grid, fremskaffes fra CORINAIR90, når de officielle informationer mangler.

De samlede emission data i CORINAIR er mere detaljeret end krævet af de internationale forpligtelser. Emissionsestimererne bliver aggregeret og indberettet i mange forskellige formater, inklusivt UNECE/EMEP, OECD/IPCC and EU-CO₂ Monitoring Mechanism.

Task Force on Emission Inventories, TFEI

ECE emissionsopgørelser støttes af Task Force on Emission Inventories (TFEI) under EMEP. Under disse møder indgår en udveksling af informationer, en evaluering af metoder og en harmonisering gennem samarbejde med andre internationale organisationer. En af TFEI's hovedprodukter er udførelsen af 'Atmospheric Emission Inventory Guidebook', som indeholder en vejledning til emissionsopgørelserne, og som bidrager til en øget kvalitetskontrol.

Emissionsopgørelser i Danmark

I Danmark har Forskningscenter Risø siden 1987 beregnet de danske emissioner af luftforureninger baseret på Energistyrelsens energistatistik. Siden 1995 er de danske emissioner blevet beregnet på DMU i samarbejde med Forskningscenter Risø. Emissionsopgørelserne er under konstant revision, som følger opdateringen af Energistyrelsens energi tidsserier og den større viden om emissionsfaktorer. De emissioner af luftforurening, der er tale om, er: CO₂, SO₂, NO, CH₄, N₂O, NMVOC, CO₂ tungmetaller (HM) og POP'er. Der er også en stigende interesse for opgørelser af NH₃ emissioner.

I Danmark er de relevante emissionskilder følgende: produktionsanlæg større end 300 MW, olieraffinaderier, anlæg der udleder svovl- og salpetersyre samt lufthavne med mere end 100,000 LTO om året. Punktkilder har præcise koordinater, der angiver den geografiske placering. Arealkilder derimod er svære at lokalisere. Emissionerne fordeles ud i amtet. Dette medfører en stor usikkerhed på opgørelsen.

De danske antropogene emissioner for året 1995 fremgår af tabel 4.1. Emissionerne er korrigeret for import og eksport af elektricitet, men ikke for grænsehandel af benzin og diesel for motorkøretøjer. Emissioner fra fossile brændsler, som ikke anvendes til energi formål, fx smøring er ikke vist. CO₂ emissioner indeholder ikke emissioner fra biomasse afbrænding (Miljø- og Energiministeriet 1997).

Tabel 4.1 Opgørelse af de antropogene emissioner i Danmark i 1995 i ktøns per år (Fenhan et al. 1997). Ammoniakemissionen fra landbruget er beregnet til at være 38,6 ktøns i 1995 (Andersen et al. 1998).

	CO ₂	SO ₂	NO _x	CH ₄	N ₂ O	NMVOC	CO
Emissioner udenfor energisektoren	1312	0.2	0.6	407.2	8.5	51.7	
Flygtige emissioner fra brændsel	339		1.8	15.7		10.3	45.1
Emissioner fra forbrug af brændsel	57907	147.3	253.3	10.7	2.6	96.7	672.0
Total	59558	147.5	255.7	433.6	11.1	158.8	717.0
Korrigeret total	58943	145.3	253.4	433.6	11.1	158.8	716.9

CORINAIR94 har opgjort de årlige NO₂ emissioner i Danmark til 399 ktøns NO₂ år⁻¹. Ser man på de danske emissioner til luften fra SNAP koden 08 i Corinair94 så kommer 74 % af den total emission på 187 Gg NO₂ fra maritime aktiviteter, efterfulgt af 12 % fra landbruget. Ser man igen mere detaljeret på de maritime aktiviteter, så bidrager den internationale søtrafik med 84 % af de totale NO₂ emissioner fra maritime aktiviteter (138 Gg NO₂).

Fremover skal der lægges arbejde i at få en bedre geografisk opløsning, idet opgørelsen af emissioner mangler informationer om den geografisk fordeling af emissionerne på landsbasis (EMEP grid inddeling er 50 km x 50 km). Emissionerne opgøres på årsbasis: en tidsinddeling af emissionerne ville finde mange anvendelser.

Kilder til SO₂, NO_x og NH₃

Emissionsdata er også vigtige input til det danske miljøinformations-system, IMIS-Luft. I følge ETC-AE, det europæiske temacenter for luftemissioner udgør energisektoren (kraftværker, varmegværker) den største andel af SO₂ emissioner (60%). For NO_x og NH₃ er det transportsektoren (63%) henholdsvis og landbruget (97%) der er de største bidragsydere. Der er et skift i det relative bidrag fra industrisektoren (29% i 1990) til energisektoren (54% i 1990) hvad angår SO₂ emissionerne. Et tilsvarende skift har også fundet sted for NO_x fra industrisektoren til transportsektoren. Dette betyder, at SO₂ emissionerne er reduceret i energisektoren og NO_x emissioner er reduceret i industrisektoren. De estimerede NH₃ emissioner er kun tilgængelige siden 1990. Fra 1990 til 1994 er de europæiske NH₃ emissioner blevet reduceret med ca. 12%. Reduktionerne er større i ECE landene end i EU15. EU15 emissioner af NH₃ er reduceret med ca. 8 % (fra 3500 ktøns til 3200 ktøns).

Kilder til ozon

Ozon dannes som tidligere nævnt ud fra reaktioner med NO_x og VOC. Emissioner af VOC er steget indtil slutningen af 1980'erne i EU15 og i ECE landene. Emissioner fra EU15 er ca. 6 gange større end

i ECE landene. I EU15 udgør transportsektoren ca. 39% af de totale antropogene VOC emissioner. Selv om emissionerne af VOC og NO_x falder, så opsluger den øgede anvendelse af motorkøretøjer fordelen ved en forbedret teknologi og fra emissionslofter fra stationære kilder. Den øgede trafikintensitet forhindrer på nuværende tidspunkt, at der gennemføres emissionsreduktioner, der er nødvendige for at gennemføre målsætningerne for reduktion af ozon.

Emissionsscenarier i IMIS

En lang række af scenarier i IMIS kan baseres på variationer i emissioner, der skyldes ændringer i energi- og miljøpolitik og teknologi. Denne del skal således opgøre, hvorledes ændringer i energiforbruget af forskellige komponenter af økonomien i et given land påvirker depositionen af luftforureningen i Danmark. Energidelen tænkes at indeholde forskellige sektorer såsom industri, landbrug, transport, bolig, handel .

Emissionsdelen vil også indeholde tiltag, der relaterer energiforsyning og emissionskontrol: emissioner kan reduceres af strategier som fx stigende effektivitet af energiforbruget, ændringer af brændstof til lavere emission, bedre emissionskontrol. Under de internationale forhandlinger anvendes 1990 som reference året for scenarietørslers og -analyser.

4.2 State: Luftforurening

Luftforurening kan transporteres over store afstande, hovedsageligt ved advektion (horisontal transport) der skyldes vinden. Dispersion og kemiske omdannelse har også stor betydning for spredningen af luftforureningen. Det betyder, at høje koncentrationer og depositioner kan forventes også i områder, hvor der ikke er store emissionskilder. De totale depositioner og koncentrationer af svovl, af kvælstof fra NO_x emissioner og af reduceret kvælstof fra ammoniak emissioner beregnes fra langtransportmodeller.

4.2.1 Luftovervågningsprogrammer på DMU

BOP

DMU gennemfører det atmosfæriske Baggrunds Overvågnings Program (BOP) og overvåger luftforurening i de danske baggrundsområder. Overvågningsprogrammet blev knyttet til Vandmiljøplanen i 1988 og indgår i øvrigt i DMUs øvrige overvågningsprogrammer og forskningsprojekter (bl.a. Ionbalanceprogrammet som er en del af Skov- og Naturstyrelsens program for overvågning af skov og naturlokaliteter). BOP skal desuden varetage de danske forpligtelser i forbindelse med internationale luftovervågningsprogrammer. Monitoringsdata fra den del indgår i EMEP, i luftmonitoringen under Paris kommissionen (OSPARCOM) og under Helsinki Kommissionen (HELCOM).

Nettet af målestationer

Et landsdækkende net af målestationer indsamler kontinuerligt luft- og nedbørsprøver, som analyseres for indhold af kemiske forbindelser. Det drejer sig om svovl og kvælstofforbindelser samt en række uorganiske kemiske forbindelser og grundstoffer herunder tungmetaller (Ellermann et al.1996).

Formålet med ovennævnte målenet er at beskrive de geografiske variationer i luftforureningen. Fra 1997 består nettet af 7 målestationer: Anholt, Frederiksborg, Kjeldsnor, Lindet, Ulborg, Tange og Lille Valby. Prøverne indsamles kontinuerligt året rundt. Luftprøverne opsamles på døgnbasis, mens nedbørsprøverne opsamles over en periode på 14 dage. Usikkerhederne forbundet med overvågningsdata stammer fra opsamlingen af luft- og nedbørsprøver, hvorimod usikkerhederne fra laboratorieanalyserne er relativ små. En detaljeret beskrivelse af målemetoder og måleudstyr findes i Ellermann et al. (1996).

Ionbalance projektet

I 1985 blev et måleprogram iværksat der skulle overvåge luftforureningens betydning for skovens sundhed. Måleprogrammet gennemføres af DMU i samarbejde med Forskningscentret for Skov & Landskab. Samarbejdet omfatter målinger af stofcirkulation i skovøkosystemer. Målinger af koncentrationer og kemisk sammensætning af gasser, partikler og nedbør udføres i tre skovdistrikter: Ulborg, Frederiksborg og Lindet. En grundig beskrivelse af apparatur og metode findes i Hovmand et al. (1992), Hertel og Hovmand (1991) og Andersen et al. (1993). Her findes også en oversigt over hvilke målinger, der udføres til at bestemme den atmosfæriske stoftilførsel til skovøkosystemer i Danmark.

Derudover udføres der målinger af den biogeokemiske stoftransport i skovøkosystemet ved analyser af træproduktion, løvtab og af jordbundens og jordvands sammensætning.

Resultater af de to luftovervågningsprogrammer, Baggrundsovervågnings- og Ionbalanceprogrammet publiceres regelmæssigt som DMU faglige rapporter.

4.2.2 Modeller for langtransporteret luftforurening

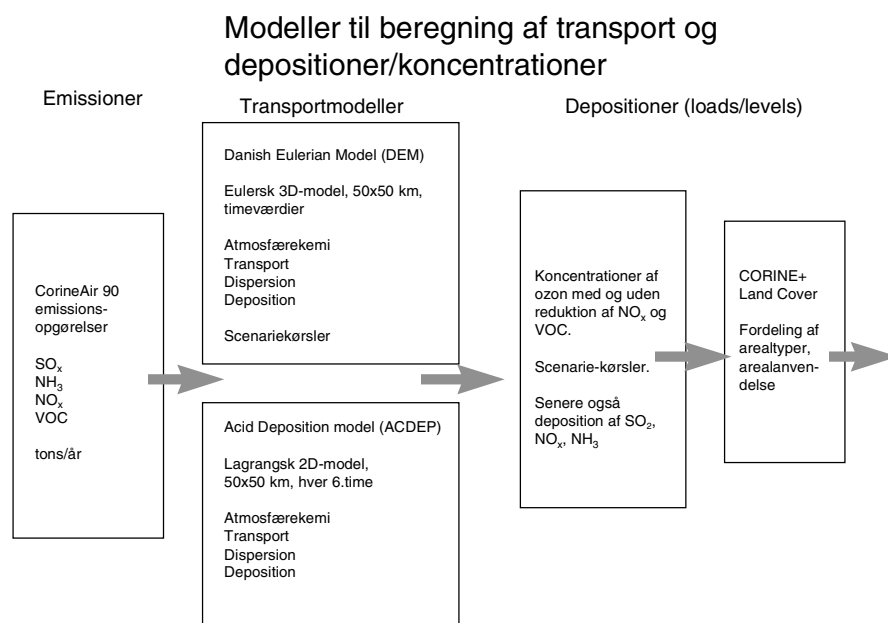
Luftforureningsmodeller beskriver følgende processer: emissioner af en række stoffer (NO_x , NH_3 , SO_2 , NMVOC), transport og spredning (meteorologi), atmosfære kemiske reaktioner og deposition, både tør og våd deposition.

Atmosfæriske langtransport modeller, som anvender meteorologiske input data, kan opdeles i to typer alt efter deres matematiske formulering. Den ene type er de Eulerske modeller, hvor et koordinatsystem med grid lægges over hele Europa. De ovennævnte processer beregnes for hver grid. Den anden type er Lagrange modeller, hvor koordinatsystemet flytter sig med en repræsentativ luftpakke. Behandlingen af atmosfære kemi og deposition er ikke fundamental forskellige for de to typer modeller.

EMEP-modellen

Under Geneve Konventionen anvendes EMEP-modellen. Modellen er oprindeligt udviklet for svovl (Eliassen og Saltbones 1975, 1983) og er senere blevet udvidet til forsurende og eutrofierende kvælstof (Hov et al. 1988) og fotokemiske oxidanter (Eliassen et al. 1982, Hov et al. 1985, Simpson 1992). Fra 1996 ændres den rumlige opløsning fra 150 km x 150 km til en opløsning på 50 km x 50 km.

På DMU er der også udviklet flere langtransport modeller, hvoraf to omtales i det følgende, nemlig DEM, the Danish Eulerian Model (Zlatev et al. 1991, Zlatev 1995) og ACDEP, Atmospheric Chemistry and Deposition (Hertel et al. 1995), se også figur 4.1.



Figur 4.1 Oversigt over de mest anvendte danske modeller til beregning af transport og deposition.

Input data

Begge luftforureningsmodeller anvender EMEPs meteorologiske data og emissionsdata for NO_x, NMVOC, NH₃, og SO₂. De anvendte meteorologiske input parametre er vindhastighed og -retning, lufttemperatur ved jordoverfladen og ved toppen af det planetære grænselag, skydække, grænselags højde, relative luftfugtighed, nedbør, samt flukse af varme og moment.

The Danish Eulerian Model, DEM

The Danish Eulerian Model (DEM) er en matematisk model, der beskriver den langtransporteret luftforurening i Europa og i Danmark. Modellen er under konstant udvikling og består p.t. af et system af 35 partielle differentilligninger. DEM er en langtransport model for luftforurening. Modellen beskriver følgende fysiske processer: emission, advektion (transport), dispersion, ikke-lineær kemi og deposition (våd og tør) for et geografisk område der dækker hele Europa (Zlatev 1985, Zlatev 1995, Bastrup-Birk et al. 1998a). Modellen anvender Carbon Bond Mechanism-IV kemi skemaet. Den rumlige opløsning er på nuværende tidspunkt 50 km x 50 km og kan udvikles til en højere opløsning (ned til 5 km x 5 km) for relevante områder, som fx for Danmark. Tidsopløsningen kan gå ned til minutter. Modellen eksisterer både i en 2- og en 3-dimensionel version. Fordelen ved en sådan model er, at den har realistiske beskrivelser af de fysiske og kemiske processer samtidig med, at modellen kan køre over mange år.

DEM output

Modellens resultater er koncentrationer og depositioner af mange forskellige luftforurenings stoffer. I øjeblikket køres modellen for en periode på 10 år med luftforureningsdata for 35 forskellige stoffer (deriblandt ozon, NO, NO₂, HNO₃, SO₂, SO₄, NH₃, NH₄, mange hy-

drokarboner og radikaler). Modellen kan beskrive forholdet mellem størrelsen af emissionskilder og koncentrationer og/eller depositions niveauer. Modellen kan besvare spørgsmål som fx: om alle emissioner i Europa skal reduceres med den samme mængde, hvor meget i de forskellige regioner/lande, og hvilken fordeling af emissionsreduktioner ville være den optimale.

Det er meget vigtigt at undersøge pålideligheden af en matematisk model, når den skal anvendes til meningsfulde simuleringer. Pålideligheden af de algoritmer, der er implementeret i DEM, samt af model resultaterne er blevet diskuteret i adskillige publikationer (Zlatev et al. 1991, Zlatev 1995, Bastrup-Birk 1997b). Disse modelleringer udføres i tid og i rum. Tidsskalaen for depositioner er normalt et år mens tidsskalaen for koncentrationer er ofte på time eller døgnbasis. Den rumlige skala er inddelt i tre niveauer.

Anvendelse af DEM

DEM anvendes bl.a. til at køre scenarier og til at undersøge forholdet mellem emissioner i Europa og depositioner og koncentrationer af luftforurening. Moderne visualiserings teknikker anvendes til at illustrere effekterne af forskellige emissionsreduktioner på depositioner af forsurende luftforureninger og ozonkoncentrationer. Sådanne matematiske modeller er uundværlige redskaber til at undersøge og løse problemer med luftforurening, som forsurening, eutrofiering og troposfærisk ozon. Derudover kan mange problemer der forbindes med en optimal reduktion af luftforureningen til tålegrænse niveauerne kun løses optimalt hvis pålidelige luftforurenings modeller bliver anvendt (Birkhoff 1983).

ACDEP

På DMU er der også udviklet en trajektoriemodel, ACDEP (Atmospheric Chemistry and DEPosition) der bl.a. beskriver nitrogen depositionen i de danske farvande. Modellen blev udviklet som en del af Miljøstyrelsens Havmiljøforskningsprogram (Hav90). ACDEP anvendes til at beskrive komplicerede kemiske mekanismer i atmosfæren. De kemiske mekanismer er ligesom for DEM modellen baseret på Carbon Bond Mechanism IV (CBM-IV) og indeholder 37 forbindelser og ca. 80 kemiske reaktioner. Modellen beskriver heterogene reaktioner som første ordens reaktioner. Koncentration og deposition af de forskellige kemiske forbindelser beregnes på basis af fire døgn transport af luftpakker frem til et net af receptorpunkter. Et trajektorie beregnes baglæns på basis af oplysning om vindhastighed og vindretning fra et givet receptorpunkt til en given ankomsttid og beregnet bagud til det sted, hvor luftpakken startede fire dage tidligere. Luftpakkerne tildeles nogle faste begyndelseskoncentrationer af de forskellige kemiske forbindelser og luftpakkerne transporteres forlæns fra starttidspunktet frem til receptorpunktet via den beregnede trajektorie. Luftpakken modtager emissioner fra kilder, som passerer under transporten. De enkelte kemiske forbindelser omdannes via kemiske reaktioner, spredes i vertikal retning og fjernes fra luftpakken ved tør- og våddeposition. Modellen beskriver de processer, der finder sted i de nederste 2 km af atmosfæren. Modellen dækker hele Europa, men koncentrerer sig om Danmark og de nærmeste omgivelser.

Under det danske Baggrund Overvågningsprogram (BOP) blev en emissionsdatabase oprettet. Et grid på 30 km x 30 km blev udlagt over hele Danmark og nabolandene. ACDEP er også opdelt i en række lag i den vertikale retning for at kunne beregne depositionen af kemiske forbindelser i atmosfæren. Tidsopløsningen for trajektorierne er på 6 timer. Trajektorieberegningerne udføres med ankomsttidspunkterne kl. 0, 6, 12 og 18 GMT, hvor hvert eneste receptorpunkt for hele den valgte beregningsperiode (300.000 trajektorier pr. beregningsår). Koncentrationerne og depositionerne er øjebliksværdier beregnet ved trajektorierne ankomst til receptorpunkterne. En lineær interpolation mellem øjebliksværdierne udføres for at estimere niveauer og depositioner. Der findes to versioner af modellen: en to-lags version og en ti-lags version. To-lags versionen har en kortere regnetid, og modellens resultater er ikke særlig følsomme over for modellens vertikale opdeling. Databasen var oprindeligt udviklet under Hav90. For Danmark og nabolandene anvendes en opløsning på 15 km x 15 km. For resten af Europa anvendes EMEPs emission opgørelser med et grid på 50 km x 50 km.

Konsekvens 2 er en model specielt udviklet til beregning af transport og deposition af NO₃. Denne model beregner despositioner i 5 km x 5 km net og kan gå helt ned i 100 x 100 m i et udvalgt område. En beskrivelse af modellen findes i Asman (1990).

Deposition

Forsuring af skove, eutrofiering og iltsvind i de indre danske farvande, effekter af troposfærisk ozon er alle effekter af tilført luftforurening. Deposition beskriver den proces, hvor luftbårne stoffer, gasser og partikler, tilføres, afsættes på jord, planter, vand, m.m. ved to processer, nemlig tørdeposition og våddeposition. De to processer omtales meget kortfattet. En mere omfattende gennemgang af processerne kan læses i rapporterne om havforskning fra Miljøstyrelsen (Asman et al. 1994, Asman et al. 1995).

Tørdeposition

Ved tørdeposition transporteres stofferne ved turbulens (lufthvirvler), og deres tørdeposition afhænger af stoffernes fysiske/kemiske egenskaber, af koncentrationen i luften, af de meteorologiske forhold og af overfladens karakteristika. Tørdepositionsprocessen er stort set ens over land og over hav. Forskellen i overfladens egenskaber for hav og land bevirker en forskellig tørdepositions-hastighed og dermed tilførsel til hav og til land.

Våddeposition

Ved våddeposition optages stofferne i skydråber, regndråber og snefnug og afsættes i form af nedbør. Depositionens størrelse afhænger igen af stoffernes koncentration i luften, af de meteorologiske forhold og af stoffernes fysiske og kemiske egenskaber. Overflade egenskaberne påvirkning af depositionens størrelse understreger betydningen af den rumlige opløsning af de atmosfæriske modeller. De langtransporterede stoffer modelleres med en vis sikkerhed i de regionale modeller. For stoffer med stor lokal variation, som fx ammoniak, er en beregning af deposition på finere skala påkrævet.

Variationen i følsomheden af en receptor er langt mere variabel end estimering af deposition i et stort grid. Variationen i terræn eller vegetation type kan ikke fanges i depositionsestimater (fx estimeres skovkanter herved for lavt). Af disse grunde underestimeres den reelle tålegrænse overskridelse ofte i den grove opløsning.

Både DEM og ACDEP anvendes til at beregne deposition og koncentration af en lang række stoffer. ACDEP er især blevet anvendt til at beregne kvælstofdepositionen til de danske farvande. DEM er især blevet anvendt til at modellere ozonkoncentrationer og overskridelser af tålegrænser for ozon i Danmark og i Europa, men er også blevet anvendt i flere studier af deposition af øvrige luftforureninger. Modellen anvendes nu også til at beregne korttidsprognoser af ozon i Danmark.

5 Impacts - empiriske erfaringer og beregninger af critical loads og critical levels

Siden 1986 er tålegrænsekonceptet for økosystemer blevet accepteret som redskab og afgørende faktor i de nationale og internationale forhandlinger om reduktioner af emissioner af luftforurening i Europa. Tålegrænser for luftforurening opfattes af mange som en succeshistorie i europæisk strategisk miljøplanlægning. De opnåede reduktioner er resultater af mange langvarige internationale forhandlinger, hvor naturvidenskabelige og økonomisk forskningsresultater og politik kombineres i aktivt strategisk miljøplanlægning. I det følgende vil vi gennemgå, hvorledes man beregner tålegrænser og, hvorledes disse anvendes indenfor international og dansk strategisk miljøplanlægning.

Effekter af luftforurening på økosystemer bliver i dag opgjort på en række ret komplicerede måder. Det følgende giver en introduktion til og beskrivelse af de væsentligste modeller og datainput, som er nødvendige for at kunne foretage beregninger af tålegrænser. En relativ grundig introduktion er nødvendig for at kunne forstå problematikken om anvendelsen af tålegrænserne. Kapitlet er inddelt således, at tålegrænser for indirekte effekter (forsuring og eutrofiering) og for direkte effekter (O_3 , SO_2 , NO_2 , NH_3) behandles hver for sig.

Tålegrænsekonceptet er under stadig udvikling. Det er blevet anerkendt, at de forskellige tålegrænser for luftforurening behandles integreret i fremtidige protokoller. Det er derfor vigtigt, at tålegrænseværdierne defineres på en relativ enkelt måde og kan integreres i de eksisterende kort og modeller. Imidlertid er vegetationens respons på luftforurening komplekst og afhænger af en række faktorer. At tage hensyn til alle disse faktorer i definitionen og anvendelsen af tålegrænserne vil medføre en grad af detaljer, som der ikke kan tages højde for indenfor de eksisterende opgørelser.

For critical loads findes der tre niveauer til vurdering af tålegrænser (UBA 1996):

Niveau 0 - critical loads

Empiriske data for ændringer i vegetation, skovsundhed og jordbundsfauna vurderes af nationale eksperter. Internationalt fastsatte intervaller for koncentrationer i luften og i jorden, der fører til ændringer i økosystemer anvendes, hvor andre metoder ikke er tilgængelige og diskuteres i afsnit 5.1.

Niveau 1 - critical loads

Det drejer sig om modelberegninger af eutrofiering og forsuring ved steady state (modellerer slutttilstanden for en given deposition). Input/output modeller eller massebalance modeller er meget anvendt til nationale/internationale tålegrænseberegninger, da det er det bedste man har. Massebalance opgørelsen kaldes også for "badekarsprincippet": hvad der kommer ind i systemet af næringsstoffer, vand og luftforurening kan enten ophobes eller føres væk igen med vand og luft. Man opstiller så massebalancer for de enkelte stoffer og

kan på den måde beregne tålegrænserne (Strandberg og Mortensen 1996).

Niveau 2- critical loads

Niveau 2 består af dynamiske modeller, der beskriver økosystemets tilstand til alle tidspunkter mellem grundtilstand og en sluttetilstand i ligevægt. Hertil kræves store datamængder og modellerne anvendes derfor især på enkeltpunkter.

Niveau 1 beregninger anvendes i stor udstrækning til nationale og internationale tålegrænseberegninger, og i afsnit 5.1 beskrives fremtidens dynamiske modellers anvendelse. Tålegrænserne bestemmes oftest som 5% percentiler, dvs. den deposition, hvor 95% af økosystemet ikke skades. Tilsvarende findes der to niveauer for fastsættelsen af direkte tålegrænser for vegetation, critical levels:

Niveau I - critical levels

Ved Niveau I fastsættes én enkelt værdi for alle afgrøder, alle træer, alle semi-naturlige vegetationstyper under alle vækstforhold. Dette er især en forsigtighedstilgang, hvor tålegrænse værdierne sættes ud fra responsen af den mest følsomme art/sort under de mest følsomme vækstforhold, hvor der findes veldokumenterede videnskabelige resultater.

Imidlertid er der store variationer i responsen til luftforurening mellem arter, sorter og økotyper. Vækstforholdene påvirker også planternes respons. Dette betyder, at

- selv om tålegrænsen er overskredet på en given lokalitet betyder det ikke nødvendigvis, at vegetationen vil blive skadet af ozon på denne lokalitet; det betyder kun, at der er en potentiel risiko for at der vil ske en skade, og at
- tålegrænseoverskridelsen er ikke direkte forbundet med det aktuelle omfang af skaden på vegetationen.

Niveau II - critical levels

Niveau II tilgangen til tålegrænsekonceptet forsøger at inkorporere disse faktorer til at frembringe en mere præcis og detaljeret opgørelse af luftforureningers virkelige effekter. Viden om de faktorer, der påvirker vegetationens respons, anvendes til at definere en række værdier for forskellige vegetationstyper, klima, jordbundstyper m.m. Der er stadigvæk en stor mangel på eksperimenter, der undersøger de virkelige effekter af luftforurening især ozon. På nuværende tidspunkt kan man introducere faktorer, der påvirker følsomheden af vegetationen som den atmosfæriske konduktivitet, tørke, vanddamp trykdeficit, plantens alder, faktorer der påvirker stomatas (læbecellernes) åbningsgrad. Stomataledningsevnen er af største betydning, når man ønsker at opgøre, hvor meget fx ozon der optages af planterne. Absorberet dosis kan beregnes ved brug af mikrometeorologiske modeller. Mange eksperimenter har vist, at der sker en del interaktioner med ozon og fx genotype forskelle, tørke, alder, højde og CO₂. Følsomheden af visse arter er blevet undersøgt.

Implementeringen af Niveau II tilgangen kan ikke lade sig gøre på nuværende tidspunkt, fordi der er meget lidt videnskabelig dokumentation til at bestemme variationen i følsomhed. Implementeringen af en sådan Niveau II tilgang på europæisk skala vil kræve betydeligt mere end de tilgængelige kort og databaser. Dens anvendelse

begrænses af tilgængeligheden af data, der kan kortlægges (Ashmore og Emberson 1996). Der arbejdes på at udvikle en Niveau II tilgang f. eks ved at inkorporere effekterne af jordfugtighed på responsen på ozon (Fuhrer 1995, Brown et al. 1996).

5.1 Critical loads

Det atmosfæriske nedfald af svovl- og kvælstofforbindelser stammer hovedsageligt fra udslip af svovldioxid (SO₂), kvælstofoxider (NO_x) og ammoniak (NH₃). Afsætningen af disse stoffer, eller kemisk omdannede forbindelser (sulfat, nitrat og ammonium), kan forsure jordbunden samt søer og vandløb, og herved indirekte påvirke mange kalk- og næringsfattige naturtyper, samt skovenes produktivitet og biologiske tilstand. Sammen med ammoniak bidrager kvælstofoxider også til en eutrofiering af skovene og mange naturtyper samt bidrager til en eutrofiering af havmiljøet. Der er således en sammenhæng mellem forsurening og eutrofiering selv om de i det følgende behandles hver for sig for overskuelighedens skyld. I afsnit 5.1.4 diskuteres så, hvordan man kan adskille eller integrere beregninger af tålegrænser for forsurening og eutrofiering.

5.1.1 Tålegrænser for forsurening

Effekten af en forsurening afhænger af en kombination af to faktorer: størrelsen af den sure deposition, og en naturlig stedbunden følsomhed eller evne til at modvirke forsureningen hos det pågældende jord- eller vandsystem (systemets buffer kapacitet). I områder, hvor jorden let forvitrer eller har et højt kalkindhold, vil den sure deposition således relativt let neutraliseres. Søerne i det sydlige Skandinavien, hvor forsureningseffekter første gang blev observeret, var således lokaliseret til områder, hvor både depositionen og følsomheden var høj.

Der arbejdes løbende med at fastlægge og justere eksisterende tålegrænser. I perioden 1986-88 blev der fastsat grænser for forsureningseffekter på skove, søer og vandløb. Eksempler på sådanne tålegrænser for forsurening fremgår af tabel 5.1. Tålegrænsen angives i kilo-ækvivalenter for at gøre forsureningen uafhængig af hvilke syrer, der tilføres. Tålegrænserne opgives som et interval, fordi mange økosystemer er lokaliseret på et bredt udvalg af forskellige jordbundstyper, hvor den laveste tålegrænse gælder for de jorder, der er mest følsomme over for forsurening. I Danmark er det især sure næringsfattige jorder på sandbund eller tørvejorder (se Bak 1996 for nærmere beskrivelse).

Tabel 5.1 Forskellige økosystemers tålegrænser for forsurening. (Strandberg og Mortensen 1996).

Økosystem	Tålegrænser for forsurening (keq/ha/år)
Plantet eg og bøg	0.8-2.7
Nåleskov	1.4-4.1
Overdrev	0.9-2.4

Tålegrænser for forsuring for skovjorder

Til beregning af forsuring er der tale om en surhedsbalance for formodet homogent jord inklusive forsuring fra både svovl og nitrogen. Den empiriske tilgang er en modelberegning af jordens forvittringsrate (frigivelse af basekationer, BC) til at modvirke forsuring fra luften, som kan modificeres inden for et interval afhængig af nedbør, vegetation og jordtekstur. Man anvender hertil en ratio på 1 for basekationer/aluminium som kriterium for forsuring, om end dette kemiske kriterium har været kritiseret for ikke at have direkte biologisk relevans (Løkke et al. 1996). Man bør i fremtiden inddrage biologiske kriterier med større vægt, såsom skovbundsfloraen, mycorrhizasvampe og jordlevende dyr i tålegrænsefastsættelsen.

Simpel surhedsbalance beregnes ved, at den syreneutraliserende kapacitet (ANC) beregnes og inkluderer de frigivne basekationer fra forvitring og deposition minus optagne og udvaskede BC. Udvasning af S og N beregnes tilsvarende med massebalancebetragtninger. Forsimplet sagt regner man udvasket $SO_4 = S$ deposition. N udvasket = N deposition minus immobiliseret, optagen og denitrificeret (dvs. omsætning af nitrat til frit N_2) N:

$$N_{\text{udvask}} = N_{\text{depos}} - N_{\text{immobil}} - N_{\text{optag}} - N_{\text{denit}}$$

Total surhedsbalance bliver således:

S og N deposition - BC deposition = forvitrede - optagne BC + N immobiliseret, optagen og denitrificeret - udvasket ANC (UBA 1996):

$$S_{\text{depos}} - N_{\text{depos}} - BC_{\text{depos}} = BC_{\text{forvit}} - BC_{\text{optag}} + N_{\text{immobil}} + N_{\text{optag}} \\ + N_{\text{denit}} - ANC_{\text{udvask}}$$

Overskridelse af tålegrænsen for syre beregnes i Danmark for skove med træarterne bøg, eg, fyr og gran samt for græsoverdrev, som led i den europæiske kortlægning af tålegrænser og deres overskridelse. I overensstemmelse med at den atmosfæriske deposition af syre er faldende i Danmark, viser udviklingen i arealet, hvor tålegrænsen overskrides, en faldende tendens. På de sandede jorder med nåleskov i Midt- og Sønderjylland er der dog stadig mange områder, hvor tålegrænsen for forsuring overskrides.

Tålegrænser for forsuring af ferskvand

Steady-state vandkemi metoden (SSWC) anvendes, hvor overfladevand er det mest følsomme system, fx i Norge, Sverige og Skotland. I Danmark er næsten alle søer mere påvirkede af landbrugsdriften i oplandet via afstrømning end af luftforurening, omend enkelte næringsfattige søer må formodes at være følsomme for N deposition.

Syreneutraliserende kapacitet (ANC) anvendes som kemisk kriterium for oplandet, og ændres udvasningen af basekationer er tålegrænsen overskredet. Massebalancen for basekationer er:

$$BC_{\text{total flux}} = BC_{\text{forvitret}} - BC_{\text{ionbyttet}} - BC_{\text{netto optag}} - BC_{\text{depos uden havsalt}}$$

Tålegrænser for forsuring af søer anvendes ikke i Danmark. Men udviklingen i forsuringen af følsomme søer er blevet overvåget gennem 1980'erne og 90'erne i Europa og Nordamerika. Søernes alkalinitet, eller bufferevne mod forsuring, er et mål for søernes følsomhed.

I mange europæiske lande, herunder Finland, Norge og Sverige, er situationen forbedret, og især 1990'erne har vist en accelereret stigning i alkaliniteten. Udviklingen for de danske søer viser en stigende alkalinitet i 1980'erne, men ingen accelereret øgning i 1990'erne (Lückewille et al. 1997).

5.1.2 Tålegrænser for eutrofiering

Kvælstof er begrænsende næringsstof for mange økosystemer, og ændringer er derfor forventelige som følge af kvælstofdeposition. Det gælder såvel vækst, omsætning, konkurrenceforhold som diversitet. En stor del af europæisk biodiversitet findes i næringsfattige økosystemer. Kvælstof cyklus reguleres hovedsagelig af biologiske processer, så N akkumuleringer i økosystemer skyldes ofte eutrofiering. Kvælstofdeposition kan medføre forskellige påvirkninger af økosystemer:

- forsurelseeffekter på jorden
- eutrofieringseffekter på jorden
- øget følsomhed over for sekundære stress faktorer (frost, insektangreb)
- ændringer i konkurrenceforhold for systemets arter med ændret biodiversitet eller plantesamfund til følge

5.1.2.1 Niveau 0 - internationale empirisk fastsatte tålegrænser

I 1992 blev der udarbejdet en liste for empirisk bestemte tålegrænser for N (niveau 0), som siden løbende er opdateret (Bobbink et al. 1992 1996, tabel 5.2). Tålegrænserne er fastsat ud fra tidsserier, studier over en gradient i deposition, eksperimenter i felten med gødskning og/eller modelleringer.

Der er ikke sket de store justeringer i tålegrænserne siden 1992, men man vurderer værdierne løbende. Tålegrænserne afhænger af lokale klimatiske og jordbundsmæssige forhold, og derfor opgives intervaller.

Disse værdier fastsættes med en tidshorisont på 30-50 år og indgår i fastsættelsen af nationale tålegrænser, fx heder, overdrev og højmoser i Danmark. Det er værd at bemærke, at 1992-værdierne i flere tilfælde er blevet skærpet efter at ny viden er fremkommet. Dette gælder således for både nåle- og løvskov på sur jordbund, for artsrige heder/overdrev og fattigkær og sure søer. Omvendt kan man også forestille sig at ny forskningsviden vil kunne medvirke til at hæve visse grænser.

Tabel 5.2 Internationalt fastsatte empiriske tålegrænser for kvælstof (fra Bobbink et al. 1992, 1996). Kun visse danske naturtyper er medtaget.

Økosystem/organisme	Tålegrænser (kg N/ha/år)	tilsv. i 1992	Indikation
Nåleskov på sur jordbund	10-15**	ej angivet	Næringsstof uligevægt
	7-20**	15-20*	Ændret bundvegetation og mycorrhiza, øget udvaskning
Løvskov på sur jordbund	10-20*	<15-20*	Ændret bundvegetation og mycorrhiza
Naturskov på sur jordbund	7-15(*)	ukendt	Ændret bundvegetation og øget udvaskning
Tør (hedelyngs) hede	15-20**	15-20**	Øget græsdominans, ændret førneproduktion, ændret blomstring, N akkumulering
Fugtig (klokkelyngs) hede	17-22*	17-22**	Øget græsdominans
Artsrige heder/overdrev	10-15*	<20*	Tilbagegang for sensitive arter
Græsningsområder på neutral-sur jordbund	20-30*	20-30*	Øget mængde høje græsser, ændringer i diversitet
Højmoser	5-10*	5-10*	Øget mængde høje græsser, N akkumulering, tilbagegang for typiske mosser
Fattigkær og sure søer	5-10**	5-15**	tilbagegang for rosetplanter

** pålidelig

* ret pålidelig

(*) ekspert vurdering

5.1.2.2 Niveau 1 beregning

Steady-state ligevægten for kvælstof som næringsstof baseres på en formodet ligevægt mellem input og output af nitrogen fra økosystemet (massebalance tilgangen eller "badekarsprincippet"). Tilført kvælstof "fjernes" fra økosystemet enten ved at afgives igen som latertgas, ammoniak eller frit kvælstof, ved udvaskning, som nitrat til grundvandet eller ved ophobning i levende eller død biomasse.

Der anvendes langtids-gennemsnit for sådanne beregninger for at sikre ligevægt, og værdierne beregnes som ligevægte for 2-3 skovrotationer eller 200 år. Økosystemprocesser såsom konkurrence og herbivori er ikke inkluderet, mens fx management (høst) er medregnet (UBA 1996, Bak 1996):

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fix}} = N_{\text{im}} + N_{\text{høst}} + N_{2 \text{ tab}} + \text{NH}_3 \text{ tab} + \text{adsorption} + \text{tab ved brand} + \text{erosion} + \text{udvaskning}$$

For danske skove anvendes følgende forsimplede massebalance:

$$N_{\text{depos}} = N_{\text{optag}} + N_{\text{immobil}} + N_{\text{udvask}} + N_{\text{denitrif}}$$

Optag af N fastsættes ud fra princippet om det begrænsende næringsstof, immobilisering i skove har været vurderet til 2-5 kg/ha/år; mens denitrifikationen er vanskelig at fastsætte.

Tålegrænse for N som næringsstof:

$$CL_{\text{nut}}(N) = N_{\text{optag(crit)}} + N_{\text{immobil(crit)}} + N_{\text{udvask(crit)}} + N_{\text{denitrif}}$$

For danske dyrkede skove er der beregnet følgende tålegrænser med massebalanceligninger, tabel 5.3.

Tabel 5.3 Modelberegnedede tålegrænser for kvælstofeutrofiering for danske skove. Forsuringen er dog grænsesættende for depositionen i visse punkter (Bak og Tybirk 1996).

Skovtype	Tålegrænse for N (kg N/ha/år)
bøg	17-27
eg	17-28
gran	8-15
fyr	7-10

5.1.2.3 Danske økosystemers kvælstof status i relation til de internationale tålegrænser

Landbrug

På dyrket *landbrugsjord* er deposition af kvælstof ikke noget reelt problem, da omsætningen af kvælstof med gødningstilførsel og høst af afgrøde overskrider den atmosfæriske tilførsel med en faktor 10 eller mere. Landbrugsjorden har dog alligevel tidligere haft gavn af svovlafsætning til visse afgrøder. Da svovlafsætningen i dag er faldende, er man nu nødt til at tilføre svovl til de afgrøder, der har behov for dette (specielt raps). Dette kan ses som en sidevirkning af de miljøtiltag som følge af Geneve Konventionen om grænseoverskridende luftforurening.

Skove

Skove adskiller sig bl.a. fra landbrugsafgrøder ved, at behovet for kvælstof varierer med bevoksningens alder. Behovet for kvælstof er størst de første 10 - 20 år af en omdrifts periode (op til 30 til 40 kg/ha/år), hvorefter det aftager til et minimum i den hugstmodne alder. Tålegrænser for skove beregnes derfor som et gennemsnit for skov i stabil tilstand, dvs. over en periode på mindst et par skovgenerationer.

I Danmark er den gennemsnitlige atmosfæriske deposition af kvælstof øget fra ca. 5 til ca. 20 kg N/ha/år omkring 1990. Nedfaldet kan dog være over 40 kg N/ha/år, og skovenes store overflade gør, at skovbryn kan opsamle endnu mere. Da træernes behov for kvælstof til vækst over en omdrift er mindre end den atmosfæriske belastning, vil økosystemet på et tidspunkt kunne mættes og begynde at tabe kvælstof i form af udvaskning af nitrat.

Danske og europæiske undersøgelser viser, at høj udvaskning af kvælstof sker fra økosystemer med høj deposition af kvælstof (Gundersen et al. 1998b). Forhøjet udvaskning af kvælstof forekommer ved depositioner over 10 kg N/ha/år, men selv ved tilførsel af 30 kg N/ha/år er der systemer, som kan tilbageholde hele depositionen. På adskillige lokaliteter med en deposition af kvælstof på over 15 kg/ha/år var udvaskningen af samme størrelse som depositionen. Det er ikke muligt med det nuværende vidensniveau, at angive en eksakt tålegrænse for skovøkosystemer over for kvælstof. Faktorer, der er bestemmende for fx netto-mineralisering af jordens kvælstof

reserver, er ufuldstændigt kendte. Men den nuværende deposition i Danmark ligger enten meget nær eller over tålegrænsen for mange skove.

Heder

Næringsfattige naturtyper som *heder* er særligt følsomme over for tilførsel af kvælstof. De danske heder forventes at reagere på en øget tilførsel. Det har dog vist sig, at dette økosystem kan ophobe meget kvælstof bundet i utilgængelig form i hedetørven, så effekten af en eutrofiering bliver forsinket (Kristensen 1998). Der kan derfor endnu ikke ses tydelige forandringer i vegetationen, som forventes at indtræffe, når heden gennem længere tid har fået tilført store mængder kvælstof. Begyndende tegn på dette kan dog ses på visse lokaliteter, fx Randbøl hede. I Holland, hvor tilgængeligheden af kvælstof er større for planterne, er en tredjedel af hederne i dag domineret af græsser. På den uplejede klithede ved den danske vestkyst ser det ud til, at der sker forandringer i vegetationens vækst og sammensætning ved forholdsvis lav gødskning (Riis-Nielsen 1997), og disse resultater vil bidrage til en bedre fastsættelse af en tålegrænse.

Den empiriske tålegrænse på 10 kg for danske heder (Bak 1996) er sat ud fra ekspert vurderinger, men er endnu ikke blevet valideret af igangværende eksperimenter. Dynamiske modelberegninger med data fra danske forsøg vil formodentlig i løbet af de kommende år kunne hjælpe til underbygge tålegrænsen for N på Hjelm hede, se tabel 5.4.

Højmoser og fattigkær

For *højmoserne og fattigkær*, som er de mest sårbare naturtyper i Danmark, anslås den kritiske grænse i Danmark at være på 5 kg N/ha (Bak 1996). Denne grænse er allerede overskredet i hele landet, og alene af den grund vil det være meget vanskeligt at bevise den videnskabeligt. Overvågning af højmoser viser, at der er sket en indvandring af ikke-hjemmehørende urter, buske og træer og ændringer i tue-højle mønsteret og en kvælstoffølsom lav-art er gået tilbage (Risager og Aaby 1997). Træernes indvandring skyldes bl.a. dræning eller udtørring af moserne, mens urternes indvandring synes at kunne forbindes med høje depositioner af ammoniak.

Tabel 5.4 Beregnede tålegrænser for kvælstof og overskridelser heraf i absolutte tal og procent for forskellige vegetationstyper i Danmark. Tålegrænserne og overskridelserne er angivet i keq ha⁻¹ år⁻¹ som intervallet mellem 5- og 95- percentil værdierne. De angivne værdier for tålegrænser kan multipliceres med 14 for at give enheden i kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Økosystem	Hede	Højmose	Egeskov	Bøgeskov	Granskov	Fyrreskov
Total areal i (km ²)	976	137	92	758	1.884	445
Tålegrænse for kvælstof (keq ha ⁻¹ år ⁻¹)	0.71	0.36	1.2-2.0	1.2-1.9	0.6-1.1	0.5-0.7
Overskridelse af tålegrænser (keq ha ⁻¹ år ⁻¹)	0.5	1.1	(-0.3)-0.7	(-0.3)-0.6	(-0.4)-1.2	0.3-1.2
Ingen overskridelser (% af total areal)	0	0	46	42	9	13
Tålegrænseoverskridelser fra 0-10 kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹ (% af total areal)	72	13	37	51	11	32
Tålegrænseoverskridelser > 10 kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ (% af total areal)	28	87	17	7	80	55

5.1.3 Overskridelser af tålegrænser

Når man skal anvende tålegrænser til fx kortlægning, anvender man en let forsimplet version for at lette sammenligningen på europæisk skala. Overskridelsen af tålegrænsen for forsuring bliver således:

$$EX(A) = S_{dep} + N_{dep} - BC_{dep} + BC_{optag} - N_{optag(crit)} - N_{immobil(crit)} - CL(A)$$

Individuelle tålegrænser for S og N-forsuring kan således beregnes:

$$EXC(S) = S_{dep} + S_{fraktion}(BC_{optag} - BC_{dep}) - CL(S)$$

$$EXC(N) = N_{dep} + (1 - S_{fraktion})(BC_{optag} - BC_{dep}) - CL(N)$$

Reduktion af den ene faktor kan være nok til at fjerne overskridelserne for forsuring, hvis man er under tålegrænsen for næringsstoffet N. Hvis man vil beregne unikke tålegrænser for N og S og dermed overskridelser for disse stoffer, kan det gøres på flg. måder:

Hvis $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$, som er tilfældet for de fleste økosystemer, kan man definere tålegrænsen for N som $CL_{nut}(N)$ og tilsvarende tålegrænsen for S som $CL_{min}(S)$, som man gør i Holland.

Hvis man i fremtiden ikke skal reducere S yderligere, kan man lave scenarier med faste værdier for deposition af S og derudfra beregne tålegrænser for N. Disse muligheder forenkler problematikken, og gør det lettere for politiske forhandlinger og økonomiske beregninger af scenarier.

5.1.4 Kombinationer af forsuring og eutrofiering

Tålegrænser for svovl for sig er relativt let at forstå umiddelbart. Problemet er straks vanskeligere, idet kvælstof depositionen også virker forsurende. Tålegrænser for forsuring er således afhængig både af svovl og kvælstof. For at bestemme tålegrænser for nitrogen kan man isoleret se på nitrogen som næringsstof, men det er ikke hele problemstillingen.

Til bestemmelse af europæiske tålegrænser for N og S anvendes en simple massebalance model (Steady State Mass Balance, SSMB) for skovjord og tilsvarende kan gøres for ferskvand. Jordbunden behandles forsimplet som 1-lags og homogen med hensyn til kemi, fugtighed osv. Man beregner først en simpel surhedsbalance, som derefter bruges til at beregne tålegrænser for S og N.

Simpel surhedsbalance

Ion balancen udregnes for udvaskningsvand under jordsøjlen, (der vil altid være balance mellem positivt og negativt ladede ioner i en sådan væske), og man anvender hertil en alternativ definition på alkalinitet: "Summen af basekationer minus stærke syre anioner" som en fortrukket beskrivelse af forsuringstatus for jord i denne sammenhæng.

Der opstilles balancer for N, S og basekationer, og de kombineres i en forsimplet surhedsbalance (se detaljeret beskrivelse i Posch et al. 1995):

$$S_{\text{dep}} + N_{\text{dep}} = BC_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}} + BC_{\text{forvit}} - BC_{\text{optag}} + N_{\text{immobil}} + N_{\text{optag}} + N_{\text{denit}} - Alk_{\text{udvask}}$$

Der kan anvendes en række forskellige kemiske indikatorer og kriterier for tålegrænsefastsættelsen, der vil afhænge af hvilke receptor/økosystemer, man beregner tålegrænser for. For terrestriske økosystemer kan der anvendes pH i jordvand, syreneutraliserende kapacitet, opløst eller total aluminium i jordvædsken, basemætning, næringsstof-ratioer (N/K, C/N), næringsstoffer i jordvædsken eller basekation/aluminium-forholdet (BC/Al-ratio). BC/Al-ratioen anvendes i dag af stort set alle europæiske lande.

Tålegrænser for konstant tab

Defineres en kritisk alkalinitets udvaskning (BC/Al-ratio <1), som forventes at have skadelig effekt på skovøkosystemet, kan man med ovenstående surhedsbalanceligning beregne den maksimale sum af S og N depositioner, som kan tillades:

$$CL(S+N) =$$

$$CL(S) + CL(N) = BC_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}} + BC_{\text{forvit}} - BC_{\text{optag}} + N_{\text{immobil}} + N_{\text{optag}} + N_{\text{denit}} - Alk_{\text{udvask(crit)}}$$

Her kan man variere beregningerne med en *potentiel* forsurening, hvor ammoniak antages at blive helt iltet til nitrat, dvs. maksimal forsurende effekt af ammoniak opnås, en *arealanvendelses* forsurening og en *naturlig* jordforsuring (for at udelukke varierende størrelser som deposition af basekationer, skovmanagement og variationer i immobilisering og denitrifikation af N).

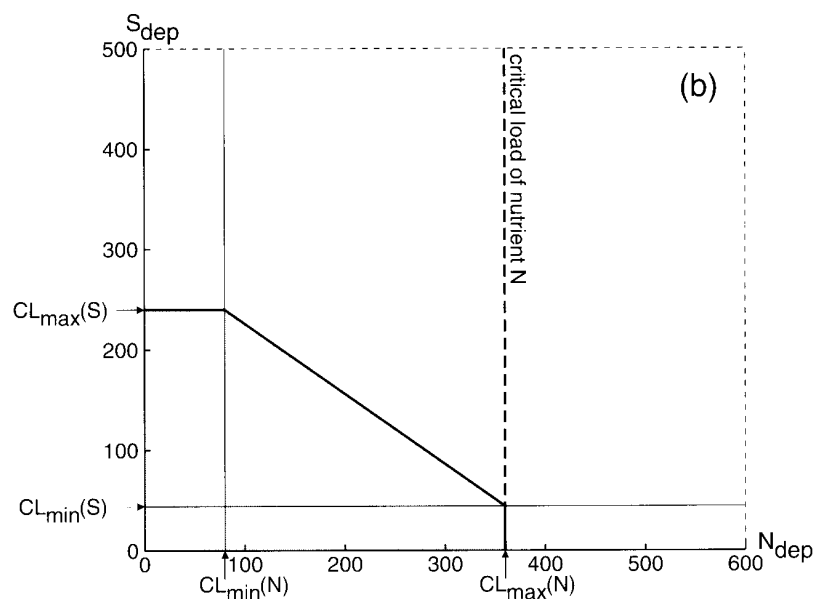
Tabet af nitrogen kan ikke kompensere for input af svovlforsuring, så man kan beregne en maksimal tålegrænse for svovl:

$$CL_{\text{max}}(S) = BC_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}} + BC_{\text{forvit}} - BC_{\text{optag}} - Alk_{\text{udvask(crit)}}$$

Hvis depositionen af N er mindre end det immobiliserede, optagne og denitrificerede (dvs. alt tilført N bliver omsat i systemet), har man en $CL_{\text{min}}(N)$. Tilsvarende har man en maksimal N tålegrænse (uden S deposition)

$$CL_{\text{max}}(N) = CL(S+N) = CL_{\text{min}}(N) + CL_{\text{max}}(S)$$

Dette kan illustreres grafisk se følgende figur 5.1.

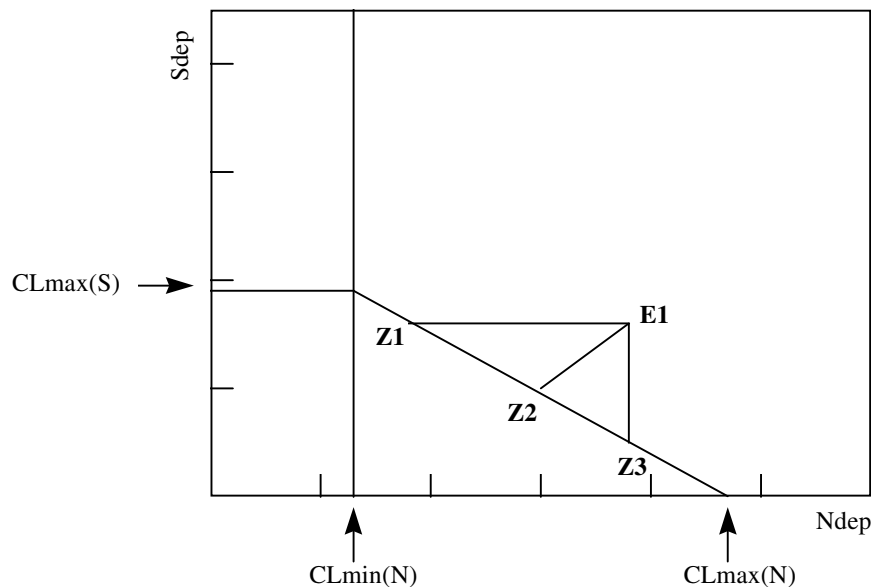


Figur 5.1 Sammenhængen mellem deposition af S og N og de afledte tålegrænser i den såkaldte skadesfunktion. For forklaring, se tekst.

Skadefunktion

Grafen illustrerer afhængigheden af depositioner af S og N (akserne) og de afledte tålegrænser for S og N. Denne funktion er et matematisk udtryk for den økologiske betydning af tålegrænser for det pågældende skovøkosystem. Hvert punkt i koordinatsystemet kan siges at repræsentere en vis deposition af både S og N, og de punkter der ligger under eller på skadefunktionen, overskrider ikke tålegrænserne ud fra det kemiske kriterium, der blev opstillet indledningsvis.

Denne funktion kan nu varieres hvis fx tab af nitrogen fra balancen er afhængig af depositionen (hældningen på funktionen bliver ikke 1) og man kan lave en funktion afhængig af CL for næringsstoffet nitrogen, hvor enten $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$ eller omvendt (hvorved $CL_{nut}(N)$ kan ignoreres), se figur 5.2.



Figur 5.2 Afhængigheden af S og N depositioner kan illustreres af grafen. Hvis den aktuelle deposition (E1) skal reduceres til under tålegrænsen (under skadefunktionen) kan det gøres enten med kun hhv. svovl (Z3) eller kun kvælstofreduktioner (Z1) eller begge (Z3) (Posch, Hettelingh 1997).

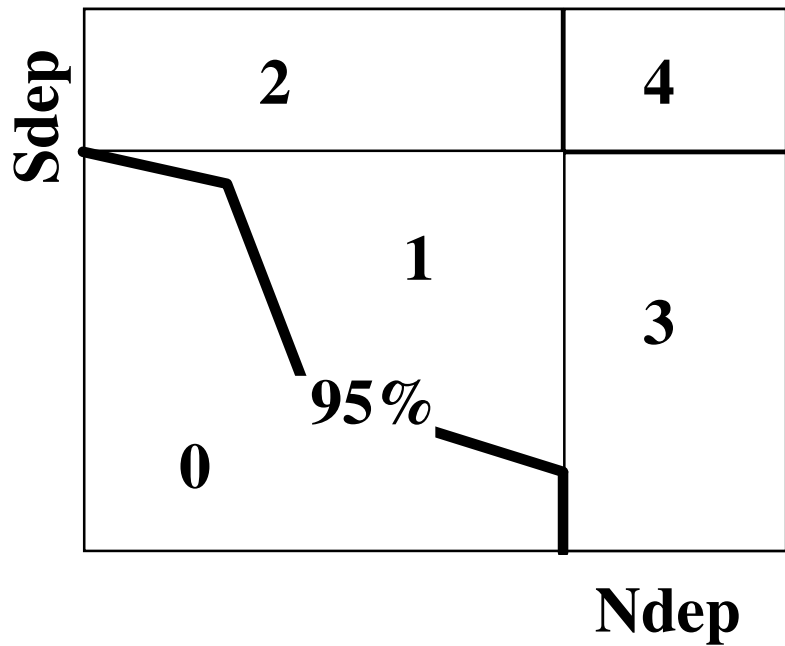
Betinget tålegrænse

Derved kan man udregne en *betinget* tålegrænse for N, dvs. en tålegrænse for N ved en given S deposition (fx den teoretisk opnåede som følge af Oslo Protokollen) i en givent område: $CL(N/S_{dep})$. Tilsvarende kan man beregne en betinget tålegrænse for S for givne N depositions niveauer (detaljeret gennemgang af disse beregninger findes i UBA 1996, Posch et al. 1995).

Arbejdet har dog udviklet sig videre, og man anvender i dag de såkaldte beskyttelses-isolinier, der tager udgangspunkt i skadefunktionen. I forbindelse med EU's forsuringsstrategi videreudvikles beregningsmetoderne til stadighed.

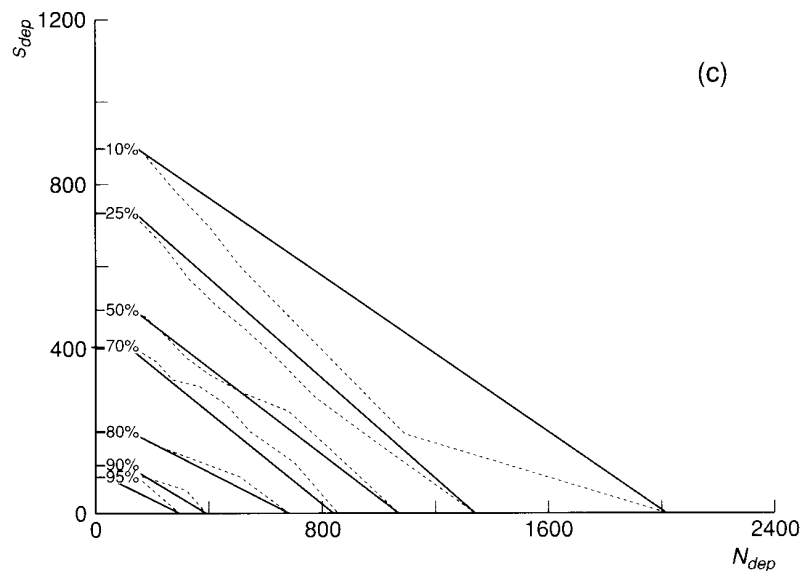
5.1.5 Percentiler og beskyttelses-isolinier

Hvis man opererer med variable (afhængige) tålegrænser for et økosystem, hvor tålegrænser udtrykkes som en funktion og ikke som en fast værdi, kan man opnå de såkaldte percentil funktioner eller økosystem beskyttelses-isolinier (figur 5.3).



Figur 5.3 Alle kombinationer af S_{dep} og N_{dep} under en skadefunktion beskytter 100% beskyttelse mod overskridelser, mens de andre partier af funktionen kan påkræve 1) enten N eller S reduktioner, 2) kun S reduktion, 3) kun N reduktion eller 4) både S og N reduktioner (Posch, Hettelingh 1997).

Hvis man således i en enkelt gridcelle har et antal forskellige skadefunktioner for de enkelte økosystemer med hver sin vægt, kan man beregne en polygon ud fra disse enkelte skadeskurver, der viser en såkaldt økosystem beskyttelses-isolinie, under hvilken man opnår beskyttelse af fx 95% af økosystemerne i en gridcelle (figur 5.4).



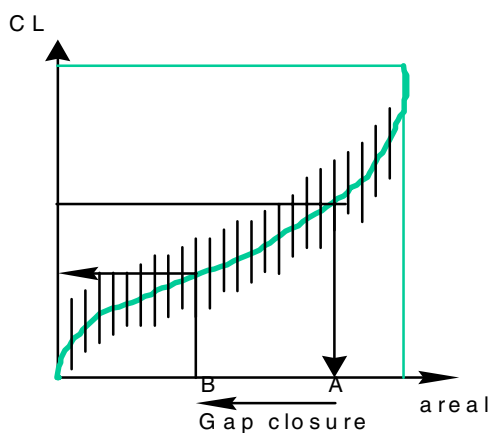
Figur 5.4 Eksempel på percentil-funktioner eller beskyttelses-isolinier beregnet fra skadefunktioner (Posch, Hettelingh 1997).

Disse kan så igen forsimples til de mere politiske forhandlinger om reduktionsmål eller kobles på modeller der kan optimere omkostningerne af forskellige reduktionsscenarioer ud fra beskyttelsesisolinierne. Økosystem-isolinier er måske mest betydningsfulde, når der ar-

bejdes på EMEP grid (150 km x 150 km), hvor variationen i økosystemernes tålegrænser kan være meget stor. Til strategisk miljøplanlægning i Danmark kan det være relevant at bruge økosystemisolinier, hvis man forhandler reduktioner af lokale emissionskilder såsom ammoniak på baggrund af tålegrænser for 5 km x 5 km grid. Heri kan der også være relativ stor forskel på tålegrænser for forskellige økosystemer.

Beskyttelsesgraden af økosystemer

Et væsentligt aspekt, når man beregner og kortlægger tålegrænser i gridceller, er hvilken beskyttelsesgrad, man vælger for de enkelte økosystemer inden for en gridcelle. Man kan forestille sig et antal forskellige værdier for tålegrænser for forskellige økosystemer i en given gridcelle. Disse vægtes (fx efter størrelse), og man kan konstruere en Kumulativ FordelingsFunktion (KFF) for denne gridcelle. Ud fra denne kan man aflæse tålegrænsen for en vilkårlig procentdel af økosystemerne i gridcellen, se figur 5.5.



Figur 5.5 Kumulativ frekvensfordeling af tålegrænser for et grid. Hver lodret linie angiver forskellige værdier for tålegrænser for forskellige økosystemer i en given gridcelle. A og B angiver arealet med overskridelser af tålegrænser før og efter emissionsreduktioner.

Alle økosystemer i gridcellen beskyttes af den laveste tålegrænse, men det er besluttet at bruge en lav percentil af denne KFF for at udelade specialtilfælde og for tage højde for usikkerheder i beregninger af tålegrænser. Man kortlægger således værdien af en percentil af tålegrænsen, der beskytter en given procent af økosystemerne i gridcellen. Man kan dog ikke derved se hvilket økosystem, der har været grænsesættende, og heller ikke om det har været forsurels- eller eutrofieringskriteriet, der har været grænsesættende.

Kombinationer af forurening, eutrofiering og O_3

Beskyttelsesisolinier ligger til grund for RAINS-modellens (se Appendix) beregninger som forberedelse til EU's forureningsstrategi og Multi-pollutant protokollen under UN-ECE. I den nyeste fase af protokolforberedelserne har man opnået at kunne kombinere forurenings-, eutrofierings- og ozoneffekter i RAINS. Dette arbejde er dog p.t. på et indledende stadie, men der er ingen tvivl om, at det vil blive en del af grundlaget for vedtagelsen af EU's forureningsstrategi og kommende ozon-direktiv.

5.2 Critical levels

Vegetation kan også skades direkte af luftforurening, når gasser som fx O_3 , NO, NO_2 , NH_3 , og SO_2 optages direkte af planterne gennem bladenes stomata. Stomata er åbninger i bladenes overflade, der bl.a. muliggør transporten af CO_2 til planternes fotosyntetiserende væv. Effekter af luftforurening afhænger af planternes aktivitet og vækst under eksponeringen. De højeste koncentrationer af SO_2 og NO_2 måles i vinterhalvåret, hvor planterne ikke er så aktive. De andre gasser, ozon undtaget, optræder normalt i koncentrationer, der ikke er til direkte skade for planterne, men kan lokalt og i episoder nå skadelige høje koncentrationer.

Fokus på O_3

I løbet af de sidste 20 år er der indsamlet store mængder videnskabeligt materiale, der demonstrerer at de aktuelle koncentrationer af O_3 i mange områder i Europa, deriblandt også Danmark, kan have skadelige effekter på afgrødeudbytte, trævækst og -vitalitet og på vegetationssammensætningen i naturlige økosystemer. Ozon fremkommer ofte i høje koncentrationer i løbet af sommerhalvåret, hvor planterne har en høj vækstrate. I det følgende vil direkte tålegrænser omtales med fokus på ozon.

5.2.1 Udviklingen af konceptet direkte tålegrænser (critical levels)

Et vigtigt mål med forhandlingerne af de nye NO_x og VOC protokoller her i slutningen af 1990'erne er at forhindre eller minimere effekterne af ozon på vegetation. Tålegrænsekonceptet er central i disse forhandlinger, idet det oversætter vor viden om effekter af ozon på vegetation til politiske målsætninger. Det er derfor af betydelig praktisk betydning ikke alene, at de aktuelle værdier for de direkte tålegrænser skal defineres så præcist som muligt videnskabeligt, men også at disse værdier anvendes på den rigtige måde i opgørelsesprocessen. Det er derfor vigtigt, at usikkerhederne i definitionen, beregningen og kortlægningen af de direkte tålegrænser opgøres præcist, idet disse er af stor betydning for den politiske vurdering. Det skal dog nævnes, at der er en uundgåelig modsætning mellem effekternes biologiske kompleksitet og behovet for en tålegrænsetilgang, der nemt kan inkluderes i de politiske vurderinger.

Tålegrænser for O_3

De direkte tålegrænser for ozon blev defineret for første gang under en workshop ved Bad Harzburg i 1988 (UN-ECE 1988). Værdierne var baseret på resultater fra videnskabelig litteratur om effekter af O_3 på vegetation. Imidlertid blev der allerede i 1992 foreslået omfattende ændringer under en workshop i Egham i 1992 (Ashmore, Wilson 1994) og en efterfølgende workshop i Bern i 1993 (Fuhrer, Achermann 1994), hvor nye direkte tålegrænser blev formelt vedtaget. I 1996 blev der yderligere afholdt en workshop i Kuopio, hvor de direkte tålegrænser igen blev vurderet og nye værdier blev accepteret til anvendelse under UN-ECE arbejdet (Kärenlampi, Skarby 1996).

Formålet med denne sektion er kritisk at gennemgå de problemer, der opstår, når de direkte tålegrænser for ozon vedtaget i Bern og Kuopio anvendes til at udvikle effektbaserede internationale og nationale kontrolstrategier med den målsætning at reducere effekter af ozon og andre associerede luftforureninger på vegetation.

5.2.1.1 Det eksperimentelle grundlag for critical levels

OTC

Udviklingen af critical levels, de direkte tålegrænser, har været Open-Top-Chambers, OTC-eksperimenter eller på dansk: åben top kamre. Disse faciliteter har muliggjort opsamlingen af data under realistiske vækstbetingelser og har en stor rolle i forbindelse med udviklingen af tålegrænsekonceptet. OTC er en facilitet, der består af væksthuse uden tag, der står udendørs. Her kan planter vokse i pletter eller direkte fra væksthuset bund. Planterne udsættes for kendte koncentrationer af en eller flere luftforureninger. Koncentrationer af luftforurening måles kontinuerligt som regelen lige over planterne, samtidig med at planternes vækst, fysiologi, anatomi og biokemi og eventuelle synlige skader på planterne registreres. På den måde kan OTC anvendes til at manipulere eksponeringen af luftforureningen og undersøge interaktioner mellem planterne, stress faktorer og forskellige luftforureninger. Omgivelserne er tilstræbt så naturlige som muligt, men der er alligevel forskelle mellem vækstforholdene i og udenfor OTC. OTC er blevet anvendt til at opgøre udbyttetabet i landbrugsafgrøder i USA og i Europa. En ulempe ved anvendelse af OTC er, at mikroklimaet påvirkes af kamrene, hvilket igen forandrer planternes vækst og fysiologi (Fuhrer 1994). Der er større turbulens og derfor højere depositioner i OTC end i åbne marker og dermed også en større optagelse af ozon (Pleijel et al. 1994).

Feltekspirimententer

Feltekspirimententer påvirker ikke mikroklimaet og skaber derfor mere realistiske forhold. Til gengæld kan eksponeringen ikke manipuleres. En alternativ metode er at anvende koncentrationsgradienter langs Transekter i vindens retning fra en luftforureningskilde. Anvendelsen af denne metode er begrænset af forskellen i klima- og jordbundsforhold langs disse transekter og det faktum, at de fleste kilder emitterer en blanding af forskellige luftforureninger.

5.2.2 Effekter af ozon

Effekter af ozon på planter

Planteresponsen overfor ozon og andre luftforureninger karakteriseres som akutte eller kroniske. Akutte effekter medfører hurtige ændringer i de fysiologiske og biokemiske processer i planten. Under passende forhold fører sådanne ændringer til skader på bladene. Høje ozonkoncentrationer kan ødelægge afgrødernes blade og kan ses som gule pletter (kloroser) eller døde dele (nekroser). Ved lavere koncentrationer ses ingen synlige skader, men lavere udbytte og tidlig ældning af afgrøderne bliver observeret. Skadernes omfang stiger med stigende ozonkoncentration. Dette gør, at planterne er særlige følsomme for top koncentrationer, men det er også blevet iagttaget, at planterne følsomhed øges gradvist med eksponeringstiden.

Det er altid et problem at definere, hvilke vegetationstyper der er de mest følsomme. De meste følsomme afgrøder er lucerne, kartofler, tobak, tomat, hvede, spinat, græs, bønner og hvidkløver. Hvede og græs kan også økonomisk set betragtes som de mest følsomme, idet ozon reducerer udbyttet. Disse planter reagerer på ozon ved at få synlige skader eller ved at udbyttet reduceres eller begge dele. Nogle vilde planter kan også karakteriseres som følsomme. Mange træer og vedplanter er også særdeles følsomme overfor ozon. Vigtige eksempler er vin, lærk, skovfyr og rødgran. For en oversigt over udbyttete-

aktik grundet ozon på forskellige afgrøder, se Bastrup-Birk, Mortensen 1998b.

Akutte skader

Akutte responser induceres af relativ høje time ozonkoncentrationer fra få timer på dagen eller på flere dage med symptomer, der udvikles få dage efter episoden. Det har vist sig, at akut respons skyldes moderat forhøjet men ikke de højeste ozonkoncentrationer (Tonnejck 1989, Krupa et al. 1993). Dette fænomen skyldes sandsynligvis at stomata lukkes ved høje ozonkoncentrationer som en beskyttende reaktion.

5.2.2.1 Den kumulative tilgang

Betydningen af effekterne af ozon på vegetation blev først anerkendt i USA. De første europæiske tålegrænser blev defineret i Bad Harzburg i 1988 baseret på amerikanske eksperimenter. Flere amerikanske studier har forsøgt at opgøre anvendeligheden af forskellige indikatorer ved at bruge data fra en række afgrøder fra NCLAN programmet (Lee et al. 1988). Det har vist sig, at de indikatorer, der fremhæver de højeste koncentrationer eller kumulerede overskridelser af en tærskelværdi, stemmer bedst overens med de målte udbyttetotal sammenlignet med indikatorer baseret på middelkoncentrationer. De amerikanske resultater har vist, at en sådan indikator må være et mål, som har en mening for plantens respons, men det må også være robust, kunne kortlægges nemt og produceres nemt som et output til regionale modeller, der anvendes til at forudsige effekter af forskellige ozon kontrolstrategier på fordelingen og koncentrationer af ozon på et europæisk skala (Ashmore 1994).

Kumulativ eksponering

En af hovedkonklusionerne ved Egham workshoppen i 1992 var et koncept baseret på en kumulativ eksponering over en fastsat tærskelkoncentration skulle vedtages som langtids direkte tålegrænser i stedet for den eksisterende 7-timers middelkoncentration (Ashmore, Wilson 1994). Det blev anbefalet, at den kumuleret eksponering skulle beregnes for dagtimer alene for vækstsæsonen af en bestemt receptor. Denne tilgang kan illustreres ved at se på ozon eksponeringens typiske daglige forløb. Når koncentrationerne af ozon er under en tærskelkoncentration, er eksponeringen lig med nul. Når koncentrationen overstiger tærskelværdien tillægges forskellen mellem den aktuelle koncentration og tærskelkoncentrationen til den kumulerede eksponering.

5.2.3 Aktuelle direkte tålegrænser for vegetation

Efter Egham workshoppen fulgte Bern workshoppen i 1993 der også omhandlede de direkte tålegrænser for ozon (Fuhrer, Achermann 1994). Den sidste workshop i denne serie blev afholdt i Kuopio i 1996. Her blev et revideret sæt af direkte tålegrænser blev accepteret (Kärenlampi, Skärby 1996). I de følgende sektioner gennemgås det videnskabelige grundlag for de direkte tålegrænser for landbrugsafgrøder, træer og naturlig vegetation, der blev fastsat i Kuopio.

5.2.3.1 Landbrugsafgrøder

Landbrugsafgrøder er blevet undersøgt i vidt omfang i forhold til andre vegetationstyper. Mange afgrøder har den fordel, at de har en veldefineret og kort livscyklus, et målelig produkt (udbytte) ved en-

den af vækstsæsonen og en forholdsvis lille genetisk variation indenfor den enkelte art/sort.

Niveau I

For de direkte tålegrænser, critical levels, er Niveau I fastsættelsen for afgrøder baseret på den antagelse, at afgrøderne ikke udsættes for biotiske eller abiotiske stress. Virkeligheden er anderledes, idet afgrøder udsættes for insektangreb, sygdomme, pesticider, og klimatiske stress som tørke, vandmætning, frost, hede. Disse stress faktorer kan enten stimulere følsomheden (fx SO₂ og herbicider/fungicider) eller nedsætte følsomheden (fx ozon og tørke). Disse faktorer tilfører endnu en grad af kompleksitet som der må tages højde for, når Niveau II tålegrænser fastsættes.

Tålegrænser for landbrugsafgrøder er blevet fastsat ud fra data fra eksperimenter af en længere varighed (> 2 måneder). Udbyttet af afgrøden er udvalgt som den mest passende parameter for tålegrænsen, idet den repræsenterer en netto-effekt af en eksponering med luftforurening i løbet af vækstsæsonen. Ved at vælge udbyttet er det også muligt af estimere de økonomiske omkostninger, der kan forbindes med luftforurening i Europa. Respons til individuelle episoder er blevet undersøgt for ozon ved at inddrage korttids tålegrænser til beskyttelse for synlige ozonskader. For Danmark, se Bastrup-Birk, Mortensen, 1998b.

Det europæiske OTC-program EOTC

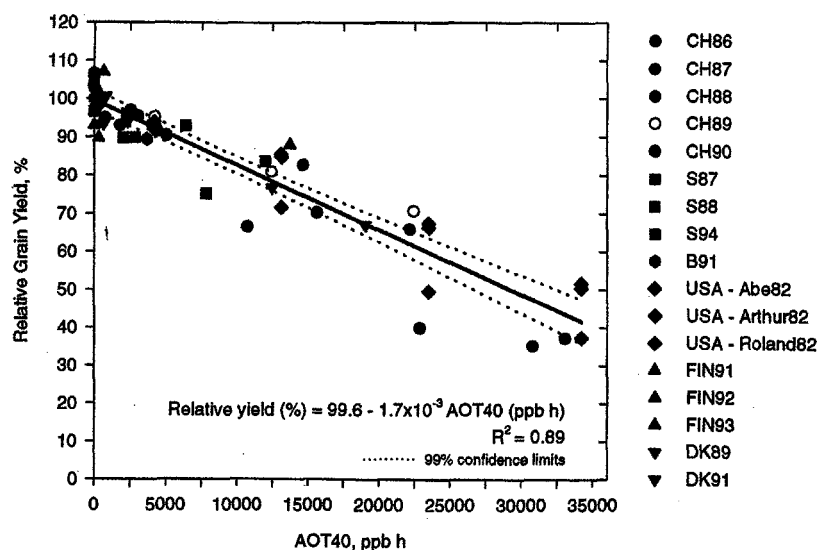
Diskussionerne var i lang tid fokuseret på nye resultater af et omfattende forskningsprogram (EOTC) om effekter af ozon på afgrøder (Jäger et al. 1994). Flere afgrøder blev undersøgt deriblandt hvede, byg, bønner og græssorter. En udbyttereduktion var stærkt korreleret med den kumulative eksponering over en tærskel koncentration på 30 eller 40 ppb (figur 5.6, Fuhrer 1994). Det er svært at definere én tærskelværdi for, hvor meget luftforurening planter eller mennesker kan tåle. Tålegrænsen kan betragtes som en tærskel, dvs. et punkt, hvor en negativ effekt, som fx nedsat udbytte eller biomasse reduktion, vil begynde.

40 ppb som tærskelkoncentration

For vegetation, der udsættes for ozon, vil følsomme sorter vise synlige eller fysiologiske effekter efter en eksponering på 30-40 ppb og derover. Disse effekter kan imidlertid blive ændret af tilstedeværelsen af andre luftforureninger, og da ozon skader vegetation gennem dens optagelse via stomata påvirkes skade af næringsstofbalancen, lys, temperatur og fugtighedsforhold. 40 ppb blev fastsat som tærskelkoncentration for direkte tålegrænser fordi denne koncentration ligger lige over baggrundskoncentrationen af ozon i Europa. Eksponeringsindikatoren refereres som AOT40 (akkumuleret eksponering over en tærskelkoncentration på 40 ppb). Denne parameter kan beregnes for dagtimer alene fordi optagelsen af ozon om natten regnes for meget lille på grund af lukning af planternes stomata.

Det blev afslutningsvis besluttet, at en AOT40-værdien svarende til et udbyttetab på 10 % skulle være den mest anvendelige værdi som direkte tålegrænse for ozon. Dette svarer til minimumsreduktionen i udbytte, som kunne være etableret i et velfungerende eksperiment af den type og skala, som EOTC var. Således repræsenterer den muligheden for i praksis at kunne verificere, at reduktioner i afgrøde udbyttet finder sted i områder, hvor de direkte tålegrænser overskrides.

En tålegrænse der svarer til en udbytte reduktion på 10% er lig med 5300 ppb·h., se også figur 5.6.



Figur 5.6 Forholdet mellem det relative kornudbytte for vårhvede og ozoneksponering udtrykt som AOT40 over tre måneder, baseret på data fra europæiske og nordamerikanske OTC-eksperimenter (Fuhrer 1994)

Eksponeringsperiode

Når man definerer en kumulativ eksponeringsindikator, er det vigtigt at betragte tidsperioden over hvilken den anvendes. En periode på tre måneder blev foreslået i definitionen, fordi den repræsenterer gennemsnitsvarigheden af EOTC eksperimenterne. Det er også den periode, hvor vårhvede vokser aktivt og regnes for at være mest følsomme for ozon. Månederne maj, juni og juli blev anbefalet i nord og central Europa, idet disse måneder er perioden for maksimal vækst og er ofte måneder med de højeste ozonkoncentrationer. Det år i de sidste 5 år, hvor AOT40 er højest, blev anbefalet af hensyn til kortlægningen, ligesom formålet var at undgå en 10% udbytte nedgang i de værste ozon år.

Tålegrænser for landbrugsafgrøder

For Kuopio workshoppen blev data fra andre eksperimenter tilføjet. Disse var konsistente med den eksisterende lineære sammenhæng til AOT40, men deres inklusion ændrede tålegrænsen for en 10% udbyttereduktion til 5900 ppb·h (Fuhrer 1996). Pleijel (1996) udførte en statistisk analyse af dette kombinerede datasæt for hvede og påviste at det mindst signifikante udbyttetab, som kunne måles med en sikkerhed på 99%, var 4-5%. Et udbyttetab på 5% svarede til en tålegrænse på ca. 3000 ppb·h. Det blev imidlertid også besluttet, at dette skulle sammenlignes med årsmiddelværdien for AOT40 beregnet over de sidste 5 år.

Synlige skader

En kritisk værdi for synlige skader baseret på en vurdering udført under observationer i marken af skadeudvikling i almindelig luft, som en del af UNECE ICP Crops programmet, blev anbefalet under Bern workshoppen (Sanders et al. 1994) og igen modificeret i Kuopio baseret på en yderligere analyse (Benton et al. 1996). Den foreløbige korttids tålegrænse er baseret på en evaluering af observationer af udviklingen af synlige skader. En synlig skade betragtes som en re-

spons på 1-3 dages ozon episoder mere end en langsigtet gennemsnitlig koncentration. Observationer viser, at skader kun blev synlige, når en AOT40 på 700 ppb•time blev overskredet akkumuleret over tre efterfølgende dage.

5.2.3.2 Skovtræer

At bestemme den direkte tålegrænse for skovtræer er en svær opgave i forhold til enårige afgrøder, og dette skyldes hovedsagelig færre eksperimentelle data. Data fra eksperimenter udført over flere år, der beskriver responsen af voksne træer, er stort set ikke eksisterende. Analysen er derfor primært baseret på studier, der anvender 1-5 år gamle træer. Der er en meget ufuldstændig viden om aggregering af disse resultater på unge træer til voksne træer eller bestande. Der er derfor stor risiko for, at data for de unge træer ikke kan reflektere responsen fra ældre træer og effekter fra langtidseksposeringer over 60-80 år. Afslutningsvis viser analysen af eksperimentelle data for samme art en langt større variabilitet både indenfor de enkelte eksperimenter og eksperimenterne indbyrdes end for afgrøder.

En midlertidig tålegrænse for skovtræer blev fastsat i Bern. I Kuopio var der flere tilgængelige data, der muliggjorde eksponering-respons funktioner ved brug af AOT40 indikatoren, som kunne udledes for rødgran og for bøg (Skärby, Karlsson 1996). Af disse to arter er det tydeligt, at bøg var mere følsomt for ozon, og bøg blev derfor udvalgt til bestemmelse af tålegrænserne.

Data for unge bøgetræer stammer primært fra undersøgelser i Schweiz af Braun og Flückiger (1995). Den minimale målbare effekt ved 95% konfidens er i dette eksperiment en biomasse reduktion på 10%. Den foreløbige kritiske tålegrænse for AOT40 på 10000 ppb•h, som blev fastsat i Bern, blev vurderet til at være inden for rækken af AOT40 værdier, der svarer til en 10% biomasse reduktion, idet der tages højde for de usikkerheder i den fittede relation. Denne værdi blev derfor valgt.

Tålegrænse for skovtræer

Den direkte tålegrænse for skovtræer er nu en AOT40 værdi på 10000 ppb·h. Til sammenligning med den direkte tålegrænse beregnes AOT værdierne for dagtimerne over en vækstsæson på 6 måneder baseret på et 5 års gennemsnit.

Selv om der er flere eksperimenter, der danner grundlag for en fastsættelse af tålegrænser for skovtræer, må det fremhæves, at der stadigvæk er meget få data og et stort antal antagelser om træernes respons på ozon over flere årtier. En betydelig mængde forskning er påkrævet i fremtiden for at kunne opgøre gyldigheden af de foreslåede tålegrænser, og for at kunne bestemme om tålegrænsen er acceptabel for et bredt antal af europæiske træer, inklusive sydeuropæiske træer.

5.2.3.3 Semi-naturlig vegetation

De største effekter af luftforureninger på naturlig vegetation relateres ikke til vækst eller synlige skader, men til ændringer i artssammensætninger, tab af genetisk variation og ændringer i genetisk sammensætning. Få studier har set på effekter af luftforurening over økologiske tidsskala for plantesamfund, fordi tolkningen af feltundersøgelserne er ofte meget usikre (Johnsen et al. 1991). Over en længere tidsskala kan udviklingen af en tolerance overfor luftforurening være en vigtig faktor for naturlige plantesamfund. Dette kan nedsætte effekten af luftforureningen, og på denne måde er udvikling ikke en negativ effekt.

Ændret konkurrence

En nøgle parameter er den dynamiske konkurrerende interaktion mellem arterne. Når koncentrationen af luftforurening begynder at påvirke enkelte arter, eksisterer der et potentiale for ændret konkurrence mellem arterne. De fleste eksperimenter er blevet udført over korte tidsperioder og er ikke repræsentative for den komplekse horisontale og vertikale heterogenitet, som findes i naturlige plantesamfund. For eksempel, hvis en luftforurenings eksponering over et år medfører en 10% nedgang i den relative sammensætning af en art, vil økosystemets struktur og funktion være ændret. En videre eksponering vil kunne føre til at arten forsvinder, eller at der opstår et nyt plantesamfund. Dette skal naturligvis sammenholdes med andre påvirkninger såsom græsning og naturlige successionsforløb.

Ingen tålegrænser for semi-naturlig vegetation blev fastsat i Bern, primært på grund af manglende data. Mere data var tilgængeligt under Kuopio workshoppen i 1996.

Der er kun udført få eksperimenter i Europa, som har frembragt eksponering-respons data for effekter af ozon på semi-naturlig vegetation. De mest anvendelige datasæt kommer fra eksperimenter i åben top vækstkamre på virkelige eller kunstige græs samfund. Eksperimenter er udført i Schweiz (Führer et al. 1994), i UK (Ashmore, Ainsworth 1995) og viser, at der finder signifikante ændringer sted, der påvirker arternes sammensætning som følge af ozon. Selv om data er mere spredte for semi-naturlig vegetation end for landbrugsafgrøder, så er der en klar lineær respons til ozon udtrykt som AOT40. Effekter på en relativ andel af forskellige arter er observeret

ved lavere ozon eksponeringer end effekter på total biomasse eller produktivitet, fx er der fundet forskelle mellem græsarter og andre urter.

Ligesom for afgrøder er det muligt at beregne den ozon eksponering, der svarer til en bestemt effekt ud fra eksponering respons funktioner. Hvis man udvælger som kriterium en reduktion på 10% i forhold til biomassen af den følsomme art, så er den ækvivalente ozon eksponering på 6300 ppb·h for de schweiziske data og 5700 ppb·h for de engelske data på "cut swards". AOT40 værdier var godt korreleret med ozon tolerancen, og det blev beregnet, at en ændring i tolerance på 5% (den mindst målbare) svarer til en AOT40 værdi på 5000 ppb·h.

Disse resultater understøttes af kontrollerede studier, hvor enkelte arter udsættes for forskellige niveauer af ozon (Ashmore, Davison 1996). De mest følsomme arter i semi-naturlige økosystemer er ligeså følsomme overfor ozon som de mest følsomme afgrøder. Bergmann et al. (1996) viser også at store signifikante effekter på vegetative og reproduktions parametre af flere arter, der udsættes for AOT40 eksponeringer på ca. 4000 ppb·h.

Tålegrænse for semi-naturlig vegetation

På Kuopio mødet blev det derfor vedtaget, at selv om der var en begrænset mængde eksperimentelle resultater for arter i semi-naturlige økosystemer, og at det derfor er svært at fastsætte tålegrænser med en passende sikkerhed, så var det fornuftigt at antage at sådanne arter kunne være mindst ligeså følsomme som landbrugsafgrøder. Derfor blev tålegrænsen for landbrugsafgrøder (3000 ppb·h i dagtimer over en 3 måneders vækstsæson) også anvendt for semi-naturlig vegetation. Det er højst sandsynligt at individuelle arters høje følsomhed overfor ozon vil føre til endnu lavere tålegrænser. Dette bør dog baseres på større mængde eksperimentelle resultater.

Begge tålegrænser har en central betydning for opgørelsen af effekter af luftforurening på terrestriske økosystemer. Det følgende afsnit beskriver anvendelse af tålegrænser i effektmodeller.

5.3 Anvendelse af tålegrænser i effektmodeller

Både de direkte og indirekte tålegrænser har en central betydning for opgørelsen af effekter af luftforurening på terrestriske økosystemer. Dette afsnit beskriver anvendelse af tålegrænser i effektmodeller. Der findes to grundlæggende tilgange til at modellere effekter af luftforurening, dels ved at anvende deskriptive modeller (empiriske, statistiske, regressions- og korrelationsmodeller) og dels forklarende modeller (proces-, mekanistiske modeller).

Deskriptive modeller

De deskriptive modeller oversætter empiriske observationer af systemet i passende matematiske relationer ofte ved at anvende statistiske redskaber (især regressionsanalyse). Disse relationer udvælges efter deres matematiske anvendelse. Oftest har disse ikke nogen forbindelse til de aktuelle dynamiske processer, som bliver modelleret. Dette fremhæver både fordelene og ulemperne ved denne type af modeller: deskriptive modeller er en effektiv måde at opsummere og anvende empiriske observationer for relative konstante/stabile mil-

jøtilstande. Værdien af disse modeller er dog begrænset af de historiske forhold af de empiriske observationer, som modellen baseres på. Derfor kan der forventes høj præcision for et meget afgrænset sæt af forhold men upålidelige estimater for forhold, der ligger udenfor denne rækkevidde, når der fx sker ændringer i depositioner og koncentrationer af luftforurening.

Forklarende modeller

Forklarende modeller tilstræber at give en korrekt beskrivelse af de vigtigste processer, der er bestemmende for den dynamiske udvikling af et system, som regel ved at udtrykke ændringer i tilstandsvariabler i systemet udtrykt som differentielle ligninger. De matematiske relationer bestemmes af elementerne og af systemets struktur. De er som regelen ikke-lineære og kan derfor producere meget kompleks dynamik. Hvis denne type model fanger de relevante processer, vil modellen kunne udføre korrekte beregninger af systemets dynamiske udvikling selv under en række vidt forskellige forhold eller betingelser og selv om en række parametre er bestemt på en forsimplet måde. Procesbaserede modeller, som fx beskriver dynamikken i skove, kan vise hvorledes forurening af jorden, skovdyrknings metoder og direkte effekter af ozon kan påvirke den fremtidige træproduktion.

Et eksempel på anvendelsen af modeller til opgørelse af effekter, kan ses i Appendiks A.2.

5.3.1 Modelanvendelse til beregninger af indirekte tålegrænser

En lang række modeller anvendes rutinemæssigt i forskellige lande til tålegrænseberegninger. For critical loads beregninger anvendes især massebalancemodeller. Dynamiske modeller er nogle af fremtidens værktøjer.

Massebalance modeller

I Danmark anvendes kun SSMB og deraf afledte modeller, hovedsagelig PROFILE og dens "forsimplede" version Multimachine. SSMB beregner fluksen af elementer ind og ud af et afgrænset system ved ligevægt med jordbunden behandlet som ét lag, dvs. de øverste 30-50 cm ved skovjord. De kritiske værdier gælder da for de elementer, der forlader rodzonen og dermed forsvinder ud af systemet. PROFILE er en flerlags jordbundskemisk ligevægtsmodel og kræver lidt andre data end Multimachine for hver lag af jordbunden, der beregnes for. Multimachine baseret på PROFILE kan i en enkelt kørsel beregne tålegrænsen for en række punkter. Kravene til depositionsdata er mere detaljerede, mens jordbundsdata er mere simple. Multimachine indgår som en subrutine i den dynamiske SAFE model.

Dynamiske modeller

Dynamiske modeller beregner økosystemets tilstand til alle tidspunkter mellem grundtilstand og en sluttilstand i ligevægt. Tidsopløsningen kan være dage, måneder, år, årtier eller længere. Det optimale ville være at bruge disse generelt, men det er sjældent muligt. Derudover ville det være endnu bedre, hvis man kunne kombinere dynamisk modellering af jordbundskemi med fx modellering af vegetation, så man får de biotiske forandringer indarbejdet i vurderingen. Dette er dog kun foretaget få gange og i Danmark arbejdes der på dette modelkompleks for Hjelm hede - koblingen af vegetationsmodellen CALLUNA og den dynamiske jordbundskemiske model SAFE. Tilsvarende kan man kombinere dynamiske modeller for sko-

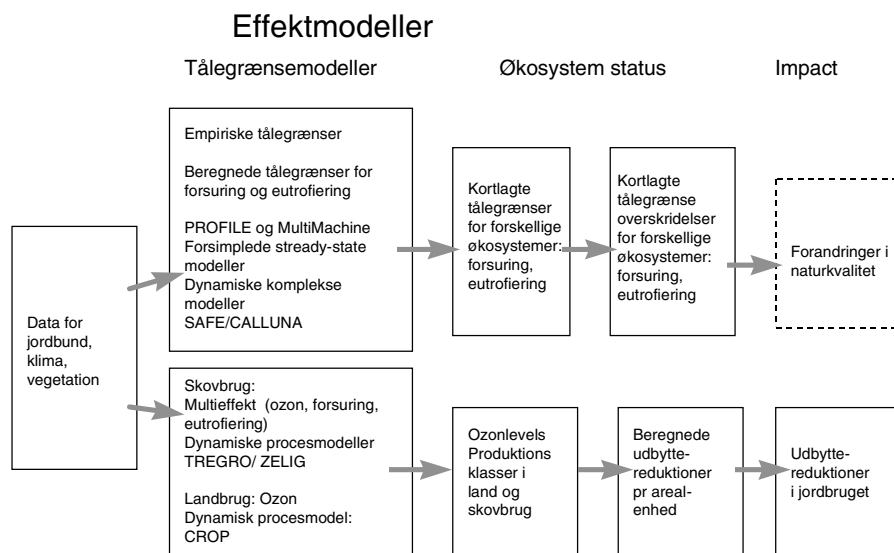
ve, som for eksempel TREGRO, for overdrev og for andre naturtyper for at forbedre vurderingerne af tålegrænser.

Dynamisk modellering inkluderer processer i økosystemerne, såsom kation ombytning, anion adsorption og management, som gør jord og vandrespons på depositioner afhængige af tid. Der kan igen inddeles i to typer:

1. *Dynamiske jordbunds modeller*, hvor vegetationens respons beregnes med bladtab og (træ)vækst som drivende faktorer. Disse kan kun simulere dynamisk forandringer i jordvands kemien.
2. *Integrerede modeller* som inkluderer forudsigelse af biotisk respons som kan anvendes til reelle tålegrænberegninger

Dynamiske modeller kan lave kvantitative vurderinger af langtidsvirkningerne som funktion af tiden af øget eller reduceret deposition. Disse modeller spiller væsentlig rolle i cost/benefit analyser af reduktionsscenerier og er derfor specielt interessante i IMIS sammenhænge. Dynamiske modeller kan endvidere adskille forureningseffekter af S og N deposition og vil i sidste ende kunne anvendes til at vurdere sammenhænge mellem tålegrænser for vegetation, jord, overfladevand og grundvand i et samlet opland (Forsius et al. 1997).

Figur 5.7 giver en oversigt over modeller for effekter på økosystemer som p.t. anvendes i Danmark, og som indgår i det danske miljøinformationssystem.



Figur 5.7 De væsentligste modeller til beregninger af effekter af luftforureninger i Danmark.

6 Responses - internationalt og dansk

Analysen og valget af de rigtige tiltag for at reducere emissioner af luftforurening er en kompleks opgave. Der skal tages højde for mange forskellige aspekter: den økonomiske vækst i området, energipolitiske strategier, emissioner af luftforurening, eksisterende teknologi til reduktion af emissioner og deres omkostninger, den rumlige fordeling af emissioner i atmosfæren, økosystemernes følsomhed (landbrug, skovbrug, naturlig vegetation) og effekter på mennesker, og hvorledes disse strategier kan gennemføres.

Tålegrænseberegninger er blevet anvendt i integrerede miljømodeller, "integrated assessment models" med det formål at udvikle reduktionsstrategier baseret på effekter og på optimering af omkostningerne ved reduktionerne. Resultater fra kørsler af disse modeller er blevet anvendt i protokolforhandlinger.

Protokolarbejdet under UN-ECE kan fremhæves som et eksempel på "Responses" på effekter af luftforurening. Formålet er at reducere emissioner af luftforurening. Hvilke tiltag, der skal vælges, er en politisk beslutning, som skal tages af de enkelte implicerede lande.

Følgende protokoller er blevet vedtaget:

Vedtagne internationale protokoller

- Første svovlprotokol (Helsinki protokollen) blev i 1985 vedtaget af 16 lande. Svovludslippene skulle inden 1993 reduceres med 30% i forhold til 1980. Denne protokol repræsenterer den første fase af reduktioner af emissioner af luftforurening i Europa. Disse mål blev sat ud fra kendte forsurelseffekter. Der blev ikke taget hensyn til effekterne af emissionerne (i form af tålegrænser) eller til omkostningerne i de forskellige lande. Langt de fleste lande har levet op til målsætningen.
- Den første N-protokol (Sofia protokollen), der blev underskrevet i 1988 og trådte i kraft i 1991. Udslippene af kvælstofoxider skulle fastfryses på 1987 niveauet. Danmark gik sammen med 11 lande videre og forpligtede sig til senest i 1998 at reducere udslippene med 30% i forhold til 1986. Hidtil har vi dog kun opnået en reduktion på omkring 10% (Holten-Andersen et al. 1998).
- Anden svovlprotokol (Oslo protokollen) blev vedtaget i 1994. For første gang skulle svovlbelastningen reduceres i forhold til de beregnede tålegrænseoverskridelser. Overskridelserne i forhold til tålegrænserne skulle reduceres med 60%.
- Den anden NO_x protokol, også benævnt multi-effekt, multi-forureningsprotokollen er under udarbejdelse og forventes vedtaget i 1998. Her skal etableres nationale emissionslofter for NO_x , NH_3 og VOC baseret på en effektorienteret (tålegrænse) og omkostningseffektiv tilgang med det formål at reducere både forsuren, eutrofieringen og troposfærisk ozon svarende til den anden svovl protokol. NO_x reduktioner skal her optimeres i forhold til troposfærisk ozon og tilsvarende med NMVOC reduktionerne.

- Der er også udarbejdet en protokol for flygtige organiske forbindelser (VOC'er) i 1991, men den er endnu ikke ratificeret af alle lande og dermed endnu ikke trådt i kraft. I løbet af 1999 vil der yderligere komme en ny VOC protokol.

Tilsvarende er EU Kommissionen gået i gang med at forberede en forureningsstrategi og et ozon direktiv i forlængelse af arbejdet under Geneve Konventionen (UN-ECE), som skærper formaliseringen af kravene. Der er opnået resultater under EU Kommissionen i form af direktiver, der enten er vedtaget eller under revision for at nå de opstillede målsætninger:

- I 1992 blev det vedtaget at SO₂ emissioner skulle reduceres med 35% fra mellem 1985 og 2000.
- Samme år, 1992, blev det også vedtaget at stabilisere NO_x emissionerne i 1994 og yderligere reducere emissionerne med 30% inden år 2000 i forhold til 1990 emissionsniveauet.

Indenfor forurening, eutrofiering og troposfærisk ozon følger Danmark de internationale tiltag. Danmark er foregangsland, hvad angår CO₂-emissioner bl.a. ved Energi21 planen, som afspejler ambitiøse mål for dansk energiforbrug og energikilder. Indirekte influerer denne energiplan ganske meget på de internationale forhandlinger om forurening, eutrofiering og troposfærisk ozon (Bak, Tybirk, 1998).

Med hensyn til lokale/nationale tiltag for luftforureningsområdet forberedes der på nuværende tidspunkt en handlingsplan for ammoniak som en del af Vandmiljøplan II. Det forventes også, at der tages initiativer med hensyn til luftforurening i byer med særlig vægt på partikelforurening.

EU's forureningsstrategi forventer reduktioner af SO₂, NO_x og NH₃ emissioner. Det forventes, at der i 2010 kan opnås en 50% reduktion af arealet med overskridelser af tålegrænser for total forurening i de europæiske økosystemer. De foreløbige emissionslofter i forhold til 1990 niveauet er på 84% for SO₂, 55% for NO_x og 27% for NH₃.

Gap closure

Reduktionsmålene er baseret på tålegræseberegninger, og på hvor meget disse tålegrænser overskrides. Under forhandlingerne både under Geneve Konventionen og under EU kommissionen indgår begrebet gap closure men med to forskellige definitioner. Under UN-ECE arbejdet er der tale om en udligning af forskellen mellem de aktuelle depositioner af en luftforurening og tålegræsen for det aktuelle økosystem. Under EU forureningsstrategi betegner gap closure den procentdel af arealer, hvor der finder en overskridelse sted, som skal udlignes.

Under forhandlingerne under Oslo protokollen i 1994 blev det besluttet at basere de nationale emissionslofter for svovl på et 60% gap closure. Det vil sige, at man valgte at reducere tålegrænseoverskridelser af økosystemer registreret i året 1990 med 60% i hvert EMEP 150 km x 150 km grid. Endemålet er en 100% reduktion af overskridelserne for forurening, men det har hidtil ikke været et realistisk mål.

Under EU's forsuringsstrategi fastsættes målene for deposition for det enkelte EMEP grid således, at det samlede areal af økosystemer i et grid, hvor tålegrænsen overskrides, reduceres med en given procent. Ved forhandlingerne om EU's forsuringsstrategi er der valgt et 50% gap closure svarende til at det samlede areal af økosystemer, hvor tålegrænsen for forsurening overskrides, halveres i alle gridene i de 15 EU lande.

De anvendte scenarier i forsuringsstrategien optimerer udelukkende på emissioner fra kilder og effekter i de 15 EU lande i modsætning til arbejdet under UN-ECE, hvori 39 europæiske lande indgår.

Arbejdet med at forberede protokoller er eksempler på integration af DPSIR kæden ved hjælp af integrerede modeller. Arbejdet baseres på Impact i økosystemerne og Responses udregnes af komplicerede modelsystemer, hvor DPS inddrages. I det følgende beskrives udvalgte modelsystemer til denne form for strategisk miljøplanlægning

6.1 Integrated Assessment-modeller

Integrerede modeller og deres anvendelse på miljøproblemer som forsurening, eutrofiering og troposfærisk ozon giver information baseret på kombination af data, der beskriver emissioner af luftforureninger, reduktionsomkostningsfunktioner, deposition der skyldes langtransport af luftforurening og effekter af luftforureningernes deposition. Disse modeller kan anvendes til at generere og evaluere strategier for reduktioner af langtransporteret luftforurening svarende til miljømålsætninger og økonomiske målsætninger.

Hordijk (1995) beskriver fire basale aktiviteter i IA:

1. Integration: Indsamling og kombination af videnskabelig viden, såsom databaser, modeller og scenarier
2. Vurdering og risiko analyse: Review af vidensstatus i relevante fagområder som kan anvendes i politiske analyser (policy analysis)
3. Politisk analyse: udvikle og anvende metoder og teknikker til at analysere og evaluere politiske muligheder
4. Dialog: Udvikle og anvende redskaber for en frugtbar dialog mellem videnskab, politik og samfund.

De tre første punkter har Geneve Konventionen kunnet opfylde, mens dialogen vel nok har fungeret mellem videnskaben og politik, men dialogen til den brede befolkning har været overladt til de nationale autoriteter.

Lineær programmering

Integrerede modeller dækker over et stort interesseområde, der indeholder mange forskellige typer af modeller. Mange af modellerne involverer en optimering ved brug af lineær programmering. Denne metode går ud på at udlede løsninger på komplekse problemer, som kan beskrives ved et sæt af lineære ligninger. Denne procedure antages at være anvendelige i analyser af grænseoverskridende luftfor-

urening, hvor et stort antal af kilder bidrager til miljøeffekter på mange lokaliteter. Metoden er blevet anvendt i de modeller, der danner grundlag for forhandlinger om protokoller.

Lineær programmering kan således anvendes til at bestemme en optimal strategi, hvorved miljømålsætningerne kan opfyldes for den mindste omkostning i Europa. Denne type af modeller forudsætter en simplificering af processer under transport af luftforurening, idet de atmosfæriske transportkoefficienter approksimeres til en lineær form. Metoden begrænser også antallet af trin, der beskriver de marginale omkostninger ved en reduktion af den relevante luftforurening.

I EU og i UNECE regi anses denne simplificering for acceptabel inden for de usikkerhedsniveauer, der i øvrigt gælder for denne modeltype.

To af de integrerede modeller, der anvendes under UNECE forhandlinger, er CASM, (Coordinated Abatement Strategy Model, Gough et al. 1994, Gough 1995) og RAINS (Regional Air pollution Information and Simulation, Alcamo et al. 1990). En tredje model ASAM, (Abatement Strategy Assessment Model, ApSimon 1995) er også blevet anvendt i forberedelserne. Denne model anvender en trinvis rangordningsprocedure til at generere reduktionsstrategier.

Alle tre modeller baserer deres beregninger på en lineær beskrivelse af input data, der beskriver emissioner, reduktionsomkostninger, atmosfærisk transport af emissioner og miljømålsætninger.

Hver reduktionsomkostning kan kun beskrives for bestemte teknologiske tiltag; energieffektiviteten og substitution mellem forskellige brændstoftyper betragtes som eksogene for modellerne. Både CASM og RAINS beregner den matematiske optimale løsning svarende til en politisk målsætning. I RAINS modellen er formålet at minimere de totale omkostninger.

CASM

CASM kan beregne optimale strategier på tværs af en række politiske målsætninger inklusiv omkostninger, som fx den totale deposition, der overskrider tålegrænserne. Modellen kan så beregne og kortlægge en procentuel landevis reduktion i forhold til 1980 emissioner, som kræves for at opnå en 50% reduktion i forhold til tålegrænserne og tilhørende geografisk fordelte tålegrænseoverskridelser. Tilsvarende kan modellen beregne procentuelle reduktioner på landsplan for at opnå minimale tålegrænseoverskridelser for de samme omkostninger som 50% reduktion i forhold til tålegrænserne. Emissions-scenarierne som input baserer sig på de enkelte landes officielle fremskrivninger og marginale omkostningskurver konstrueres ud fra disse og databaser på punktkilder. EMEP modellens atmosfæriske transportdata anvendes til at beregne den årlige deposition, som kan kombineres med to metodisk forskellige kort over tålegrænser.

ASAM

ASAM tager et skridt ad gangen, hvor den scanner emissioner i hver grid og på baggrund af beregninger udvælger de mest omkostnings-effektive tiltag med størst miljøeffekt. Modellen opererer med en række af prioriterede reduktionsmuligheder for at nå et givent mål. ASAM kan vægte betydningen af et ton svovl deponeret på forskelli-

ge økosystemer, og man arbejder på at udvikle dette aspekt til også at indbefatte kvælstofforbindelser.

ASAM modellen opnår oftest de målsatte grænser med mindre emissionsreduktioner end RAINS og CASM, bl.a. fordi modellen anvender selektive geografisk begrænsede reduktioner inden for et land, som især betyder noget for store lande med lokale følsomme økosystemer. Man opnår beregnede omkostninger pr. hektar beskyttet natur med denne model og omkostninger pr. ton reduceret svovludledning pr år. Man kan opnå en figur, der viser forholdet mellem arealet med overskredet tålegrænser for forsuring i Europa, som funktion af totale omkostninger og til Oslo protokollen blev reduktionen i forhold til tålegrænserne på 60% beregnet.

Alle tre modeller har bidraget med resultater af forskellige reduktionsstrategier over en række reduktionsscenerier ved at bruge officielle data indsamlet af UNECE. Alle tre modeller er blevet anvendt inden for forsuring og eutrofiering. RAINS er som eneste af de tre model ved at blive udbygget til også at omfatte troposfærisk ozon.

En nærmere beskrivelse af RAINS modellen fremgår i Appendiks A1.

6.2 IMIS-Luft

DMUs Integrerede Miljøinformationssystemer (IMIS) er også et eksempel, der dækker både luftforurening, pesticider, havmiljø, ferskvandsmiljø osv. IMIS og dets delsystem IMIS-Luft fokuserer på danske forhold men tager højde for europæiske tiltag og udenlandske bidrag til miljøproblemer deriblandt luftforurening.

IMIS baseres i videst mulig omfang på procesbaserede modeller når komplekse processer fx. atmosfæriske eller effekter skal beskrives. Dette er en afgørende forskel i forhold til de modeller der anvendes under EU og ECE. I det følgende kapitel 7 præsenteres det danske tålegrænsearbejde.

Det er meningen, at IMIS projekterne skal bidrage til den danske strategiske miljøplanlægning med det formål at kunne analysere internationale/europæiske så vel som danske miljømålsætninger. IMIS arbejdet på DMU har til delmål at køre scenarier for relevante miljøproblemer i forhold til et reference scenarie, der udspringer af Finansredegørelserne. Modeller og databaser udviklet på DMU og koordineret gennem IMIS-Luft arbejdet skal køre scenarier med det formål at følge konsekvensen på miljøet af udvalgte politiske styrmidler i form af afgifter, tabsfunktioner, m.m.

Dette arbejde involverer en række fagområder (økonomi, teknologi, kemi, meteorologi, jordbundsvidenskab, vandkemi, skovbrug og evt. medicin) og spænder fra samfundsøkonomiske scenarier, emissionskilder, omdannelse og transport af emissioner, et bredt spænd af forsørings- og eutrofieringseffekter og reduktionsscenerier.

Det turde fremgå, at IMIS arbejdet er ligesom andre integrerede modelsystemer en kompliceret affære, der involverer mange personer i et (ikke blot flerfagligt, men) decideret tværfagligt samarbejde. Man

er nødt til at kende til de øvrige faggruppers datamateriale, beregningsmetoder og usikkerheder af resultater for at kunne lave pålidelige integrerede analyser.

Emneområdet er kompliceret, men der er stigende tiltag til at forbedre en dialog med offentligheden ved at formidle og visualisere fx luftforureningsepisoder og deres konsekvenser for vegetation og sundhed via internettet.

7 Diskussion af de tekniske usikkerheder ved anvendelsen af tålegrænsekonceptet

Kapitlet indeholder en diskussion af de tekniske usikkerheder ved selve tålegrænsekonceptet og dets praktiske beregninger. Tålegrænseberegningerne danner grundlag for kortlægning af overskridelser af både loads og levels.

7.1 Critical loads

Niveau 0 tålegrænser

Empiriske tålegrænser kan man forsøge at fastlægge på flere eksperimentelle måder. Den måske mest anvendte er at lave dosis-respons forsøg på de forskellige økosystemer, hvilket har været gjort i en lang række tilfælde (se gennemgang af Bobbink et al. 1996). Ofte undersøger man relativt få parametre, fx ændringer i vegetations sammensætning eller en enkelt arts opførsel i relation til dosis. Integrerede studier, der kombinerer både meteorologi, atmosfærekemi, deposition, vegetation, mikrobiologi og jordvandskemi, er relativt sjældne. Problemet er her desuden ofte tidsskalaen for eksperimenter, hvor man meget sjældent med realistiske doseringer af forhøjet forsurende og/eller eutrofierende deposition vil opnå entydige resultater indenfor et forskningsprograms tidshorisont på 3-5 år. Derfor har mange eksperimenter været udført med meget urealistiske doser og ofte kun tilført økosystemet ad én eller få gange, hvilket begrænser fortolkningen af resultaterne i forhold til at fastlægge tålegrænser. Et andet problem kan opstå ved de meget følsomme økosystemer, hvis tålegrænse allerede formodes at være overskredet. I sådanne tilfælde kan man ikke udføre dosis-respons forsøg, men er nødsaget til at ekstrapolere baglæns fra sådanne forsøg, hvilket vanskeliggør konkrete fortolkninger (se Riis-Nielsen 1997).

Den anden mulighed for at opnå forståelse for empiriske sammenhænge er at sammenligne økosystemer med en tidslig eller rumlig gradient i depositionen. Dette kan fx være nåleskov fra nord til syd i Europa (EXMAN og NITREX programmer, se Gundersen et al. 1998b) over en gradient i deposition. I sådanne studier er svagheden at forskelle i klimatiske og edafiske forhold og forskellige management teknikker gør en entydig fortolkning vanskelig. Der er dog for nylig publiceret en række artikler på området, som bidrager til at fastsætte og vurdere tålegrænser for kvælstof for nåleskov i Europa (se fx Gundersen et al. 1998b).

Den tidslige dimension kan man få ved at gentage ældre studier og vurdere forandringer i relation til luftforureningen. I sådanne tilfælde har man problemer med, at andre forhold end depositionen er forandret, fx lysforhold og plejeforanstaltninger (Tybirk og Strandberg 1999, Falkengren-Grerup 1995). Derudover findes sjældent gamle integrerede studier, hvor man har haft inddraget kemiske målinger, så konklusionerne kan oftest kun blive på indirekte indikato-

rer såsom fremgang for morbundsplanter eller nitrofile arter i skove og tilbagegang for forsuringfølsomme.

Resultaterne giver sjældent et direkte bud på tålegrænserne for et økosystem, men der har på den anden side været udført så mange studier gennem de sidste to årtier, at de empiriske tålegrænser foreslået af Bobbink et al. (1996) formodentlig ikke vil ændre sig væsentligt.

Niveau 1

Forudsætningerne for den mest anvendte tålegrænse på internationalt niveau har tidligere været diskuteret grundigt på workshops i Skogkloster og Lökesberg (Grennfelt og Thörnelöff 1992). Siden Lökesberg har der været en generel accept blandt forskere om tålegrænserne, eller måske skyldes det at de forskere, der har været uenige, har koncentreret sig om andre områder. Der er dog tegn til, at forudsætningerne i nær fremtid vil blive genstand for fornyet debat, og en nyere gennemgang af forudsætningerne har påpeget en række mangler og forslag til nye måder at gribe opgaven an på (Løkke et al. 1996). I 1999 arrangerer DMU en international konference til at diskutere kriterier, metoder og biologiske indikatorer til vurdering af indirekte tålegrænser.

Konceptet anvender følgende tre elementer som udgangspunkt for at fastsætte tålegrænser for forsuring:

- en biologisk indikator som er en organisme(gruppe), der anvendes til at indikere status af økosystemet,
- et kemisk kriterium, der er den parameter, der resulterer i skader på den biologiske indikator og
- en kritisk kemisk værdi, som er den værdi af det kemiske kriterium, hvorunder der ikke sker nogen signifikant skade på den biologiske indikator.

Kemisk kriterium

For skove anvendes træerne oftest som biologisk indikator, og det kemiske kriterium er en forsurings/alkalinitets massebalance beregning. Det handler om at beregne, hvor meget syre jorden kan klare at neutralisere i det lange løb, hvilket er stærkt afhængig af jordbundens forvittringsrater, men også af vegetations vækst og biomassefjernelse mv. (se kap 6.1).

Flere kriterier har været anvendt, men i dag anvendes en basekation/aluminium ratio på 1 som det kemiske kriterium. Hvis en skovjords BC/Al ratio < 1 forventes det, at der opstår signifikante negative skader på økosystemet. Beregninger af denne ratio forudsætter detaljeret kendskab til jordens forvittringsrater og dermed frigivelse af basekationer. Men jordens forvittringsrater er meget dårlig kendt i de fleste tilfælde og afhænger formodentlig af jordens pH, temperatur og mængden af komplekse organiske forbindelser i jorden. Det formodes, at en biologisk indikator er mere afhængig af mineraliseringsrater for organisk stof, ændringer i puljer af udbyttelige basekationer og jordvandstilgængelighed.

Det biologiske grundlag for BC/Al ratioen på 1 er, at aluminium i høje koncentrationer er giftigt for planter, og at en forsuring vil med-

føre frigivelse af aluminium i jorden. Der er imidlertid en meget stor variation i arters respons over for aluminium. Rødgran er fx relativ følsom over for aluminium i sammenligning med andre nåletræer, mens skovbundsarter kan være langt mere følsomme. Skadevirkningerne af aluminium hænger sammen med ændringer i næringsstofoptagelse. Men der kunne formodentlig være mere biologisk ræson i at anvende pH eller tilgængelig calcium som indikator for planters fordeling i skove (Løkke et al. 1996).

I en del studier har man fundet at jordens BC/Al ratio > 1 selv om skoven viste tydelige tegn på skovdød, men her kan der være tale om kombinerede effekter af forsurening og overskridelser af tålegrænser for ozon. I mange tilfælde er man i dag tilbøjelig til at tolke skader på skoves vækst og vitalitet som en kombination af en række påvirkninger, hvor også naturlige klimatiske udsving spiller en rolle.

Tidsperspektivet

Gundersen (1991) fremsatte en meget citeret hypotese om skoves reaktion på øget kvælstofbelastning, hvor skoven i de første årtier vil reagere med øget vækst som følge af gødskningsvirkningen. Derefter vil der forekomme en udfladet vækstkurve, hvorefter skovens vækst vil falde igen som følge af næringsstofubalancer, forsurening af jordbunden og udvaskning af kvælstof. Tålegrænser for kvælstof baseres på et kriterium om udvaskning af nitrat på under 0.5-20 kg N/ha/år afhængig af økosystem type. Mange Europæiske skove formodes i dag at være i denne destabiliseringsfase og de mange eksempler på skovdød skal nok oftest fortolkes som et sammenspil mellem forsurening, eutrofiering og troposfærisk ozon.

Generelt gælder endvidere at effekter af tålegrænseoverskridelser oftest vil vise sig med en længere tidsforskydning. I modsætning til ozon-overskridelser opstår skaderne som følge af forsurening/eutrofiering, som indirekte virkninger forårsaget af ændringer i jordbundskemien. Jordbundskemien kan forandres langsomt gennem årtier uden synlig effekt på økosystemet. Fx kan heders morlag i Danmark immobilisere meget store kvælstofmængder på kort og mellemlang sigt, men ophobningen forventes at resultere i skader på længere sigt (Kristensen 1998). Dette kan derfor i sagens natur være særdeles vanskeligt at dokumentere gennem dosis-respons forsøg, men må kombineres med dynamisk modellering. De biologiske skader af forsurening og eutrofiering vil derfor forekomme forskudt i tid ligesom genopretning af skadede økosystemer efter reduktion af depositioner forventes at vare årtier.

En anden væsentlig forudsætning for niveau 1 beregninger af tålegrænser for skove er, at jorden forudsættes at være i en stabil fase. Men stort set ingen danske skovlokaliteter kan forventes at være i en stabil fase, da næsten al skov er plantet på tidligere landbrugsjord eller hedeområder. Men jorder antages generelt at være foranderlige størrelser som afhænger af klimaet, vegetationen (Nielsen et al. 1999) og udnyttelsen. Pludselige hændelser såsom tøbrud, havsalt oversprøjtning, skybrud eller tørke kan også påvirke skovjordens kemi væsentligt, hvor store puljer frigives/bindes/udvaskes på meget kort tid (Løkke et al. 1996). Disse faktorer ses som væsentlige begrænsninger for massebalancemodeller tålegrænseberegninger for skovjorder.

- Plantekemiske indikatorer* Man kunne i fremtiden forestille sig at planternes eller skovjorders organiske lags indhold af makro næringsstoffer kan være et lettilgængeligt udtryk for tålegrænseoverskridelser. Planternes N/P eller C/N forhold i blade eller jordbundens C/N forhold kunne tænkes at afspejle overskridelser af tålegrænser for nitrogen (Koerselman og Meuleman 1996, Gundersen 1998a).
- Biologiske indikatorer* Biologiske indikatorer skulle ideelt set reagere på tålegrænseoverskridelser, men biologiske organismer reagerer på en lang række parametre, som endog er forskellige fra art til art. Træer er formodentlig ikke en skovs mest følsomme organismer. Visse studier tyder på, at mycorrhizasvampe er meget følsomme organismer (Finlay 1995), som endog påvirker træernes og skovbundsurters vækst og vitalitet via deres symbiotiske interaktioner. Endvidere kan der argumenteres for, at jordlevende dyr eller følsomme lavarter burde være indikatororganismer i skove.
- At træerne fastholdes som indikatororganisme skyldes naturligvis også den store økonomiske interesse, der er for vedproduktionen.
- Niveau II beregninger* Jorder er ikke i en stabil fase med sine omgivelser, og der er også en betydelig årsvariation i jordbundskemien, så der kan rejses tvivl om anvendelsen af Steady State massebalancemodeller i tålegrænseberegninger (Løkke et al. 1996). Næste generation af modeller vil formodentlig være dynamiske modeller, som tager historiske forandringer ind og baseres på mere eksakt viden og variation i de lokale forhold. Hidtil har disse kun været anvendt i isolerede tilfælde (Bak og Tybirk 1996), da der kræves afprøvede modeller og store mængder data.
- Tålegrænseberegninger er en international metode til at beregne luftforurenings effekter på naturen, som har vist sin effekt i praksis, men fra et naturvidenskabeligt standpunkt er den hidtil anvendte metode meget kritisabel. Klare forbedringer, udvikling og metodevalidation er nødvendig for at tålegrænsekonceptet skal kunne bevare sin videnskabelige pålidelighed (Løkke et al. 1996).
- Skalaproblemer med konkrete beregninger* Beskrivelsen af hvordan man beregner og kortlægger tålegrænser i Danmark i afsnit 7.3.3 viser, at usikkerheden på de anvendte data er stor, og at der er store mangler i et komplet datasæt. Det er dog også klart, at det nødvendige datamateriale er meget omfattende for at kunne lave pålidelige beregninger og kort over tålegrænser med en ønsket opløsning. Kortmaterialet kan ikke blive bedre end datagrundlaget, så for at forbedre pålideligheden af kortene må man til stadighed revidere og forbedre datagrundlaget. Det er på mange fronter, man skal sætte ind - især forskning i jordbundsdata, målemetoder og modeller til depositioner, hvorimod der er sat arbejde i værk for at opnå bedre dækning af økosystemers udbredelse (§3 registreringer, CORINE+ kort).
- Hornung et al. (1995) påpeger, at det er tilgængeligheden af data for de forskellige variable i ønsket skala, der er afgørende for resultaterne. Tålegrænsekonceptet er udviklet til regional skala, og det er vanskeligt at gå ned i skala uden at få problemer med datakompatibilitet og opløsning. Data kan fx være refererede i rum, dvs. geografisk po-

sition er direkte repræsenteret på kort, eller data kan være en statistisk sum for en gridcelle, fx beregnede mineralogi kort. Disse to typer er altid problematiske at kombinere. Der går naturligvis store informationsmængder tabt ved at gå fra fin opløsning til grov - mange følsomme receptorer forsvinder i den statistiske sum for en stor gridcelle. Men netop derfor kan lokal skala beregninger være væsentlige for at definere receptorer og lokale kilder (fx NH_3 i DK).

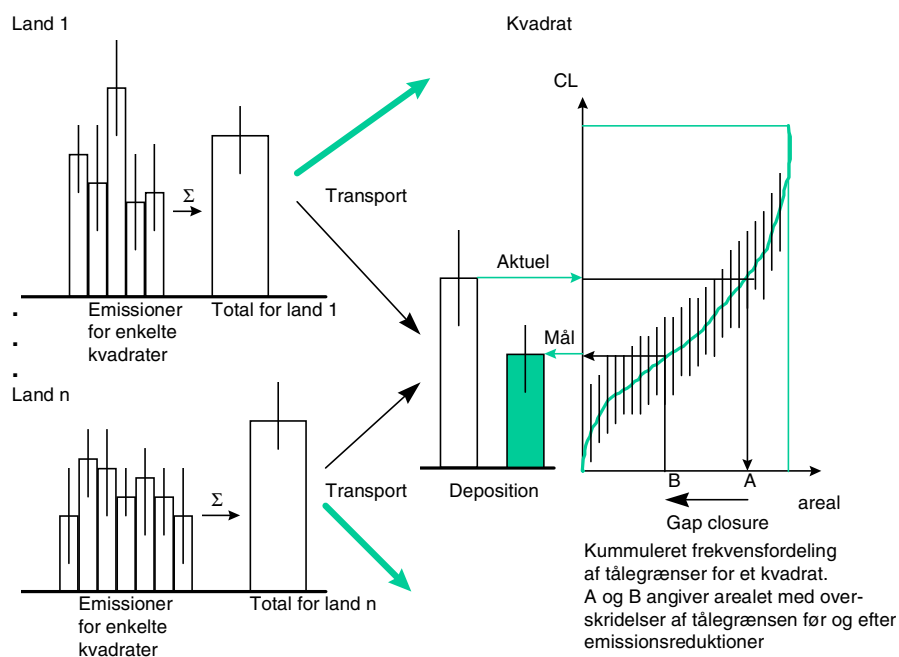
Usikkerheder med forskellig dataopløsning

Beregninger af overskridelser af tålegrænser indebærer kombinationen af usikkerheder i bestemmelsen af tålegrænsen og rumlig variation i de beregnede depositioner. Der er også rumlig variation inden for de felter, hvor tålegrænsen er beregnet og usikkerhed på de beregnede depositioner, men typisk har de beregnede tålegrænser en væsentlig højere opløsning end de anvendte depositions grid. Usikkerheden i de beregnede tålegrænser ligger både i datagrundlaget og i de benyttede metoder. Data er typisk hentet fra landsdækkende kort og vil derfor have betydelig usikkerhed i de enkelte punkter. Sikkerheden i bestemmelsen af depositionen på et grid afhænger af opløsningen - i et stort grid kan gennemsnitsdepositionen bestemmes med god sikkerhed, men usikkerheden stiger med øget opløsning.

Den rumlige variation i depositionen inden for et grid kan reduceres ved at øge gridets opløsning, så EMEP har besluttet at gå fra 150 km x 150 km til 50 km x 50 km grid. Dette medfører større usikkerheder i den beregnede gennemsnitsværdi for et grid, men det kompenseres i nogen grad af den tekniske udvikling af transportmodellen (se kap. 4). Det giver dog også øget usikkerhed på beregninger af tålegrænser i et grid, da der vil være færre beregningspunkter i hvert grid. Beregninger har vist, at den danske tålegrænse database indeholder tilstrækkeligt med beregnede punkter (30.000 for tålegrænser for forsurening og 10.000 for eutrofiering) til, at det giver mening at operere med 50 km x 50 km grid. Dette er dog ikke tilfældet i alle lande, og det giver derfor ikke mening at ønske højere opløsning, før det basale datagrundlag er forbedret. Yderligere diskussion af usikkerhederne ved deposition af ammoniak i 5 km x 5 km grid fremgår af Bak (Bak 1999). Coordination Center for Effects under Geneve Konventionens har vurderet usikkerhederne på tålegrænser for forsurening til at være på 30-40% (Hettelingh og Janssen 1993), især pga. usikkerhed i beregning af jordens forvittringsrater. Der arbejdes på en tilsvarende kvantificering af danske usikkerheder i beregninger af tålegrænser (Bak, in prep.).

Figur 7.1 viser, hvordan usikkerheden på det beregnede depositionsmål for et enkelt grid er sammensat af usikkerheder på emissioner, transportberegning og tålegrænser.

Den aktuelle deposition i gridet er sammensat af bidrag fra en række lande og indeholder dermed både usikkerheder fra emissionsscenerier for de enkelte lande og fra den foretagne transportberegning. Usikkerheden på et lands samlede emissioner er mindre end usikkerheden på emissionerne fra et enkelt grid eller fra en enkelt sektor. Usikkerheden på den samlede deposition i et grid er endvidere mindre end usikkerheden på det beregnede bidrag fra et andet grid eller fra et enkelt land.



Figur 7.1 Usikkerheden på et beregnet depositionsmaal i et grid er sammensat af 1) usikkerheder på emissionsscenerierne for de lande, der bidrager med deposition til gridet, 2) usikkerhed på beregning af den atmosfæriske transport og 3) usikkerhed på de beregnede tålegrænser. Størrelsesordenen af de enkelte usikkerheder er på figuren for et tænkt eksempel illustreret ved angivelse af varians intervaller.

Den samlede usikkerhed på de beregnede depositioner i et grid fra emissionsopgørelser i de mest betydende lande og fra transportberegningen har tidligere været skønnet til at være 27% (Alcamo og Bartnicki 1989), hvoraf en del stammer fra år til år variation i den anvendte meteorologi. Usikkerheden må forventes at være mindre i den nuværende udgave af RAINS, hvor transportmatricerne bygger på 10 års meteorologi, men nogen konkret vurdering er ikke publiceret. Her er vi tilbage i problemet med, at man kan vurdere de tekniske usikkerheder på delområder, men det er meget vanskeligt at sammenligne usikkerheder på fx transportberegninger med usikkerheder på økonomisk optimering (se endvidere appendiks 1).

Sammenholdes den beregnede deposition med den kumulerede frekvensfordeling af tålegrænser i gridet, kan det samlede areal med overskridelser af tålegrænsen findes. Tilsvarende kan den deposition, der vil føre til en ønsket reduktion i arealet med overskridelser af tålegrænsen findes fra den kumulerede frekvensfordeling. Frekvensfordelingen er sammensat af en række beregnede tålegrænser for forskellige økosystemer og geografiske lokaliteter. Usikkerheden på det beregnede depositionsmaal fra de beregnede tålegrænser vil afhænge af usikkerheden på de enkelte tålegrænser samt antallet af beregningspunkter og kurvens form i det interval, der anvendes i optimeringen. Usikkerheden vil dog være mindre end usikkerheden på den enkelte beregnede tålegrænse.

Den samlede gennemsnitlige usikkerhed på de beregnede depositionsmaal for et grid fra usikkerheder i deposition og tålegrænser skønnes at være 20-30%. Der vil dog kunne være store forskelle mellem forskellige grider.

7.2 Critical levels for ozon

I Europa beregnes overskridelser af ozon som den akkumulerede timemiddelværdi af ozon, der overstiger en tærskelværdi på 40 ppb, AOT40. Der er opbygget en videnskabelige database, der ligger til grund for tålegræseberegningerne baseret på europæiske og nordamerikanske eksperimenter. AOT40 er accepteret som en egnet indikator for tålegrænsen for ozon. Alle ozon timegennemsnit, som er lig med eller større end 40 ppb, akkumuleres. Denne tålegrænse regnes for kritisk i vækstsæsonen (på tre måneder for afgrøder og naturlig vegetation og på seks måneder for træer).

Der knyttes usikkerheder omkring disse tal, der imidlertid er grundlaget for tålegrænse fastsættelsen til beskyttelse af økosystemer i Europa. Disse tekniske usikkerheder vil blive gennemgået i denne sektion. Det drejer sig især om valget af tærskelværdien 40 ppb som tålegrænsen for ozon for vegetation og om beregninger af AOT40 værdier.

30 ppb eller 40 ppb ?

Som nævnt defineres tålegrænser for ozon på basis af den akkumulerede eksponering over 40 ppb (AOT40). Denne værdi er blevet valgt, fordi 40 ppb ligger tæt på de aktuelle baggrundskoncentrationer af ozon og koncentrationer over denne værdi skyldes primært antropogene aktiviteter i Europa, der medfører emissioner af luftforurenninger, der indgår i ozondannelsen. Det betyder også, at denne definition ikke er valgt af biologiske grunde. Især i Skandinavien har man diskuteret om, hvorvidt man skulle vælge en tærskel koncentration på 30 ppb. Flere studier viser, at den statistiske forskel i dosis-respons sammenhængene mellem fx afgrødeudbytte og ozonkoncentrationer er små om man vælger AOT30 eller AOT40 for hvededata (Fuhrer 1994; Pleijel 1996). Men det viser sig også at forholdet mellem hældningerne for linierne for AOT40 og AOT30 var 1.24 (Pleijel 1996). Selv om de to linier forudsiger udbyttetab af samme størrelsesorden ved høje AOT40 og AOT30 værdier, så gælder dette ikke ved lave værdier. De fremskrevne udbyttetab er højere, når AOT30 værdier anvendes.

Dette kan betyde, at der kan være et større areal, hvor tålegrænser overskrides, hvis man baserer sine beregninger på en AOT30 tålegrænse i stedet for en AOT40 tålegrænse. Dette vil især være tilfældet i Skandinavien, hvor AOT40 værdierne er forholdsvis små. I Skandinavien fremhæves det således, at 40 ppb tærsklen er for høj, og at det er ud til, at der er effekter af ozon på lokaliteter, hvor en koncentration af 40 ppb sjældent overskrides (Skärby et al. 1994).

AOT40 under realistiske forhold

Tålegrænserne for ozon beregnes på basis af data fra eksperimentelle med landbrugsafgrøder og unge træer eksponeret i åben-top kamre (OTC). De faktiske beregninger og efterfølgende kortlægning af overskridelser af tålegrænser for ozon i Europa udføres udfra målinger på overvågningsstationer. De forhold, hvorunder planterne vokser under eksperimenterne, er vidt forskellige fra forholdene ude i marken. I OTC er der fx en konstant ventilation, der skal sikre, at der sker en ensartet opblanding af luftforureningen, og som minimerer fluksen af almindelig luft ind i kamrene. Derudover måles ozon koncentrationerne typisk lige over afgrøderne eller træerne i OTC, hvorimod

ozon måles i en højde på 2-3 m ved overvågningsstationerne. Dette er over højden af de fleste dyrkede afgrøder, græsarealer og mange typer semi-naturlig vegetation.

Lav vegetation

For afgrøder og lavt voksende vegetation kan effekten af målehøjden i alle tilfælde for afgrøder være betydelig og medføre store fejl i estimeret af overskridelsen af tålegrænsen. Svenske eksperimentelle data over en bygmark viser betydelige gradienter af AOT40 over en meget kort vertikal afstand blandt andet på grund af variationer i lokal topografi og meteorologi. Aktuelle AOT40-værdier i afgrødehøjde viste sig at være 80% mindre end de kortlagte værdier (Pleijel et al. 1995).

Der er således et potentiale for betydelige overvurderinger af omfanget af overskridelser af tålegrænser for lavt voksende vegetation som græsarealer, heder og dyrkede afgrøder. Alle ovennævnte studier er udført i det nordlige Europa, hvor AOT40 domineres af kroniske eksponeringer til relative lave koncentrationer. Effekten i mere sydlige lokaliteter, hvor episodisk eksponering har større betydning kan være mindre i størrelse, og det vil derfor være uforsigtigt at korrigere AOT40 beregningerne før, der er udført flere undersøgelser.

5 års middel af AOT40

Hvordan beregninger af tålegrænser og deres overskridelser udføres har stor indflydelse på, hvor udbredt de potentielle overskridelser af tålegrænser er. Efter Kuopio mødet er beregningen af AOT40 værdier ændret fra at blive udført for det værste år i løbet af de sidste fem år til at beregnes som en middel AOT40-værdi over 5 år. Fra et statistisk synspunkt er det tiltalende at kortlægge AOT40 midlet over flere år, idet det giver et bedre og mere robust datagrundlag, og at det burde vise den gennemsnitlige rumlige fordeling over regionerne.

Denne fremgangsmåde fanger imidlertid ikke de effekter på vegetation som skyldes, at ozon koncentrationen kan variere dramatisk fra år til år afhængig af de øvrige klimatiske variationer. For et-årige planter og afgrøder, kan hvert eksponeringsår betragtes hver for sig. Situationen er mere kompliceret for træer og længere levende planter.

Træer

Over fem år kan et træ udsættes for den samme totale AOT40 ved, at der er fx 5 år med en relativ konstant ozon eksponering eller ved at det udsættes for en blanding af høje og lave koncentrationer over årene. Dette har ikke nødvendigvis den samme biologiske effekt, idet det vides, at en ozoneksponering i løbet af en vækstsæson kan have en effekt i det følgende år på plantens metabolisme og vækst i det følgende år. Dette gælder både for træer og for planter som fx kløver (Rebbeck et al. 1988; Power 1993). Det kan også forventes, at det ikke alene er ozonkoncentrationerne, som varierer fra år til år men også den rumlige fordeling af ozon eksponeringen.

Betydningen af de øvrige vækstforhold

Fortolkningen af de årlige variationer i AOT40 med hensyn til effekter udføres med stor forsigtighed. I løbet af somre, hvor AOT40 værdier er høje, kan man også forvente, at jordvandunderskuddet er stor. Dette betyder, at ozon optagelsen af vegetationen begrænses af stomatalukning i løbet af varme og tørre somre og det kan ikke forventes, at der er større effekter af ozon i løbet af disse år.

Ozoneksponeringen

Selv om AOT40 eksponeringsindikatoren tager højde for varigheden af eksponeringen, så antager den, at alle planter har den samme tålegrænse på 40 ppb overfor ozon. AOT40 vægter ikke ozon koncentrationen, men fjerner blot de lave koncentrationer under en specificeret grænseværdi (på 40 ppb). Man må derfor mere betegne AOT40 som en indikator for tålegrænse overskridelser end en indikator for maksimale koncentrationer.

Selv om der er en lineær sammenhæng mellem AOT40 og planternes respons under eksperimentelle forhold, så er der tale om en kunstig situation, fordi ozon tilføres i relative konstante koncentrationer og på bestemte tidspunkter af dagen. I virkeligheden vil ozon eksponeringen være mere tilfældig og episodisk. Det er derudover vigtigt, at forstå i hvilket omfang AOT40 eksponeringerne i Danmark består af korte akutte episoder med relativ høje koncentrationer eller lange eksponeringer med relativ lave koncentrationer.

Dette kan rejse mange spørgsmål, idet episodernes tidslige fordeling kan have en indflydelse på effekternes omfang, idet blandt andet planternes udviklingsstadiet har en indflydelse på deres følsomhed. På grund af variationer i planternes følsomhed på grund af deres udvikling, kan disse forskelle have ført til meget forskellige effekter på vegetationen, selv om de årlige AOT40 værdier har været sammenlignelige.

Vækstsæsonen

Definitionen af, hvilken periode der skal anvendes, når den kumulative eksponering over 40 ppb skal beregnes, er kritisk. Hvis perioden er for lang, så beregnes en kunstig høj AOT40 værdi, som indeholder perioder, hvor vegetationen ikke er kommet op eller er i vinterdvale, og dermed hvor kun lidt ozon bliver optaget. Omvendt, hvis perioden er for kort, så beregnes der en værdi, der er for lav, og perioder hvor vegetationen udsættes for signifikante effekter af ozon undlades.

Det nemmeste vil være at beregne AOT40 værdien over en vækstsæson, som ville variere alt efter lokaliteten afhængig af arealanvendelse og klima. Efter Kuopio mødet blev der af hensyn til modeller fastsat en fast tålegrænse, fordi de faggrupper, der udfører kortlægningen af ozon, har brug for konsistente og veldefineret tidsperioder.

Afgrøder

For afgrøder er vækstperioden defineret af de lokale dyrkningsmønstre. For hvede er anvendelse af maj, juni, juli passende for Danmark. Når AOT40 anvendes på Danmarks dyrkede areal generelt, og ikke kun vårhvede, så bliver situationen mere kompliceret, idet vækstsæsonen for andre afgrøder som fx raps og kartofler er forskellige. De nuværende metoder til at evaluere overskridelser af tålegrænser giver en generel risikovurdering for Danmark, hvorimod en fast maj til juli periode kan føre til misvisende konklusioner afhængig af de lokale afgrøder. En mere detaljeret analyse af dyrkningsmønstret i forbindelse med sæson ozonmønstre er nødvendige for at kunne opgøre betydningen af denne faktor på de individuelle afgrøder.

Afgrøder

Effekten af beregningen af AOT40 for afgrøder over forskellige periode på tre måneder er blevet undersøgt for engelske forhold. Resultaterne for de fleste lokaliteter for en 5-årig middel AOT40 værdi viser, at maj-juli perioden enten indeholder de højeste AOT40 værdier eller værdier, der er af samme størrelsesorden som AOT værdier i andre 3-måneders perioder. Dette betyder, at valget af perioden maj til juli er konsistent med forsigtighedsprincippet, der ligger bag Niveau I tilgangen og skulle sikre, at kortene ikke viser manglende overskridelser af tålegrænser i områder, hvor negative effekter af afgrødeudbyttet kan finde sted.

Skove

For skove er situationen anderledes, idet der er valgt en længere vækstsæson på 6 måneder. For løvtræer, som danner nye blade hvert år, har AOT40-værdien i perioden april til maj, hvor bladene ikke er kommet frem, stor betydning. Dette afhænger af art, sort, lokalitet og klima. For stedsegrønne træer og planter er situationen mere kompleks. Knopskydningen danner et nyt sæt nåle, som er mere følsomme for ozon, men som også øger ozon fluksen til de ældre nåle. En periode af AOT40 værdier før bladvækst har stor betydning. Men en markant ozon fluks til ældre, overvintrende nåle kan ske på varmere dage i marts, og muligheden for en yderligere signifikant eksponering i løbet af denne periode kan ikke udelukkes.

Konklusioner

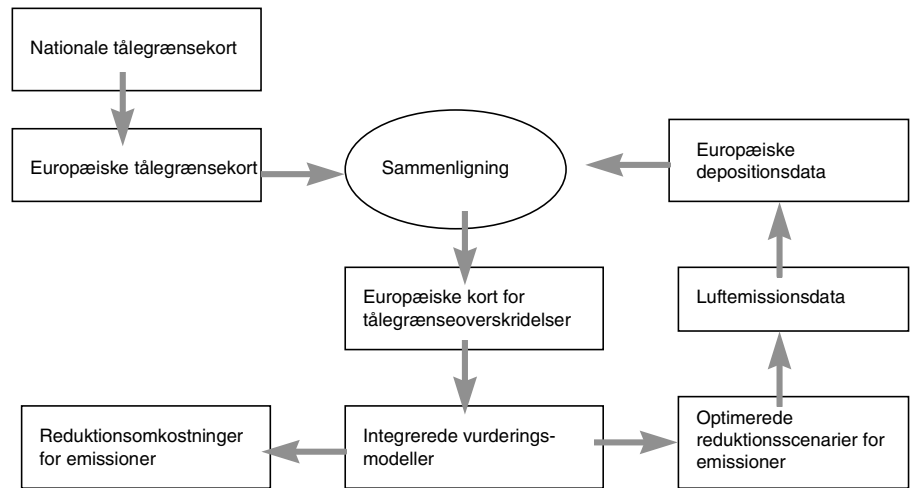
Overskridelser af tålegrænser for ozon, critical levels, kan overføres til en reduktion i udbytte og biomasse produktion, men kan også betragtes som en indikator for en øget risiko for skader på grund af øget ozonkoncentrationer. Både målinger af profiler og modelberegninger viser, at der er meget store gradienter i AOT40 værdierne nær ved overfladen. For afgrøder og andet lav vegetation introduceres der en fejl, idet de kortlagte AOT40 værdier er baseret på målinger taget i en højde på 3-5 meter over jordoverfladen.

7.3 Usikkerheder ved kortlægning af tålegrænser

7.3.1 Critical loads

Kortlægningsarbejdet spiller i dag en afgørende rolle for anvendelsen af tålegrænsekonceptet. Det er vigtigt, at beslutningstagerne kan visualisere resultaterne af forskellige tiltag på kort. Det komplicerede arbejde med at kortlægge tålegrænser for forskellige økosystemer med forskellig jordbund i forskellige regioner hjælper meget på politikere og lægfolks opfattelse af problemet. Derudover kan man visuelt opfatte, hvor kilderne er størst, hvor overskridelser og dermed forventede skader er størst, og derfra gå i gang med en vurdering af reduktionsmålsætninger og tiltag.

Kort er centrale for anvendelsen, udbredelse og fortolkning af tålegrænsearbejdet, men man skal dog i høj grad være opmærksom på en række faktorer, som kan medvirke til usikkerheder, præsentation, fortolkning eller endog manipulering. Et forsimplet billede af kortlægningens proces, som en central del af arbejdet er skitseret i figur 7.2.



Figur 7.2 Skitse af anvendelsen af kortlægningsprocessen for tålegrænser i strategisk miljøplanlægning.

Datagrundlaget for kortlægningen af tålegrænser i Danmark

Mange gange vil det statistiske materiale til grund for kortlægningen være mangelfuld, dvs. man benytter sig af ekstrapolationer ud fra relativt få undersøgelser. I dette afsnit beskrives centrale dataelementer, deres beregning, usikkerheder og anvendelse til at give landsdækkende data til kortlægning af indirekte tålegrænser. Det drejer sig om jordbundsdata, økosystemdækning, beregning af deposition, vandbalance og optagelse af næringsstoffer til plantevækst. Dette afsnit baseres hovedsageligt på Bak (1996). Nye digitaliserede jordbundskort er netop blevet tilgængelige fra GEUS, Miljø- og Energiministeriet.

For den danske kortlægning af tålegrænser ligger datagrundlaget i forskellig skala, tabel 7.1.

Tabel 7.1 Datagrundlaget for kortlægning af tålegrænser i Danmark

Parameter	Opløsning
Jordmineralogi	60 punkter i landet
Jordtekstur	1:500.000
Geologisk oprindelse	1:500.000
Skovgrænser	1:500.000
Produktionsklasser i skovbrug	1:500.000
Økosystemudbredelse	1 km net
Deposition (S og N)	1-5 km net
Meteorologi	1: 1.000.000

Der kortlægges i Danmark tålegrænser for skovøkosystemer fordelt på gran, fyr, bøg og eg, permanente græsningsarealer samt heder og moser.

Jordbund

Jordbundsdata er basale i forhold til tålegrænsen fastsat med massebalanceberegninger og dermed kortlægningen. Jorden syreneutraliserende kapacitet bestemmes ud fra jordens forvittringsrate - der igen afhænger af jordens tekstur, vandbalance og mineralogi. I Danmark

har vi en jordklassificering fra 1976 udarbejdet på 1:500.000, som angiver tekstur og geologisk oprindelse. Mineralogien er derimod kun undersøgt i 60 punkter bl.a. i forbindelse med anlæggelsen af naturgas og dækningen er meget dårlig i Midt- og Nordjylland, hvor variationen i udgangsmaterialet er størst.

Man kender altså kun i grove træk danske jorders mineralogi og må derfor ekstrapolere disse data for at kunne beregne tålegrænser. Man anvender kort over 11 geologiske klasser, som danske jorder er inddelt i, "standardiserede" horisont tykkelser og derudfra ekstrapolerer for de ni mineraler, der er nødvendige input til PROFILE-modellen. På denne måde kan man lave nationale kort for hvert mineral og lægge disse oven på hinanden og opnå et tilsyneladende fornuftigt kort over Danmarks mineralogiske klasser (se detaljeret beskrivelse i Bak 1996).

Økosystemdækning

EU's CORINE-program er ved at afslutte kortlægningen af økosystemer. Hidtil har man dog måttet anvende DMUs arealanvendelses kort på 1 km x 1 km net inddelt i fire klasser, dvs. opløsningen på arealanvendelsen reelt er på 25 ha. Her vil man ofte ikke få små naturtyper som småskove, heder og moser med. Signaturen for moser på dette kort dækker derudover såvel højmoser som lavmoser, strandenge og strandsumpe, som hver for sig har meget forskellige tålegrænser, så dette kortmateriale som udgangsmateriale vanskeliggør fortolkningen af tålegrænser.

Disse digitaliserede 4 cm kort indeholder ingen data for træarter og produktionsforhold i skovene, så disse informationer er hentet i skovregistreringen fra Landbrugsministeriet i 1984. De digitaliserede data stemmer dog ikke overens med 4 cm kortene, og der er således udført en tilpasning til skovregistreringen. Der er her tale om usikkerheder på mellem 10 og 40% for de forskellige skovtyper. Når §3 registreringerne er tilendebragt i amterne, vil der kunne udarbejdes langt mere sikkert datagrundlag for dækningen af økosystemer.

For græsarealer er 4 cm kortenes engangivelser anvendt, men da det er væsentlig mindre end Danmarks Statistiks opgørelse over permanente græsningsarealer, er denne forskel fordelt over det resterende landbrugsareal. Dette medfører, at tålegrænser for forsuring af permanente græsarealer bliver beregnet for det meste af Danmarks landbrugsareal på denne måde. Det resulterende kort over dækningen af økosystemer i Danmark fremgår af Bak (1996).

Depositioner

Til beregninger af deposition for svovl anvendes stadig en metode udviklet i 1991, hvor EMEP data anvendes for luftkoncentrationer af SO₂ og SO₄ samt nedbørskoncentrationer og tørdeposition af SO_x. Grunddata er derfor på 150 km x 150 km net. Deposition af basekationer (Ca, Mg, K og Na) er beregnet med en simpel model, hvor afstanden til vestkysten er afgørende.

For kvælstofforbindelser er der netop foretaget nye beregninger for Danmark for 1996 (Bak et al. 1999). Dette viser et fald i depositionen fra et gennemsnit på 21 kg N/ha/år i 1990 til ca. 15 kg N/ha i 1996.

Vandbalance

Jordens vandbalance er modelleret ud fra en ekstrem forsimplet beregning skønnet ud fra tilgængelige kilder: en såkaldt brutto nedbør fratrækkes et tab på grund af fordampning på 50, 122 og 222 mm for hhv. græs, løvskov og nåleskov (dog max 20% af nedbøren) for at opnå en såkaldt netto nedbør. Afstrømningen beregnes som netto nedbøren minus et tab fra fordampning fra vegetation og jord på 350 mm for græs og 450 mm for skov, dog skal afstrømningen udgøre mindst 25% af brutto nedbøren.

Vækstoptag

Optag af næringsstoffer recirkuleres i vid udstrækning i systemet, og derfor skal kun nettofjernelsen af næringsstoffer med i beregninger af massebalance. For græsarealer anslås et nettooptagelse på 4 kg N/ha/år, og tilsvarende beregner man nettofjernelsen af N og basekationer i skovbruget ud fra konstanter ganget med skovbrugets produktionsklasser.

Datagrundlaget for danske tålegrænseberegninger og kortlægning af overskridelser er langt fra ideelt, men det kræver bred og langsigtet indsats at forbedre datagrundlaget væsentligt.

7.3.2 Critical levels

Luftforurenings koncentrationer måles ikke ved alle lokaliteter. Derfor anvendes modeller for luftforurening til at dække hele Europa og til at vurdere konsekvenserne af kontrolstrategierne. Modellerne stiller store krav til de meteorologiske og kemiske input data, især luftforureninger som NO_x og O_3 , som har en kompleks ikke-lineær atmosfærekemi. Dette kan sætte begrænsninger på modellernes rumlige og tidslige estimat af koncentrationerne.

Det har været svært at beskrive den rumlige fordeling af eksponeringen af vegetation for ozon over Europa på grund af manglende overvågningsdata, af den store variabilitet i ozonkoncentrationerne og det manglende kendskab til de mekanismer, der regulerer ozon eksponeringen af terrestriske økosystemer. For at kunne forudsige effekter af ændringer i depositioner/koncentrationer på økosystemet kan numeriske og statistiske modeller anvendes til at forfine tålegrænserne. Sådanne modeller kan beskrive hvorledes faktorer som næringstofftilstanden, jordfugtighed, m.m. påvirker tålegrænsen.

For at kunne udføre pålidelige repræsentationer af økosystemrespons på depositions/koncentrationsændringer skal man have kendskab til de vigtigste geokemiske og biologiske processer, som påvirker systemerne. De biogeokemiske processer, som kontrollerer jordbundsprocesser, er velkendte (sulfat deposition). Derimod er en konsensus, der vurderer de biologiske konsekvenser af forurening, en endnu ikke veludviklet. Både den kemiske og den biologiske effekt af en høj kvælstof deposition til terrestriske systemer er stadig under debat hovedsagelig pga. effekter, der skyldes den biokemiske transformation af de forskellige kvælstofforbindelser. På den samme måde gør det store antal af interaktive stress-faktorer, der påvirker terrestriske systemer, det svært at kvantificere tålegrænser for de fleste luftforureninger ved brug af proces-baserede modeller.

7.3.3 Usikkerheder i beregninger og kortlægningsmetoder

Som nævnt afhænger usikkerhederne i høj grad af data tilgængelighed og skala. I det følgende gives en oversigt over de beregnede usikkerheder for de forskellige depositionsestimater. Disse er baserede på sammenligninger mellem EMEP-beregninger, EMEP målinger og andre modellers beregninger. EMEP modellen kan i dag ikke give estimater over variation i beregninger af deposition i en gridcelle, men nationale beregninger kan give sådanne mere detaljerede oplysninger og skal således bruges bl.a. til at kalibrere EMEP modellen (EMEP 1997, 1998).

Ud over EMEPs beregningsusikkerheder er der også usikkerhed på de indgående data til modellen. Sådanne subgrid koncentrationsgradienter på grund af lokale kilder giver en estimeret usikkerhed på 25% på datainput.

Disse tekniske overslag over usikkerheder, se tabel 7.2. kan virke meget voldsomme, men når disse indgår i den overordnede beslutningsproces tillægges de enkelte usikkerheder mindre betydning.

Tabel 7.2 Oversigt over kalkulerede usikkerheder til beregninger af deposition (UBA 1996)

Parameter	Usikkerhedsfaktorer	Usikkerhed	Resultat
Tør deposition af S og N	emissioner		Total:
	koncentrationer	20-100%	50-100% usikkerhed i 20x10 km grid
	overflademodstand og fugtighed	systematisk fejl	
	komplekst terræn		
Deposition af basekationer	depositions hastighed, BC-koncentrations-kort, (scavenging)	30-50% afh. af lokale kilder 50-100%	Total: 80-120% usikkerhed i 10x20 km grid
	Våddeposition	mgl. repræsentativitet af målepunkter	Se Berg & Schaug 1994 Gennemsnitlig usikkerhed i 50x50km grid på 50%, højere i komplekst terræn
Total deposition	våddeposition	rel. lille	total for forsurende N og S: 70-120%
	tørdeposition	rel. stor	
	tågedeposition		total for basekationer: 70-140%

8 Anvendelse af tålegrænser i strategisk miljøplanlægning

Et af hovedformålene med denne rapport er at diskutere tålegrænsekonceptet og dets anvendelse i strategisk miljøplanlægning. Hvor vi i kapitel 7 gennemgik de tekniske usikkerheder ved tålegrænsekonceptet og dets beregninger, vil vi i dette kapitel gennemgå usikkerheder i kæden af modeller, der kobler overskridelser af tålegrænser og deres effekter til udviklingen i samfundsøkonomi og økonomiske sektorer.

Naturvidenskab og politiske mål

Tages usikkerheder i betragtning bør integrerede modeller betragtes som en hjælp til at formulere mulige projektioner i fremtiden, og ikke som en måde at generere fremskrivninger. Integrerede modeller kan ikke betragtes som sandhedsmaskiner, men kan anvendes som heuristiske værktøjer til at udforske fremtiden.

At arbejde med integrerede modeller forudsætter også en accept af usikkerheder og begrænsninger i viden. I lyset af Geneve Konventionens arbejde har tålegrænse arbejdet bidraget til anvendelse af naturvidenskab som støtte for politiske beslutninger. Men på mange måder har man undgået videnskabelige diskussioner ved at lægge de politiske målsætninger fast fra begyndelsen og ved at indføre stramme retningslinier for de anvendte modeller. De anvendte modeller er meget simple, de anvender lineære midlet meteorologiske data, de betragter effekter repræsenteret af en enkelt indikator over en grov geografisk opløsning, energi forbrug og omkostningsdata er ligeledes forsimplede. Data er blevet anvendt heuristisk for at demonstrere tendenser, og deres resultater accepteres kun, når de er i overensstemmelse med almindelig sund fornuft efter konsensus diskussioner mellem nationale eksperter og beslutningstagere. Denne fremgangsmåde har været succesfuld i forbindelse med udarbejdelsen af svovl protokollerne. Men for andre luftforureninger eller klimaændringer, hvor der ikke er en a priori konsensus om de generelle tendenser, vil en større anerkendelse af behovet for flere og forskellige tilgange være nødvendig.

De naturvidenskabelige undersøgelser kan ikke alene løse komplekse miljøproblemer. Det er også vigtigt, at der stilles politiske spørgsmål. I praksis betyder det, at det ofte vil være forskere, der beskriver, hvilke spørgsmål de vil besvare og hvordan. Dette skyldes bl.a., at modelanvendelsen begrænses af, hvad modellerne kan beregne. Det er også et spørgsmål om tilgængelighed. For eksempel præsenteres RAINS modellen af IIASA, som værende tilgængelig for nationale beslutningstagere og andre, men de analyser der støtter forhandlingerne kan ikke udføres af brugerne af systemet. Dette placerer modelfolkene i en magtposition.

Accept af modeller

Videnskabelige data og modeller, der anvendes i strategisk miljøplanlægning som grundlag for de politiske beslutninger, skal være bredt accepterede. Denne forudsætning kræver at arbejdet har undergået de normale videnskabelige kriterier, dvs. åben videnskabelig

diskussion i tidsskrifter med peer review, åbne workshops og konferencer, der tillader kritik at komme til orde og at der er fri adgang til data og modeller, så andre har mulighed for at eftergøre resultaterne.

Under arbejdet med integrerede informationssystemer som et led i den strategiske miljøplanlægning skal den naturvidenskabelige troværdighed smelte sammen med de politiske prioriteringer, hvorved kriterier for evalueringen af resultaterne går ud over normale videnskabelige kriterier. Man skal altså smede delelementer med forskellige vurderingskriterier sammen, hvilket er en af de store udfordringer i IMIS. Delelementer i sådanne systemer skal evalueres hver for sig efter de sædvanlige kvalitetsnormer inden for området. Et fælles vurderingskriterium lader sig dog ikke opstille for hele kæden af elementer i DPSIR, når det anvendes til strategisk miljøplanlægning. Her bliver det kombinationer af tekniske muligheder, beregningsmæssige forsimplinger, politiske prioriteringer og pragmatiske muligheder for at opnå bred enighed, der bestemmer succesen af anvendelsen af Integrerede MiljøInformationSystemer.

Åbenhed og fri diskussion

Visse forfattere har påpeget, at det internationale arbejde med protokoller ikke opfylder alment accepterede krav til åbenhed og fri diskussion af forudsætninger og beregninger (fx Skeffington 1995). En del af det forberedende arbejde foregår på lukkede workshops for landenes officielle repræsentanter, hvor der udsendes dokumenter med begrænset læserkreds (mødedeltagerne). Samtidig findes der meget få kvalitetskontrollerede artikler, til grund for det videnskabeligt baserede arbejde. De anvendte data og modeller har i en vis udstrækning ikke reelt været tilgængelige for andre end de involverede grupper, og der kan derfor ikke tales om bred videnskabelig konsensus om modellernes anvendelighed. Et andet problem er, at man kun videnskabeligt kan reviewe dele af problemkomplekset, men når arbejdet bliver meget tværgående i integrerede analyser, kan man ikke reviewe i traditionel forstand, da kriterierne for de forskellige områder for kvalitet er forskellige.

Miljøstrategiske beslutninger

Tålegrænsen og dets anvendelse er et eksempel på, hvordan videnskabelig input kan anvendes til at understøtte miljøstrategiske beslutninger. Den stigende tilgængelighed af teknisk/videnskabelig information om emnet har gjort det muligt at definere scenarier som grundlag for politiske beslutninger. Et af formålene med IMIS er at blive i stand til at analysere forskellige scenarier af, hvordan luftforurening kan nedbringes.

Kort over tålegrænseoverskridelser synliggør de områder, hvor der er problemer. Kortlægning beskriver også, hvordan scenarier ændrer på overskridelser af tålegrænser i økosystemerne og økonomiske optimeringsberegninger og stimulerer processen i DPSIR-kæden, både ved scenarier for kravanalyse og konsekvensanalyse.

8.1 Nationale scenarier

Karakteren af de scenarier, der ønskes opstillet, og hvilke modelværktøjer, der derfor skal anvendes, vil variere efter, hvilken type problemstilling, der skal analyseres. De problemstillinger, som det

kan være relevant at belyse med scenarieanalyseværktøjer, kan bl.a. opdeles efter, hvorvidt de implicerer:

1. en bred integreret miljømæssig analyse eller en mere specifik analyse af et enkelt eller nogle nært beslægtede miljøtemaer, eller
2. konsekvensanalyser eller målopfyldelsesanalyser.

Scenarier opstillet til brug for konsekvensanalyser kan bl.a. belyse:

1. effekten af miljøpolitiske styringsmidler og indgreb med henblik på miljømålopfyldelsesgrad for et eller flere miljøtemaer,
2. konsekvenser af indgreb uden direkte miljøpolitisk sigte, hvor miljøeffekterne altså optræder som sideeffekter,
3. de miljømæssige konsekvenser af alternative generelle nationale eller sektorøkonomiske udviklingsforløb.

Det er karakteristisk for konsekvensanalyserne, at de typisk følger årsagssammenhængen i DPSIR-kæden dvs. (R->)D -> P -> S -> I: man ønsker at illustrere de miljømæssige konsekvenser af alternative udviklinger i de samfundsmæssige aktiviteter. Målopfyldelsesanalyser går typisk den anden vej: det analyseres, hvad opfyldelsen af en given miljømæssig målsætning (typisk relateret til enten S eller P) vil stille af krav til størrelsen af emissioner eller omfanget og karakteren af de økonomiske aktiviteter.

Der vil som oftest være en vis sammenhæng mellem de to led. Integrerede analyser vil typisk have karakter af konsekvensanalyser. Her er problemstillingen typisk knyttet til hele viften af alle de omfattede miljøtemaer, og alle disse behandles i én scenariesammenhæng. Omvendt vil problemstillinger, med henblik på afdækning af samfundsmæssige betingelser for at miljømæssige målsætninger kan opfyldes (målopfyldelsesanalyser), oftest blive analyseret for specifikke miljøproblemer for sig.

Scenarier i IMIS-Luft

I det følgende beskrives en række scenarier, man kan lave med de modelværktøjer, der er under udvikling i Danmark. I løbet af 1999 vil der blive arbejdet videre med de enkelte modellers scenarier, og der vil blive kørt såkaldt realistiske scenarier for områderne trafik og landbrug. Scenarierne skal vurdere og analysere danske forhold og vurdere danske data. IMIS-LUft kan også anvendes til at køre scenarier for energisektoren og for effekten af nationale og internationale reduktioner i emissioner af luftforurening.

Makroøkonomiske scenarier under IMIS-luft

En del af filosofien bag DPSIR-konceptet er, at næsten alle miljøproblemer udgår fra økonomisk aktivitet i form af forbrug og produktion. Makroøkonomiske scenarier, der beskriver udviklingen i disse økonomiske aktiviteter, vil derfor være af central betydning i den strategiske miljøplanlægning (se beskrivelse af ADAM i kapitel 3). Det er dog en begrænsning ved de makroøkonomiske modeller, at de ikke er gode til at regne på store ændringer, som ligger udenfor det historiske erfaringsområde. Empiriske økonomiske modeller som ADAM bestemmer befolkningens økonomiske adfærd med udgangspunkt i økonomisk teori og statistisk behandling af observatio-

ner af den faktiske historiske udvikling. Hvis fx prisniveauet begynder at falde (som ikke er set i 40 år) kan ADAM blot regne med negative størrelser, men modellen har ingen erfaringer som taler for at behandle fald på samme måde som stigninger. Det gælder derfor, at jo længere man fjerner sig fra et kendt mønster jo mere usikre bliver beregningerne. ADAM kan behandle, hvordan det plejer at gå, men kommer vi ud over det hidtil gældende, skal der regnes og vurderes økonomisk uden for ADAM (Dam et al. 1995).

Ønsker man at analysere sådanne drastiske ændringer, bør man etablere en dialog mellem den makroøkonomiske tilgang og den tilgang, som bottom-up modellerne tilbyder. Derved kan de miljømæssige konsekvenser af store ændringer, som kan forventes på luftforureningsområdet beskrives. ADAM har således været anvendt til de økonomiske fremskrivninger som forudsætning for de miljømæssige beregninger til Energi21-planen.

Grundscenarie

Typisk opereres med et grundscenarie, der fx fremskriver udviklingen med udgangspunkt i den nuværende miljøpolitik og i den nuværende generelle økonomiske politik (fremskrivning/prognose). Derpå beregnes en række alternative scenarier, der hver for sig viser virkningen af variationer i forskellige forudsætninger. Forudsætningerne kan være:

- egentlige miljøpolitiske tiltag, (fx indførelse af nye grønne afgifter),
- andre politiske indgreb (fx en liberalisering af EU's landbrugs politik),
- variationer i rene 'tekniske' forudsætninger (fx verdensmarkedsprisen for råolie).

Et af hovedformålene med scenarieværktøjet i strategisk miljøplanlægning er at kunne analysere betydningen af forskellige miljøpolitiske indgreb. En makroøkonomisk model kan i princippet kun håndtere effekten af miljøpolitiske indgreb i form af økonomiske styringsmidler, dog kan effekten af fx. kvoter håndteres, idet de administrative styringsmidler kan formuleres som økonomiske termer.

Ved såvel rene fremskrivninger som ved scenarier, der afspejler effekten af styringsmidler, vil resultaterne være betinget af det teknologiske univers i den makroøkonomiske model, som afspejler nutidens teknologi. I virkeligheden vil brug af diverse styringsmidler kunne bevirke et fremtidigt skift til teknologi, som på nuværende tidspunkt kendes (prototyper), men som ikke anvendes. Disse kan få betydning for sammenhængen mellem økonomisk aktivitet og miljøbelastning og for udviklingen i de økonomiske aktiviteter som sådan, men som den makroøkonomiske model ikke kan indfange.

Denne problematik kan i nogen grad afhjælpes ved eksogent at indlægge forudsete teknologiske fremskridt ind i ADAM. Inspiration til dette kan bl.a. fås fra teknisk-økonomiske bottom-up modeller, fx modellerne bag fremskrivningerne i Energi 2000 og Energi 21. Her beskrives potentialet for reduktioner af emissioner af forskellige tek-

niske reduktionsstrategier i relation til givne udviklinger i de økonomiske aktiviteter inden for feltet.

Det skal understreges, at det netop er potentialet, som de teknisk-økonomiske bottom-up modeller beskriver. De kan ikke beskrive med hvilke styringsmidler potentialerne rent faktisk kan realiseres, og heller ikke hvorledes en realisering ville påvirke den øvrige del af det økonomiske aktivitetsniveau.

Når bottom-up modellerne betegnes som teknisk-økonomiske, hænger det primært sammen med to forhold:

1. scenarierne baserer sig på et økonomisk aktivitetsniveau, der kan fremskrives ved hjælp af en makroøkonomisk model, og som herefter iklædes - på eksempelvis energiområdet - alternative 'energi- og miljøskabeloner,
2. modellerne leverer en omkostningsberegning af de forskellige scenarier, hvis resultat som oftest vil være forskelligt fra omkostningsberegninger foretaget ved hjælp af en makroøkonomisk model for et tilsvarende scenarie (Mæng 1996).

Hverken den makroøkonomiske tilgang eller bottom-up tilgangen er dog velegnede til at analysere de barrierer af fx institutionel, magtmæssig, fordelingsmæssig eller livsstilmæssig art, der måtte være tilstede for en realisering af nogle miljømæssige målsætninger, og som kan være en afgørende faktor for implementeringen af forskellige styringsmidler. Sådanne analyser ligger uden for scenariemodellerne og må baseres på et samarbejde med andre fagdiscipliner end de tekniske og økonomiske og med brug af andre værktøjer.

Scenariевærktøj på energiområdet (ADAM-EMMA)

Til miljøscenarier på energiområdet er der i DMU udviklet 3 satellitmodeller til ADAM (se kap. 3). Disse modeller er testet foreløbigt mod de modeller, som ligger til grund for emissionsfremskrivningerne i Energi21, og selv om modellerne opererer med forskellige afgrænsninger af variabler og forskellige aggregeringsniveauer, tyder disse foreløbige sammenligninger ikke på store divergenser. Der bør dog laves mere detaljerede scenariosammenligninger, så man med EMMA kan reproducere de officielt indberettede scenarier til RAINS arbejdet med forberedelse af EU's forsyningsstrategi.

Miljøtilstanden er desuden i væsentlig grad påvirket af udenlandske emissioner af SO₂ og NO_x. Scenarier for emissioner af SO₂ og NO_x (og også NH₃) fra udenlandske kilder kan baseres på RAINS-modellen. Energiscenarierne fremstillet ved hjælp af EMMA kan således fungere som input til RAINS-modellen, samt bidrage til en geografisk forfinet kortlægning af deposition i Danmark via en geografisk fordeling af de danske emissioner.

Med henblik på at bidrage til en belysning af problematikken omkring troposfærisk ozon overvejes det at udvide EMMA til også at omfatte emissioner af NMVOC knyttet til energiforbruget (primært trafik). NMVOC fra andre kilder må fremskrives mere summarisk.

Scenariевærktøjer på transportområdet

På transportområdet eksisterer der på nuværende tidspunkt to scenariевærktøjer til fremskrivning af emissioner fra transportsektoren.

For det første drejer det sig om Trafikministeriets Referencemodel (Trafikministeriet 1995), der kan fremskrive emissioner på baggrund af fastlagte udviklinger i bl.a. gods- og persontransportarbejde, modal-split, energikoefficienter og emissionsfaktorer.

EMMA-modellen

For det andet drejer det sig om EMMA-modelsystemet, hvori de udviklede satellitmodeller til ADAM kan fremskrive emissionerne af CO₂, NO_x, og SO₂ og snart NMVOC fra energiforbruget fra transportsektoren fordelt på forskellige transportkategorier. Til ethvert samfundsøkonomisk scenarie beregnet med ADAM kan satellitmodellen direkte bestemme de emissioner af CO₂, SO₂ og NO_x, der kan relateres til transportsektoren. I alternative scenarier kan det undersøges, hvor meget disse emissioner ændres ved forhøjede afgifter på transportenergi, ved tekniske krav til energiforbrug og/eller emissionsfaktorer, eller ved at tviste sammensætningen af efterspørgsel og erhvervsstruktur etc.

ALTRANS-modellen

Både på persontransportområdet og på godstransportområdet arbejdes der i DMU med forbedringer i værktøjerne til scenarieanalyser. På persontransportområdet udvikles i ALTRANS-projektet et modelværktøj, der tager udgangspunkt i en beskrivelse af enkeltindividernes trafikale adfærd. Dette er knyttet til en række karakteristika ved individerne (køn, alder etc.), deres husstande (bl.a. husstandsindkomst), de områder, som de færdes i, samt de transportmidler, som de har mulighed for at benytte. Herved beskriver modelværktøjet individernes transportmiddelvalg som funktion af bl.a. priser for benyttelse af de forskellige transportmidler, udbudet af kollektiv trafik (tilgængelighed, frekvens etc.) samt rejsehastighed.

Dette model værktøj danner udgangspunkt for udviklingen af en egentlig scenariemodell, som på nationalt niveau vil være i stand til at foretage en række alternative fremskrivningsforløb. Disse scenarier kan i forhold til et basisforløb bl.a. belyse konsekvenser af forskellige (kombinationer af) styringsmidler overfor trafikken (drivmiddel afgifter, udbygning af den kollektive trafik, billet priser etc.) for trafikarbejdets størrelse og fordelingen på transportmidler og drivmidler. De forureningsmæssige konsekvenser fås herefter ved at multiplicere trafikarbejdet med de forventede emissionskoefficienter fra et emissionsmodul. Scenariевærktøjet kan altså belyse i hvilket omfang kombinationer af forskellige styringsmidler kan bidrage til at opfylde forskellige miljømæssige målsætninger på transportområdet. Dette scenariевærktøj skal endvidere relateres til EMMA-modelsystemet for at sikre konsistens i forhold til fremskrivninger af det samlede nationale energiforbrug og de heraf følgende emissioner.

Godstransport

På godstransportområdet er der påbegyndt en forbedring af EMMA-modelsystemets fremskrivning af energiforbruget til godstransport og de heraf følgende emissioner af CO₂ og NO_x. Forbedringen indebærer, at energiforbruget vil blive baseret på en fremskrivning af godstransportarbejdet. Dette baseres på udviklingen i og forskydninger mellem de samfundsmæssige aktiviteter, der genererer godstransportbehovene, og ved at en række mere teknologisk betingede forhold inddrages. Det vil således blive muligt at beregne konsekvenser for emissionerne af forskydninger mellem erhvervene, og herudover tillige konsekvenserne af ændret kapacitetsudnyttelse i

transportmidlerne, ændret motorstørrelse, ændret gennemsnitlig turlængde mv.

Udvikling af scenarieværktøjer på landbrugsområdet

På landbrugsområdet opbygges et scenarieværktøj, der beregner såvel økonomiske som miljømæssige konsekvenser af forskellige landbrugsmæssige udviklingsforløb, herunder konsekvenser af gennemførelse af forskellige miljø- og landbrugspolitiske initiativer. Det forventes primært at tage udgangspunkt i ADAM, ESMERALDA og NP-modellen, der er beskrevet i kapitel 3 og enkelte andre modeller. Der skal dels udvikles snitflader mellem modellerne med henblik på integreret anvendelse, dels ske en vis videreudvikling (Andersen et al. 1998).

Til beskrivelse af nationaløkonomiske sammenhænge og generering af makroøkonomiske scenarier tages udgangspunkt i ADAM modellen. Imidlertid er landbrugssektoren her beskrevet på stærkt aggregeret niveau, således at ændringer indenfor sektoren ikke kan analyseres. ADAM og ESMERALDA skal således kobles tæt sammen for at beskrive den nationaløkonomiske udviklings betydning for landbruget og analyse af forskellige landbrugs- og miljøpolitiske tiltags betydning for sektoren. ESMERALDAs nationale effekter skal fordeles på 2. ordens oplande og på flere bedriftstyper. Dette er et led i koblingen til NP-modellen, som allerede blev omtalt i kapitel 3.

NP-modellen

Til behandling af konsekvenser af kvælstof og fosforudledninger tages udgangspunkt i NP modellen (Paaby et al. 1996). Modellen beregner næringsstofbelastningen af havmiljøet fra landbruget inklusive depositioner fra luft. I miljødelen håndteres transport via afstrømningsoplande og tilbageholdelse i forskellige økosystemer. På ammoniak siden skal modellen kobles med en atmosfærisk transportmodel, der kan håndtere både det lokalt afsatte NH_3 og det langdistancespredte NH_4^+ . NP-modellen arbejder på afstrømningsområder (48 afstrømningsområder). NP-modellen vil endvidere blive koblet på DMUs pesticid model (IMIS-P) (Sørensen et al. 1997) samt modeller, der beregner konsekvenserne for drivhusgasserne metan og lattergas. I denne sammenhæng er det ammoniak, der er interessant, men der tages højde for en lang række øvrige miljøparametre, som udgår fra landbrugssektoren.

Realistiske scenarier

I løbet af 1999 vil IMIS kunne køre udvalgte realistiske scenarier bl.a. konsekvensanalyser og målopfyldelsescenarier. Disse realistiske scenarietkørsler efterfølges af en vurdering udført af eksperter, dvs. at modeloperatører i tæt samarbejde med mere politisk orienterede brugere går ind og overvejer relevansen og brugbarheden af scenarietkørslerne. Det er muligt, at IMIS ved sådanne øvelser vil vise sig ikke at kunne lave relevante realistiske scenarier, men derved opnår man måske erkendelse af begræ-

nsningen af modelanvendelsen i DPSIR kæden. Anvendeligheden af resultaterne af modellernes scenarietkørsler bliver vigtigere end diskussionen af usikkerhederne indenfor og mellem modellerne.

I det følgende beskrives kort det internationale arbejde med scenarietkørsler EU og UN-ECE-regie, og hvordan man optimerer økonomisk.

8.2 Internationalt anvendte scenarier i EU og TFIAM

Grundlaget for de internationalt anvendte scenarier er de scenarier, som også anvendes til at fremskrive energipolitikken under UN-ECE (Europæisk Kommission 1997).

I det følgende tages udgangspunkt i de konkrete scenarieberegninger, der er foretaget i forbindelse med EU's forsuringstrategi. Basalt set opereres ud fra princippet om målopfyldelsesscenarier. Dvs. at man tager udgangspunkt i de kort, der beskriver tålegrænseoverskridelser i økosystemerne fx for 1990, og forhandlingerne går ud på at enes om, hvordan man bedst lukker hullet mellem disse overskridelser og ingen overskridelser i fremtiden. Udbedringstaktikken (gap closure) vælger fx en halvering af arealer med overskredet tålegrænse for forsuring mellem 1990 og 2010. Alle disse er i rapporter til EU-kommissionen illustreret af kort, der viser effekterne af overskridelser af tålegrænser for forsuring for Europa (Amann et al. 1996). Scenarierne tager udgangspunkt i år 1990 og beregner situationen som den vil se ud år 2010. De fire basale scenarietyper, som anvendes i RAINS, er beskrevet i appendiks.

Scenarier

Et yderligere scenarie, Maximum Feasible Reductions (MFR) anvendes af UN-ECE og EU. MFR scenariet illustrerer reduktionspotentialet ved anvendelse af alle emissionskilder. MFR scenariet kvantificerer således hvor tæt på de ultimative reduktionsmål man kan komme med eksisterende teknologi. Både reference scenariet og MFR scenariet fremgår for danske emissioner i tabel 8.1.

Tabel 8.1 Referencescenariet (REF) for EU's forsuringstrategi alene vil reducere de danske emissioner, men maksimale teknisk mulige tiltag (MFTR) vil reducere det yderligere (fra Amann et al. 1998).

Danske emissioner	SO ₂ (kt)	NO _x (kt)	VOX (kt)	NH ₃ (kt)
Emission 1990	182	274	182	77
Emission 2010 ifølge EU's REF scenarie	90	131	86	72
Emission 2010 ifølge EU's ultimative MFTR	19	49	49	40

De tiltag, der er indregnet i REF, er beregnet til at koste det danske samfund 477 mio. ECU/år. Disse tiltag vil reducere arealet af økosystemer, hvor tålegrænsen for forsuring var overskredet i 1990 (13.8%) til 2.4% i år 2010. For eutrofiering vil reduktionen af overskridelser gå fra 62.7% i 1990 til 38.9% i 2010.

Ud over disse scenarier, der allerede mere eller mindre er vedtaget, har man beregnet, hvor langt man kan komme ved yderligere foranstaltninger. Her opereres med et såkaldt *ultimativ* Maximum Technically Feasible Reduction (MFTR) scenarie. Det *ultimative* forudsætter komplet implementering af nutidig tilgængelig begrænsende teknologi til alle emissionskilder.

De tiltag, der er indregnet i det realistiske MFTR scenarie, er beregnet til at koste det danske samfund 1501 mio. ECU/år. Disse tiltag vil

reducere arealet af økosystemer, hvor tålegrænsen for forsurening var overskredet i 1990 (13.8%) til 0.4% i år 2010. For eutrofiering vil reduktionen af overskridelser gå fra 62.7% i 1990 til 1.3% i 2010. Asman et al. (1998).

8.3 IMIS-Luft og RAINS

I dansk strategisk miljøplanlægningsammenhæng skal RAINS og IMIS-luft ses som modelværktøjer, der supplerer hinanden. Rammerne for den del af den danske luftforureningsindsats, der retter sig mod emissionerne af SO₂, NO_x og VOC er reguleret af internationale emissionskvoteaftaler, og RAINS spiller som nævnt en væsentlig rolle i forberedelsen og udviklingen af disse aftaler, idet den sammenkæder ønskede effekter med tiltagsstrategier på europæisk plan ud fra et omkostningseffektivitetsprincip. Da de forsurende og eutrofierende effekter på dansk grund forårsaget af emissioner af SO₂, NO_x og VOC overvejende er bestemt af de udenlandske bidrag, vil forskellige udviklingsforløb for den samlede danske emission af disse stoffer beregnet med IMIS-luft værktøjet derfor kun have en marginal betydning for eutrofieringen og forsureningen i Danmark

Der er imidlertid en række centrale områder, hvor IMIS-luft vil udgøre et væsentligt supplement til RAINS. Det drejer sig bl.a. om følgende:

Da RAINS arbejder med grid-størrelse på 150 km x 150 km, kan den ikke håndtere effekterne emissioner, der spredes lokalt fx ammoniak. I IMIS-luft er der mulighed for at arbejde med grid-størrelser på 5 km x 5 km eller 1 km x 1 km, og IMIS-luft er derfor væsentlig bedre egnet til at håndtere effekterne af ammoniakemissioner. Analyser af effekter af forskellige emissionsstrategier for ammoniak vil kunne anvende alternative RAINS-scenarier som en depositions- og effektmæssig reference for såvidt angår SO₂,NO_x og VOC.

Den mindre grid-størrelse, der er mulighed for at arbejde med i IMIS-Luft, vil generelt kunne kvalificere effekterne på dansk grund af forskellige internationale aftaler og strategier omkring europæisk fordelte emissionslofter. IMIS-Luft vil kunne beregne de national- og sektorøkonomiske konsekvenser i Danmark af alternative emissionslofter og forskellige måder at overholde disse emissionslofter på. I samspil med RAINS vil IMIS-luft kunne bidrage til, at den ønskede reduktion af effekterne fra luftforureningen bliver tilrettelagt på en omkostningseffektiv måde, - dette gælder ikke mindst ammoniakområdet.

9 Konklusion

Siden 1970'erne har problemerne omkring effekterne af luftforurening medvirket til udviklingen af en meget omfattende mængde af videnskabelige eksperimenter og efterfølgende publikationer. Anvendelsen af de naturvidenskabelige værktøjer og viden til at definere strategier for forurening og andre effekter af luftforurening har udviklet sig betydeligt. Dette kan være positivt, men der kan være en tendens til, at man overser de områder, som modellerne ikke selv beskriver. Der kan også være nogle problemer forbundet med modellernes indbyrdes samspil. Der skal være en pragmatisk og kritisk vurdering af modelresultater. Man skal løbende vurdere om modellerne laver noget, der er relevant og meningsfuldt i sammenhængen. Det er derfor vigtigt at huske på, at anvendelsen af et integreret modelsystem forudsætter at man ser bort fra socioøkonomiske usikkerheder, som ikke er taget med i de anvendte integrerede miljømodeller.

En af de væsentlige integrerede assessment modeller i Europa er RAINS, som i dag ligger til grund for UN-ECE protokolforhandlinger og EU's forureningsstrategi og ozon direktiv. Denne model har sine klare mangler, men der findes ikke reelle alternativer, der har opnået samme brede politiske accept. Der vil altid være dele af de videnskabelige miljøer, der har bedre alternativer på delområder, men problemet er ofte, at når man skal have modeldelene til at spille sammen, opstår der vanskeligheder. Der er flere typer af vanskeligheder, dels de tekniske videnskabelige som fx forskellige modelprincipper, datakrav, etc. Derudover er der nogle politiske vanskeligheder. Hvis der anvendes for mange modeller i processen, bliver det svært at få politisk konsensus. Men et nationalt værktøj som IMIS-Luft modelkomplekset vil være af stor nytte for de danske eksperter, der deltager i de internationale forhandlinger. IMIS-Luft kan anvendes til at vurdere om fastlæggelsen af emissionskvoter ved brugen af den internationale RAINS model er realistisk og tilpasset danske forhold. IMIS-Luft kan også bidrage til at få overblik over konsekvenser af nationale miljøpolitiske tiltag.

Det danske IMIS-Luft modelkompleks illustrerer således omridset af et alternativt eller supplerende modelkompleks, der især vil være egnet til at analysere international og national luftforurenings effekter i Danmark. Endvidere vil det kunne analysere strategiske aspekter af nye danske og internationale tiltag på området. For eksempel kan IMIS-Luft anvendes til det faglige grundlag for en dansk ammoniakhandlingsplan. IMIS-luft vil kunne illustrere de miljømæssige konsekvenser af forskellige økonomiske udviklingsforløb (fx i forbindelse med finanslovsforslag og finansredegørelser) og vil mere generelt i høj grad kunne bidrage til, at den danske videnskabelige og administrative ressourcebase holdes opdateret og vil kunne indgå styrket i de internationale forhandlinger.

Tålegrænsen har en central placering i integrerede modeller i RAINS men også i IMIS. Tålegrænsen er et værktøj, som har kunnet leve op til udfordringen om at kunne anvendes i opgørelsen af effekter af forskellige politiske tiltag til reduktion af luftforurening. En af tåle-

grænsekonceptets styrker er, at det er et mål, der har en biologisk mening, dvs. at den kan relateres til økosystemets reaktion. Overskridelser af tålegrænser kan beregnes ud fra regionale luftforurenings modeller, og kombineres disse med samfundsøkonomiske modeller kan effekter af forskellige tiltag og styringsmidler overfor luftforureningen vurderes. Den regionale fordeling af tålegrænsen kan endvidere visualiseres ved hjælp af kort.

Tålegrænsekonceptet fordrer, at man inddrager alle DPSIR kædens elementer i den strategiske miljøplanlægning. Dette muliggør effektbaseret politisk handling, og kan derfor ses som et stort fremskridt. Dette er med til at synliggøre både de økonomiske effekter og miljøeffekterne.

Tålegrænsen udtrykker en syntese af kompleksiteten og usikkerhederne af den videnskabelige viden repræsenteret ved et tal. I det omfang man vælger de mest følsomme receptorer som grundlag for tålegrænsefastsættelser, er det i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet. Billedlig talt kan man sige at golfkuglen nærmer sig greenen, som symboliserer de vedtagne tiltag, men man kan ikke absolut sige, hvor hullet er. Derfor er det af meget stor betydning, at man har sammenhængende operative systemer, der kan belyse de national- og sektorøkonomiske konsekvenser af konsekvenserne af forskellige miljøpolitiske tiltag på de relevante receptorer eller økosystemer.

10 Litteratur

Alcamo, J.M. (1988). *Uncertainty Forecasted Sulphur Deposition due to Uncertain Spatial Distribution of SO₂ Emissions*. Proc. 16th NATO/CCMS Int. Technical Meeting on Air Pollution and Modelling and its Application. Plenum Press, New York.

Alcamo, J., Bartnicki, J. (1989). *A Framework for Error Analysis of a Long-range Transport Model with Emphasis on Parameter Uncertainty*. Atmospheric Environment 21(10): pp. 2121-2131.

Alcamo, J., Shaw, R., Hordijk, L. (1990). *The RAINS Model of Acidification*. Science and Strategies in Europe. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 402 pp.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Makowski, M. H. Z., Schöpp, W., Syri, S. (1998). *Emission Reduction Scenarios to Control Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Part B: Emission Reduction Scenarios*. Report for the 22nd meeting of the UN-ECE. Task Force on Integrated Assessment Modelling. IIASA, Laxenbourg, 101 pp.

Andersen, F. M., Trier, P. (1995). *Environmental Satellite Models for ADAM. CO₂, SO₂ and NO_x emissions*. NERI Technical Report no 148, 200 pp.

Andersen, F.M., Jacobsen, H. K., Morthorst, P. E., Olsen, A., Rasmussen, M., Thomsen, T., Trier, P. (1997). *Energi- og emissionsmodeller til ADAM*. Danmarks Statistik, 210 pp.

Andersen, H.V., Hovmand, M.F.H., Hummelshøj, P., Jensen, N.O. (1993). *Measurements of Ammonia Flux to a Spruce Stand in Denmark*. Atmospheric Environment 27A: 189-202.

Andersen, J. M., Hasler, B., Wier, M. (1998). *Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse*. Faglig rapport fra DMU nr. 257:93.5.

ApSimon, H. M., Warren, R. F. (1995). *Studies of European Abatement Strategies for Sulphur Dioxide with the ASAM Model*. In: Batterbee, R.W.(ed.): Acid Rain and Its Impact: The Critical Load Debate. Enois Publ., London: 170-173.

Ashmore, M.R. (1994). *Critical Level of Ozone*. In: Ashmore M.R. and Wilson R.B.(eds.) Ashmore M. R. , Wilson R.B. (eds.) 1994. Critical Levels of Air pollutants for Europe, Dept. of Environment, London.

Ashmore, M. R., Wilson, R.B. (eds.) (1994). *Critical Levels of Air pollutants for Europe*. Dept. of Environment, London.

Ashmore M.R. and Ainsworth N. (1995). *The Effects of Ozone and Cutting on the Species Composition of Artificial Grassland Communities*. Functional Ecology 9: pp. 708-712.

Ashmore M.R., Davison A.W. (1996). *Towards a Critical Level of Ozone for Natural Vegetation*. In: Kärenlampi and Skärby, op. cit.

Ashmore M.R., Emberson L.D. (1996). *Defining and Mapping Critical Levels of Ozone in Europe*. In: Exceedances of Critical Levels in Europe. In: Exceedances of Critical Loads and Levels; Proceedings of International Workshop, Vienna, 22-24 November 1995.

Ashmore, M.R. (1984). *Effects of Ozone on Vegetation in the United Kingdom*. In: Proc. International Workshop on the Evaluation of the Effects of Photochemical Oxidants on Human Health, Agricultural Crops, Forestry, Materials, and Visibility, Greenfelt, P., Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, Sweden.

Asmann, W.A.H. (1990). Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark. Rapport A18, NPO-forskning. Forskning fra Miljøstyrelsen

Asman, W.A.H., Berkowics, R., Christensen, J., Hertel, O., Runge, E., 1994: Deposition of nitrogen compounds to kattegat (In Danish: Af-sætning af kvælstofforbindelser til Kattegat). Copenhagen, Danish Environment Protection Agency. Under the series "Marine research from the Danish Environmental Protection Agency". Report nr. 37, 115 pp.

Asman, W.A.H., Hertel, O., B, Kerkowich, R., Christensen, J., Runge, E.H., Sørensen, L.L., Grandby, K., Nielsen, H., Hansen, B., Gryning, S.E., Semprevia, A.M., Larsen, S., Hummelshøj, P., Jensen, N.O., Allerup, P., Jørgensen, J., Madsen, H., Overgaard, S., Vejen, F. 1995: Atmospheric Nitrogen input to the Kattegat Strait. *Ophelia*, 42: 5-28.

Bak, J., Tybirk, K. (1998). *The EU Acidification Strategy: Sensitivity of Calculated Emission Ceilings for Nitrogen and Sulphur for Denmark*. *Env. Poll.* 102 S1: 625-635.

Bak, J. (1996). *Kortlægning af tålegårser for svovl og kvælstof*. Faglig rapport nr. 159: 1-109.

Bak, J., Tybirk K. (1996). *Framework for the Combination of Dynamic Vegetation and Soil Geochemical Models to Assess the Effects of Air Pollution on Heathlands*. In: Proc. of workshop: Exceedances of Critical Loads and Levels, Vienna 1995.

Bak, J. (1999). *Ammoniaks betydning for forsurening, eutrofiering og reduktionsstrategi*. In prep.

Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Asmann, W.A.H., Jensen, Jensen J.P.m Conley D. (1999). *Natur- og miljøeffekter af ammoniak*. DMU Faglig rapport in press.

Barrett K., Berge E. (eds.) (1996). *Transboundary Air Pollution in Europe*. Status report 1996 vol 1 & 2. EMEP, Oslo.

Bastrup-Birk A., J. Brandt, Z. Zlatev. 1997a. Modelling the impact of long-range transported air pollutants on vegetation. In Geenaert G., A. Walløe Hansen and Z. Zlatev (eds.): "Regional Modelling of Air Pollution in Europe", Proceedings of the first Remape Workshop,

September 1996, Copenhagen, Denmark. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, pp. 7-17.

Bastrup-Birk A., Brandt J., Uria I., Zlatev Z. (1997b). *Studying Cumulative Ozone Exposures in Europe during a 7-Year Period*. J. Geophys. Res. 102, pp. 23917-23935.

Bastrup-Birk A., J. Brandt, Z. Zlatev. 1998a. Modelling the impact of ozone concentrations on human health and vegetation at different sites in Europe. In H. Hass and I. Ackermann (eds.): "*Global and Regional Atmospheric Modelling*", Proceedings of the first GloReAM Workshop, September 1997, The Ford Research Centre, Aachen, Germany, pp. 157-166.

Bastrup-Birk, A., Mortensen L. (1998b). Effect of ozone on vegetation. In J. Fenger (eds) *Phototechnical Air Pollution*. NERI Technical Report no 199, 103-133.

Benton J., Fuhrer J., Gimeno B.S., Skärby L., Palmer-Brown D., Road-knight C., Sanders-Mill G. (1996). *The Critical Level of Ozone for Visible Injury on Crops and Natural Vegetation (ICP crops)*. In Kärenlampi and Skärby (eds.) op. cit.

Bergmann J., Bender J., Weigel H.J. (1996). *Effects of Chronic Ozone Stress on Growth and Reproduction Capacity of Native Herbaceous Plants*. In: Exceedances of Critical Loads and Levels; Proceedings of International Workshop, Vienna, 22-24 November 1995.

Birkhoff G. (1983). *Numerical Fluid Dynamics*. SIAM Rev. 25: 1-34.

Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A., Roelofs, J. (1992). *Critical Loads for Nitrogen Eutrophication of Terrestrial and Wetland Ecosystems based upon Changes in Vegetation and Fauna*. Background document to the workshop "Critical Loads for Nitrogen" in Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992, pp. 113-159.

Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. (1996). *Empirical Nitrogen Critical Loads for Natural and Semi-natural Ecosystems*. Annex III in Werner B. and Spranger T. (eds.). *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. UBA, Berlin, pp. 1-54.

Braun, S., Flückiger, W. (1995). *Effects of ambient ozone on seedlings of Fagus sylvatica L. and Picea abies (K) Karst*. New Phytol. 129: 33-44.

Brown, M.J., Hall, J.R., Dyke, H.M., Ashmore, M.R., Emberson, L.D., Kuylenstierna, J.C.I., Cambridge, H.M., Cinbderby, S. (1996). *Towards a Level II approach to mapping the potential sensitivity of wheat to ozone concentrations in the UK*. In Kärenlampi and Skärby, op.cit.

Danmarks Statistik. (1996). *ADAM, en model af dansk økonomi*. Danmarks Statistik.

DMU (1997). *Analyse af RAINS-modellen og beregnede emissionslofter for Danmark*. Unpubl. Notat, pp. 35.

EEA (1997). *Air Pollution in Europe*. Eds. A. Jol, G. Kielland. EEA Environmental Monograph 4. European Environmental Agency, pp. 107.

Eliassen, A., Hov, Ø., Isaksen, I.S.A., Saltbones, J., Stordal, F. (1982). *A Lagrangian long-range transport model with atmospheric boundary layer chemistry*. J. Appl. Met., vol. 21, no. 11.

Eliassen, A., Saltbones, J. (1975). *Decay and transformation rates of SO₂, as estimated from emission data, trajectories, and measured air concentrations*. Atmospheric Environment 9: 425-429.

Eliassen, A., Saltbones, J. (1983). *Modelling of long-range transport of sulphur over Europe: a two year model run and some experiments*. Atmospheric Environment 17: 1457-73.

Ellermann, T., Hertel, O., Skov, H., Manscher, O. H. (1996). *Atmosfærisk deposition af kvælstof*. Målemetoder og modelberegninger. Faglig rapport fra DMU, nr. 174. Danmarks Miljøundersøgelser.

EMEP/MSC-W (1997). *Status report. Transboundary photooxidant air pollution in Europe*. Norw. Meteorological Inst. Oslo.

EMEP/MSC-W (1998). *Status report. Transboundary acidifying air pollution in Europe*. Vol 1 & 2. Norw. Meteorological Inst. Oslo.

Europæiske Kommission (1995). *Externalities of Energy*. Vol. 1-6. DG XII, Bruxelles.

Europæiske Kommission (1997). *Draft Communication to the Council and the Parliament on a Community Strategy to Combat Acidification*.

Fenger, J. (ed.) (1998). *Photochemical Air Pollution, Danish Aspects* National Environmental Research Institute, Denmark. Technical Report no 199, 189 pp.

Fenger, J. (1997). *En atmosfære med voksende problemer*. Historien om luftforurening. Temarapport 11/1997. DMU.

Finlay, R.D. (1995). *Interactions between soil acidification, plant growth and nutrient uptake in ectomycorrhizal associations of forest trees*. Ecol. Bull. 44: 197-214.

Forsius, M., Alveteg, M., Bak, J., Guardans, R., Holmberg, M., Jenkins, A., Johansson, M., Kleemola, S., Rankinen, K., Renshaw, M., Sverdrup, H., Syri, S. (1997). *Assessment of the effects of the EU acidification strategy: dynamic modelling on integrated monitoring sites*. LIFE report, Finnish Env. Inst., Helsinki.

Fuhrer, J. (1994). *The critical level for ozone to protect agricultural crops - an assessment of data from European open-top chamber experiments*. In: Fuhrer J. and Achermann B (eds.) op. cit, pp. 42-57.

Fuhrer, J. (1995). *Critical level for ozone to protect agricultural crops - interaction with water availability*. Water Air Soil Pollut. 85: 1355-1360.

- Fuhrer, J. (1996). *The critical level for effects of ozone on crops and the transfer to mapping*. In Kärenlampi and Skärby, op. cit.
- Fuhrer, J., Achermann, B (eds.) (1994). *Critical levels for ozone: a UNECE workshop report*. FAC report no. 16 Swiss Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene, Liebefeld-Bern.
- Geernaert G. L., A. Bastrup-Birk. 1997. Developmental Research on the Impacts of Transboundary Pollution on Forest Resources. In: *"Pollution and Tropical Forests: Transboundary Pollution and Sustainability of Tropical Forests*.
- Gough, C.A., Bailey, P.D., Biewald, B., Kuylenstierna, Chadwick, M.J. (1994). *Environmentally targeted objectives for reducing acidification in Europe*. Energy policy 22: 1055-66.
- Gough, C.A. (1995). *The use of critical loads in integrated assessment modelling*. In: Batterbee, R.W.(ed.): *Acid rain and its impact: The critical load debate*. Ensis Publ., London., pp. 174-178.
- Grennfelt, P., Thörnelöf., E. (eds.) (1992). *Critical Loads for Nitrogen - report from a workshop held at Lökeberg, Sweden 6-10 april 1992*. Nord 1992:41
- Gundersen, P. (1991). *Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification*. For. Ecol. Man. 44: 15-28.
- Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W. (1998a). *Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N-ratio*. Env. Poll. (in press). 102, S1: 403-407.
- Gundersen, P., Emmet, B.A., Kjønås, O.J., Koopmans, C.J., Tietema, A. (1998b). *Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data*. For. Ecol. Man. 101:37-55.
- Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., Hov, Ø. (1995). *Development and Testing of a new Variable Scale Air Pollution Model - ACDEP*. Atmospheric Environment, 29, 11, pp. 1267-1290.
- Hertel, O., Hovmand, M.F. (1991). *Rural Ozone in Denmark, 1985-1989*. NERI Technical Report no. 35. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Hettelingh, J.P., Janssen, P. (1993). *Preliminary uncertainty and sensitivity analysis of computed critical deposition of acidity in Europe*. Pp 51-55 in Downing, R.J, Hettelingh, J.-P. & de Smet, P. (eds.): *Calculation and mapping of critical loads in Europe*. Status report 1993. CCE/RIVM, Bilthoven.
- Holtén-Andersen, J., Christensen, N., Kristiansen, L.W., Kristensen, P., Emborg, L. (1998). *Natur og Miljø 1997. Påvirkninger og tilstand*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 224, 288 pp.
- Hordijk, L. (1995). *Integrated assessment models as a basis for air pollution negotiations*. Water, Air and Soil Pollution 85: 240-260.

- Hornung, M., Sutton, M.A., Wilson, R.B. (eds.) (1995). *Mapping and modelling of critical loads for nitrogen - a workshop report*. ITE Workshop proceedings from Grange-Over-Sands 24 -26 October 1994.
- Hov, Ø., Stordahl, F., Eliassen, A. (1985). *Photochemical oxidant control strategies in Europe: a 19 days case study using a Lagrangian model with chemistry*. NILU TR 5/85. Norwegian Institute for Air Research, Lillestrøm, Norway.
- Hov, Ø., Eliassen, A., Simpson, D. (1988). *Calculation of the distribution of NO_x compounds in Europe*. In I.S.A. Isaksen (ed.) *Tropospheric Ozone*, D.Reidel Publ. Co, pp. 239-261.
- Hovmand, M.F., Grundahl, L., Runge, E.H., Kemp, K. (1992). *Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor*. Faglig rapport fra DMU, nr. 91. Danmarks Miljøundersøgelser, Danmark.
- Jensen, J.D. (1996). *An Applied Econometric Sector Model for Danish Agriculture (ESMERALDA), Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, rapport nr. 90, 1996*.
- Johnsen, I., Ro-Poulsen, H., Søchting, U., Mortensen, L. (1991). *Gasformige luftforureningers effekter på danske plantesamfund*. Rapport, Energiministeriet, 1991: p. 1-31.
- Jäger, H.J., Unsworth, M., de Temmerman, L., Mathy, P. (eds.) (1994). *Effects of Air Pollution on Agricultural Crops in Europe*. Air Pollution Research Report 46, CEC, Bruxelles.
- Kristensen, H.L. (1998). *Turnover of nitrogen in Danish heath soils*. Ph.d. thesis, DMU, TERI og Alborg Universitet.
- Krupa, S.V., Manning, W.J. (1993). *Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation*. *Environment Pollution* 50, pp. 101-137.
- Kärenlampi, L., Skärby, L. (eds.) (1996). *Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalising the Concepts*.
- Lee, E.H., Tingey, D.T., Hogsett, W.E. (1988). *Evaluation of ozone exposure indices in exposure-response modelling*. *Environmental Pollution* 53, pp. 43-62.
- Lübkert, B., Schöpp, W. (1989). *A model to calculate natural VOC emissions from forests in Europe*. Report no. WP-89-082. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.
- Lückewille, A., Jeffries, D., Johannesen, M., Raddum, G., Stoddard, J., Tranen, T. (1997). *The nine year report: Acidification of surface water in Europe and North America - long term developments (1980s and 1990s)*. NIVA report.
- Løkke, H., Bak, J., Falkengren-Grerup, U., Finlay, R.D., Ilvesniemi, H., Nygaard, P.H., Starr, M. (1996). *Critical loads of acidic deposition for forest soils - is the current approach adequate?* *Ambio* 25(8): 510-16.

- Miljø- og Energiministeriet (1997). *Energi 21. Regeringens energihandlingsplan 1996*.
- Mæng, H. (1996). *Omkostningerne ved CO₂-reduktion, Samfundsøkonomen 1996:3*
- Møller, F. (1997). *Samfundsøkonomisk analyse på miljøområdet - oversigt. Samfund og miljø, arbejdsrapport fra DMU nr. 49*.
- Nielsen, K.E., Ladekarl, U.L., Nørnberg, P. (1999). *Dynamic soil processes on heathland due to vegetation changes to oak and Sitka spruce*. For. Ecol. Man. 4511. (in press).114 (1).
- Nilsson, J. (1986). *Critical loads for sulphur and nitrogen*. NMR report 1986: 11.
- Pleijel, H. (1996). *Statistical aspects of critical levels for ozone based on yield reductions in crops*. In Kärenlampi and Skärby, op. cit.
- Pleijel, H., Wallin, G., Karlsson, P.E., Skärby, L., Sellden, G. (1994). *Ozone deposition to an oat crop (Avena sativa L.) grown in open-top chambers and in ambient air*. Atmospheric Environment Environ. 28: 1971-1979.
- Pleijel, H., Wallin, G., Karlsson, P., Skärby, L., Sellden, G. (1995). *Gradients of ozone at a forest site and over a field crop- consequences for the AOT40 concept of the critical level*. Water Air Soil Pollution, 85: 2033-2038.
- Posch, M., Hettelingh, J.P. (1997). *Remarks on critical loads calculations*. pp 25-28 in Posch, M. et al. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe: Status report 1997. CCE, Bilthoven, RIVM report no. 259101007. 1997: 1-163.
- Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.P., Downing, R.J. (eds.) (1995). *Calculating and Mapping of Critical Thresholds in Europe: CCE Status Report 1995*. National Institute of Public Health and the Environment Rep. 259101004, Bilthoven, The Netherlands.
- Posch, M., Hettelingh, J.P. (1997). *Remarks on critical loads calculations*. Pp. 25-28, in: Posch, M. et al.: Calculation and mapping of critical thresholds in Europe: Status report 1997. CCE, Bilthoven, RIVM report no. 259101007. 1997: pp. 1-163.
- Power, S.A. (1993). *Temporal trends in twig growth of Fagus sylvatica L. and their relationship with environmental factors*. Forestry 67: 13-30.
- Paaby, H., Møller, F., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Bruun, H., Asman, W.A.H. (1996). *Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne*. Faglig Rapport fra DMU nr. 165, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmark.
- Rebbeck, J., Blum, U., Heagle, A.S. (1988). *Effects of ozone on the re-growth and energy reserves of a ladino clover-tall fescue pasture*. J. Appl. Ecology 25: 659-681.

Reiling, K., Davison, A.W. (1992). *Spatial variation in the ozone resistance of British populations of Plantago major L.* New Phytol. 122, pp 699-708.

Riis-Nielsen, T. (1997). *Effects of nitrogen on the stability and dynamics of Danish heath vegetation.* Ph.d. thesis, Univ. Copenhagen.

Risager, M., Aaby, B. (1997). *Højmoser 1996. Danmark.* Arbejdsrapport fra DMU. Naturovervågning nr. 46: 95.

Sanders, G., Balls, G., Booth, C. (1994). *Ozone critical levels for agricultural crops- analysis and interpretation of the results of the UNECE international Cooperative Programme for Crops.* In: Fuhrer J. and Achermann B (eds.) (op. cit.), pp. 58-72.

Simpson, D. (1992). *Long-period modelling of photochemical oxidants in Europe.* Calculations for July 1985. Atmospheric Environment 26A (9): 1609-1634.

Skeffington, R.A. (1995). *Critical loads and Energy policy.* In: Batterbee, R.W. (ed.) Acid Rain and its impact: The critical load debate. Enois Publ., London.

Skärby, L., Grennfelt, P., Karlsson, P.E., Karlsson, G.P., Pleijel, H., Selldén, G., Wallin, W., Mikkelsen, T., Mortensen, L., Ro-Poulsen, H., Huttunen, S., Kärenlämpi, L., Ojanperä, K., Sutinen, S., Tuovinen, J.-P., Aarnes, H., Eriksen, A.B., Mortensen, L. (1994). *Critical levels for tropospheric ozone- concepts and criteria tested for Nordic Conditions.* TemaNord 1994: (592) 61 pp.

Skärby, L., Karlsson, P.E. (1996). *Critical levels for forests-trees-best available knowledge from Nordic countries and the rest of Europe.* In: Kärenlämpi and Skärby (eds.), op.cit.

Strandberg, M., Mortensen, L. (1996). *Naturens Tålegrænser.* Temarapport fra DMU, 1996/97.

Tonnejck, A.E.G. (1989). *Evaluation of ozone effects on vegetation in the Netherlands.* In: Atmospheric ozone research and its policy implications. Elsevier Scientific Publisher, Amsterdam, pp. 251-260.

Trafikministeriet (1995). *Transportsektorens miljøbelastning.* Trafikministeriet.

Tybirk, K., Strandberg, B. (1999). *Oak forest development as a result of historical land-use patterns and present nitrogen deposition.* For. Ecol. Man. 4510 114 (1): 97-196.

UBA (1996). *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded.* UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency, Text 71/96, Berlin.

UNECE (1988). *ECE Critical Levels workshops, Bad Harzburg.* Final Draft Report.

UNECE (1994). *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*. UNECE June 1994, ECE/ENHS/NONE/94/14.

Weinstein, D.A., Beloin, R.M., Yanai, R.D. (1991). *Modelling the changes in red spruce carbon balance and allocation response to interacting ozone and nutrient stresses*. *Tree Physiology* 9: 127-146.

Weinstein, D.A., Yanai, D.R. (1994). *Integrating the Effects of Simultaneous Multiple Stresses on Plants using the Simulation Model Tregro*. *J. Environ. Quality* 23: 418-428.

World Meteorological Organisation (1987). *Proc. of the WMO conference on air pollution modelling and its application (vol. 1)*. Technical Document, WMO.

Zlatev, Z. (1985). *Mathematical model for studying the sulphur pollution over Europe*. *J. Comput. Appl. Math.*, 12: 651-666.

Zlatev, Z. (1995). *Computer treatment of large air pollution models*, Kluwer Academic Publ., Dordrecht-Boston-London. 210 pp.

Zlatev, Z. R Berkowicz, J. Christensen, A. Eliassen, Ø. Hov, T. Iversen and L. P. Prahm (1991): *An Eulerian air pollution model with non-linear chemistry*. In: *Proceeding of the emep workshop on the progress of transport modelling of nitrogen compounds* (j. Kluge, ed.), pp. 30-58. EMEP Workshop on progress of transport modelling on nitrogen compounds, October, 15-18, 1990. Deutscher Wetterdienst, Potsdam, Germany.

Zlatev, Z., Christensen, J., Hov, Ø. (1992). *An Eulerian air pollution model for Europe with non-linear chemistry*, *J. Atmos. Chem.* 15: 1-37.

Zlatev, Z., Christensen, J., Eliassen, A. (1993). *Studying high ozone concentrations by using the Danish Eulerian Model*. *Atmos. Environ.*, pp 845-865.

Appendiks:

Eksempler på modelsystemer

A1. RAINS modellen

Et eksempel på den mest anvendte modelkompleks under reduktionsforhandlinger om emissioner af luftforurening under UNE-CE og EU bliver gennemgået i følgende sektion. Til en mere detaljeret gennemgang af modellens opbygning henvises til Alcamo et. al. (1990); til en diskussion af modellens anvendelse under danske forhold henvises til Bak, Tybirk (1998).

Modelbeskrivelse

RAINS (**R**egional **A**ir **P**ollution **I**Nformation and **S**imulation) er et integreret værktøj til analyse af luftforureningsproblemer på europæisk skala (Alcamo et al. 1990). Modelsystemet blev anvendt første gang som grundlag for forhandlinger om den 2. svovlprotokol (Oslo protokollen) til reduktioner af emissioner under Geneve Konventionen. RAINS indgår som reference modellen under aktuelle protokolforhandlinger under Geneve Konventionen og under EU's forsøringsstrategi. Iøvrigt henvises til IIASA's interim rapporter 1-5 og DMU, 1997.

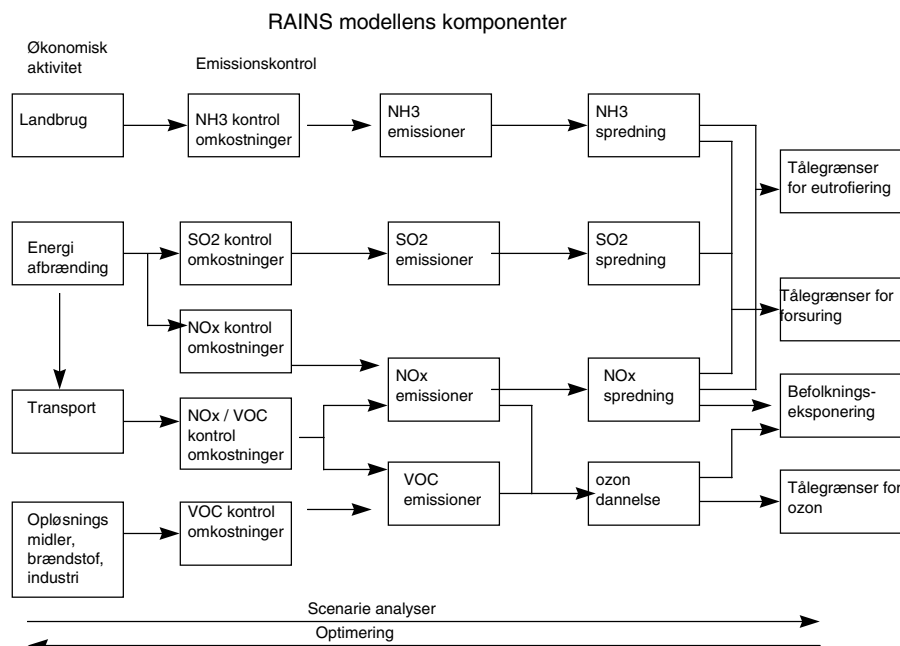
RAINS forbinder økonomisk aktivitet, emissioner af SO_2 , NO_x og NH_3 med depositioner og effekter af luftforureninger med det formål at kunne afprøve konsekvenserne af forskellige scenarier for reduktioner af emissioner. RAINS kan anvendes til scenarieberegninger: givet et fremtidigt energiforbrug beregner systemet de tilsvarende S og N emissioner, de resulterende depositioner af S og N, omkostningerne af de valgte kontrolstrategier og størrelsen af de resulterende overskridelser af tålegrænsen for forsuring og/eller eutrofiering. RAINS kan desuden anvendes til optimeringsanalyser: givet et depositionsmaal (et sæt af maksimalt accepterede depositioner) i en region af Europa, kan systemet anvendes til at estimere den optimale geografiske fordeling af emissionsreduktioner for at opfylde dette mål.

Systemet opfylder en række centrale krav til strategisk miljøplanlægning:

- Det udvikles i et tæt samarbejde mellem videnskabelige eksperter, analytikere og brugere
- Systemet er modulopbygget
- Undermodulerne er simple, men dog baseret på mere komplekse data og modeller
- Systemet kan køres på en PC med interaktive input med fleksible valgmuligheder og en god grafisk præsentation af resultater

RAINS opbygningen fremgår af figur A1.1. De mange undermoduler er nu organiseret i tre overordnede typer af moduler:

- **EMCO** (emission-cost modul) med ét modul for kvælstofoxid, ét for svovl og ét for ammoniak. RAINS forventes i næste version at inddrage troposfærisk ozon som nyt undermodul.
- **DEP** som anvender EMEP modellens spredningsmatricer og beregner deposition, overskridelser af tålegrænser og depositionsmaal baseret på fx gap closure.
- **OPT** som er optimeringsmodul



Figur A1.1. Struktur af RAINS-modellen.

Modellens elementer

RAINS systemet består af fem hovedelementer der indgår i de tre moduler: 1) energi- og landbrugsscenarier, 2) emissionsopgørelser, 3) spredningsmatricer, 4) tålegrænser og 5) reduktionsomkostninger, der hver er behæftet med usikkerhed. I det følgende vurderes disse delelementer kortfattet.

Energi- og landbrugsscenarier

Der indgår to typer temporale data i RAINS modellens EMCO modul: dels historiske data (fx 1990 reference året), dels fremskrivninger af energiforbruget i de enkelte lande frem til år 2010 (fx de officielle energimål). Derudover anvendes to typer arealdata: dels arealkilder og store punktkilder. Arealdata defineres som ikke punktkilder og små punktkilder, hvor individuelle data ikke kan opsamles. En stor punktkilde (LPS) er enhver emissionskilde ved en fast lokalitet, hvor individuel data kan opsamles.

Denne information gemmes som energibalancer for valgte år inddelt i brændselsproduktion, omdannelse og forbrug fordelt på 22 brændselstyper i 6 økonomiske sektorer. Dette suppleres med relevante informationer for emissionsfremskrivninger såsom kraftværkstyper, størrelse og trafiksektorens sammensætning.

Disse fremskrivninger er for 14 EU lande (alle EU lande undtagen Danmark) taget fra EU's general direktorat DG-XVII's Conventional Wisdom scenario fra Energi 2020 redegørelsen. For Danmark er regeringens officielle energiplan, Energi 21 indmeldt som Danmarks officielle energiscenario. For de øvrige europæiske lande anvendes data, der er indmeldt til UN-ECE's energi database, som også anvendes til scenarieberegninger for den anden N-protokol under Geneve Konventionen.

For landbrugssektoren har IIASA anvendt nationale tal for husdyrholdets størrelse til fremskrivninger baseret på 2 hovedforudsætninger:

- Indtil år 2005 vil EU's landbrugspolitik være baseret på nuværende type af reguleringer;
- Efter 2005 vil EU gradvist liberalisere landbrugspolitikken.

Emissionsopgørelser

Emissioner opgøres i RAINS som totaler for de enkelte lande. Emissionerne beregnes ved anvendelse af emissionsfaktorer, der knytter energiforbruget i de enkelte sektorer til emissioner af SO_2 , NO_x og NH_3 . For landbrugets emissioner af NH_3 er emissionerne dog knyttet til husdyrholdet. De emissionsfaktorer, der anvendes i RAINS er baseret på data fra CORINAIR's emissionsopgørelser (EEA, 1996), nationale rapporter og "det bedste skøn" fra nationale eksperter. Afvigelsen mellem emissionsestimater fra RAINS og fra CORINAIR er derfor typisk på 5% for enkelte år.

Emissionsopgørelser er baseret på statistikker eller prognoser, der kun er tilgængelige på landsplan. I RAINS er det endvidere valgt ved implementering af reduktionstiltag at antage den samme effekt overalt i alle dele af de enkelte lande, idet det vil være op til de enkelte lande selv at vælge en reduktionsstrategi, der opfylder det givne emissionsloft. Spredningsberegningerne foretages i modsætning til emissionsopgørelserne mellem enkelte grid i EMEP nettet. Alcamo (1988) har vurderet usikkerheden på opgørelser af emissioner af svovl på enkelte grid til at variere mellem 25 og 75% med den mindste usikkerhed på grid med store emissioner. Den resulterende usikkerhed på depositioner af svovl beregnet på samme grid er vurderet til at ligge mellem 5 og 16%. Den generelle konklusion fra dette studie var, at usikkerheder på den rumlige fordeling af emissioner har en relativt lille indflydelse på den samlede usikkerhed på beregnede depositioner, specielt med større afstand fra kilden.

EMEP modellen og spredningsmatricer i RAINS

EMEP modellen er en 1-lags receptororienteret trajektorie model med en konstant blandingshøjde. Dette betyder, at luftpakker transporteres langs baner (trajektorier) af vinden over forskellige emissionsområder og frem til et receptorpunkt. Trajektoriernes bane beregnes baglæns over 96 timer. Ved beregninger med EMEP modellen til RAINS er der således ét receptorpunkt per 150 km x 150 km. De beregnede 850 mb isobar trajektorier ankommer til 720 receptorpunkter, som er defineret som centrum i et af EMEP nettets grid hver 6. time. De fleste receptorpunkter er gridpunkter i det 150 km x 150 km grid, hvori emissioner og meteorologiske data er givne. Modellen er blevet accepteret ved officielle forhandlinger mellem ECE, World Meteorolo-

logical Organization og FN's miljøprogram UNEP. EMEP har udviklet en Eulersk model som erstatning for trajektorie modellen til beregning af transporten af de forsurende luftforureninger.

RAINS anvender resultater fra kørsler med EMEP-luftforureningsmodel samlet i spredningsmatricer, der angiver det absolutte bidrag fra et emissionsområde til et modtagerområde (receptorområde) divideret med den emission der finder sted i emissionsområdet. Ved scenarieberegninger, ganges dette tal med nye emissioner, som er beregnet separat i et af RAINS emissionsmoduler, og derved fås de nye depositionsbidrag til de pågældende modtagerområder. Emissionerne opgøres nationalt, men depositionerne opgøres for hver EMEP grid.

Usikkerheder

Alcamo og Bartnicki (1989) har vurderet den samlede usikkerhed på depositioner i et enkelt punkt der kommer fra emissionsopgørelser i de ti mest betydende lande og fra usikkerheden på anvendelser af spredningsmatricer til at være 27%. Denne vurdering bygger på anvendelsen af et enkelt års meteorologi. I den nuværende udgave af RAINS er spredningsmatricerne beregnet som gennemsnit af ti års meteorologiske data, og den samlede usikkerhed må forventes at være mindre.

Anvendelsen af atmosfæriske spredningsmatricer i RAINS er baseret på mindst tre antagelser om forbindelsen mellem emissioner og depositioner:

Spredningsmatricen forsimpler

Forholdet mellem et lands emissioner og dets bidrag til deposition til en hvilken som helst receptor antages at være lineær. De spredningsmatricer, der anvendes i RAINS, forudsætter at atmosfærisk kemi er lineær. Dette er en meget uhensigtsmæssig og meget forsimplet måde at vurdere forskellige scenarier på. Forudsætningen for at anvende spredningsmatricer er, at alle de atmosfæriske processer (herunder kemiske reaktioner og deposition) er lineære, hvilket ikke er tilfældet. Antagelsen om lineære reaktioner kan dog tilnærmelsesvis anvendes for S-forbindelser. Det er generelt accepteret, at forholdet mellem SO₂ emissioner og depositioner, over lang tid og afstande, tilnærmelsesvis antages at være lineær. Dette gælder ikke for korte tidsrum og afstande (under en luftforureningsepisode eller indenfor få hundreder kilometre fra en punktkilde). Antagelsen om ikke-linearitet er imidlertid helt forkert for de øvrige stoffer som fx NO_x. De reaktioner, hvori NO_x og NH₃ indgår er stærkt ikke-lineære. Derved har man lavet en grov antagelse, som kan have stor indflydelse på størrelsen af de beregnede depositioner og på sammenhængen mellem emissioner og depositioner af luftforureninger. I værste fald, kan dette føre til forskelle i resultaterne på op til flere størrelsesordener både over og under det resultat som beregnes af RAINS under forudsætningen om linearitet. Dette kan føre til helt modsat rettede konklusioner.

I RAINS er SO₂, NO_x og NH₃ ikke koblet sammen. Denne antagelse er forkert, idet både NO_x, NH₃ og SO₂ indgår i fælles reaktioner.

Hvis et lands totale emissioner ændrer sig i fremtiden, antages det, at den rumlige fordeling af emissionerne indenfor dette land ændres

proportionalt. Det betyder, at RAINS antager at, hvis emissioner i Danmark reduceres med 50%, så reduceres emissionerne tilsvarende med 50% både i Øst- og i Vest Danmark. Denne antagelse er forkert af flere grunde: 1) den forudsætter linearitet mellem emissioner og depositioner, hvilket ikke er tilfældet, 2) atmosfærisk transport og kemisk omdannelse bliver beregnet forkert, fordi oprindelsen af emissionerne er forkerte, 3) dette har forskellige betydning for forskellige lande, afhængig af størrelsen af landet og af placeringen af de bindende grider i forhold til det pågældende land.

Den aktuelle geografiske opløsning af RAINS på 150 km x 150 km er for ringe til at kunne beregne depositioner i de følsomme økosystemer, der ligger til grund for kortlægningen af tålegrænser. Derfor kan fordelingen af deposition af SO_2 , NH_3 , NO_x i Danmark ikke beregnes tilstrækkelig nøjagtigt med RAINS. Dette gælder også for de danske bidrag til de følsomme skandinaviske økosystemer, som er grundlaget for, hvor meget de danske udslip skal reduceres, og som bestemmes ved UN-ECE protokol forhandlingerne.

Konklusionen er generelt, at RAINS tilnærmelsesvis kan bruges til SO_2 , men slet ikke for NO_x og NH_3 . En kvantificering og dermed en vurdering af betydningen af disse antagelser kan kun ske ved at sammenligne resultater fra RAINS med resultater fra scenariekørsler med atmosfæriske transportmodeller. Hvert nyt scenarie kræver adskillige kørsler med en atmosfærisk transportmodel.

Tålegrænser (critical loads)

I RAINS modellen anvendes tålegrænser som mål for økosystemers følsomhed for forsurening og eutrofiering. De anvendte tålegrænser i RAINS er hentet fra konventionens Arbejdsgruppe for Effekter. Tålegrænserne er i praksis beregnet af såkaldte fokus-centre i de enkelte lande, og langt de fleste europæiske lande har valgt kun at beregne tålegrænser for produktionskov og ferskvandssystemer.

Arbejdet under Geneve Konventionen og til EU's forsuringstrategi omfatter i dag tålegrænser for forsurening, for eutrofiering og for effekter af ozon. I arbejdet med EU's forsuringstrategi er det kun forsuring, der er taget i betragtning. Både svovl og kvælstof i form af NO_x og NH_3 kan virke forsurende i økosystemer. Depositioner af kvælstof virker imidlertid kun forsurende, hvis niveauet overskrider en tærskel, hvorunder kvælstoffet i jorden kan bindes permanent, fjernes ved høst/hugst eller tabes ved denitrifikation. Over dette level afhænger bl.a. denitrifikationstabets stadig af depositions niveauet, så depositions reduktioner kan ikke erstattes i et 1:1 forhold mellem svovl og kvælstof.

Tålegrænser for skov beregnes i de fleste lande ved anvendelse af en simpel ligevægts model for massebalancen i skovjord, hvor der er fastsat et kemisk kriterium for forsurening, der ikke må overskrides. Hettelingh og Janssen (1993) har anslået usikkerheden på de udførte beregninger af tålegrænser til at ligge mellem 30 og 40% med de største usikkerheder i Sydeuropa. Se kapitel 5 for yderligere diskussion af usikkerheder ved tålegrænseberegninger.

Emissionskontrol og omkostninger

I RAINS er der udvalgt en række typiske kontrolstrategier. Det antages, at disse kontrolmuligheder er tilgængelige og mulige for alle

europæiske lande, og de derfor gælder for hele Europa. For hver emissionskilde er der opstillet en liste af karakteristiske emissions kontrolstrategier, hvor de specifikke reduktionsomkostninger estimeres med hensyntagen til investerings- og driftsomkostninger. Investeringerne annualiseres over den tekniske levetid af det forureningsbegrænsende udstyr. Det antages, at den tekniske virkningsgrad, investeringerne, vedligeholdelse og materialeforbruget alle er teknologi-specifikke og dermed ens for alle de europæiske lande for en given teknologi. Derimod betragtes brændselskarakteristikker, kedelstørrelser- og kapacitet, omkostningerne for arbejdskraft mm. som landespecifikke faktorer, der påvirker de aktuelle omkostninger for emissionsreduktioner.

Databaserne for emissionskontrol er baseret på en række nationale studier og internationale rapporter. De landespecifikke informationer er taget fra officielle nationale og internationale statistikker.

Scenarierne

RAINS er typisk blevet brugt til fire typer af scenarieberegninger:

- *Referencescenarier* som beregner depositionsmønstre og tålegrænseoverskridelser i et basisår og fx år 2000 og 2010 efter implementeringen af nuværende reduktionsplaner (Current Reduction Plan) eller ved gennemførelse af alle teknisk mulige emissionsbegrænsninger over hele Europa (Maximum Technical Feasible Reduction-scenariet).
- *Målsætnings-scenarier* som beregner den mest optimale sammensætning af omkostninger til reduktion af emissioner for at opnå et bestemt niveau af økosystembeskyttelse.
- *Scenarier uden effekt beregninger* som beregner optimale emissionsreduktioner med den begrænsning at den maksimale marginalomkostning per ton SO₂ ikke overskrider en given værdi eller at marginalomkostningerne ikke overskrider fx 0,2% af BNP.
- *Procentuel reduktionsscenario (Udbedringstaktik/ Gap-Closure)* som beregner optimale emissionsreduktioner for at opnå en vis procentvis reduktion i økosystem belastning i forhold til et basis år, fx 1990.

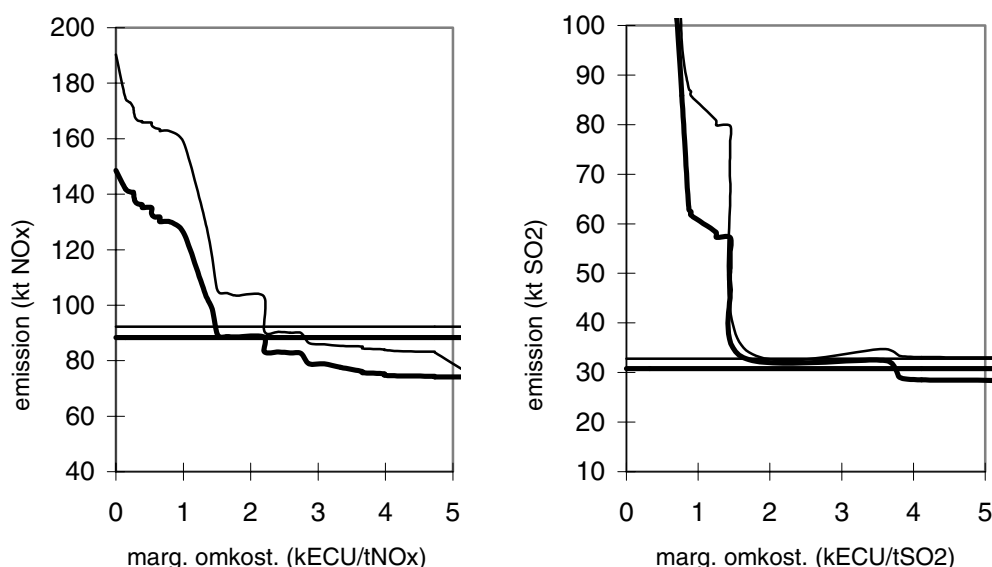
Omkostningsoptimeringer

IIASA udfører optimeringsberegninger med RAINS modellen til den kommende multieffekt protokol og EU's forsuringsstrategi for Danmark. Ud fra indberettede tal fra Landbrugs-, Energi- og Trafikministeriet beregner RAINS omkostninger til reduktion af udslip for de enkelte sektorer for år 2010. Man kan beregne en kurve over de marginale omkostninger de enkelt tiltag resulterer i og sammenholde dette med effekten på det samlede udslip (de såkaldte Omkostningskurver). På denne måde kan man aflæse hvilke tiltag, der har størst betydning og hvilke omkostninger (per ton udslip), der er forbundet med tiltagene.

Ved beregning af omkostningsoptimale emissionsreduktioner bestemmes emissionsloftet i de enkelte lande dels af reduktionskravene i de grider, hvor emissioner fra landet bidrager til depositionen, dels af de marginale omkostninger for emissionsbegrænsninger. Emissi-

onsbegrænsningerne placeres så der opnås den størst mulige forbedring af målsætningen for en given omkostning.

Ved beregningerne til EU's forsyningsstrategi er de marginal omkostningskurver, der anvendes i optimeringen, beregnet for år 2010. Marginalomkostningerne er prisen på et fjernet ton SO_2 , NO_x eller NH_3 for det sidst gennemførte reduktionstiltag. Emissionsreduktioner gennemført som følge af allerede vedtagne lovgivning eller eksisterende internationale aftaler er som udgangspunkt ikke indregnet i omkostningskurverne (der anvendes no control som reduktions scenario). Der er imidlertid anvendt som "policy constraint" ved optimeringen, at den fundne, optimale løsning for de enkelte lande ikke må være billigere end omkostningerne forbundet med gennemførelse af eksisterende lovgivning og internationale aftaler. Omkostningerne kan endvidere ikke være større end omkostningerne ved gennemførelse af de maksimalt teknisk mulige reduktioner (MTFR scenariet). Det beregnede emissionsloft for Danmark ligger for både SO_2 , NO_x og NH_3 så langt fra REF og MTFR scenarierne, at sammensætningen af allerede vedtagne reduktionstiltag ikke forventes at have indflydelse på de beregnede emissionslofter.



Figur A1.2. Marginalomkostninger ved reduktioner af emissioner af NO_x og SO_2 i Danmark i år 2010. Kurverne er beregnet ved anvendelse af hhv. Energi 21 (tyk linje) og Conventional Wisdom (tynd linje) som energi scenario. Der er indtegnede linjer, der angiver de tilsvarende beregnede emissionslofter i B1 scenariet.

Figur A1. 2 viser marginal omkostningskurverne for SO_2 og NO_x omkring det beregnede emissionsloft for SO_2 og NO_x for Danmark ved anvendelse af hhv. Energi 21 og Conventional Wisdom som energi scenario. De forventede emissioner uden emissionsreduktioner er som udgangspunkt højest for Conventional Wisdom scenariet som følge af det højere bruttoenergi forbrug. Marginal omkostningskurverne for de to energiscenarier vil tendere til at konvergere ved større gennemførte reduktioner. For yderligere diskussion af dette henvises til Bak, Tybirk, 1998.

A2. Modellsystemet DEM-TREGRO

I det følgende beskrives et eksempel på sammenkoblingen af PSI indikatorer for ozon og rødgran under danske forhold. Eksemplet viser, hvor kompliceret dette modellsystem er allerede før, der kobles Driving forces og Responses på.

Et eksempel på modellering af ozon koncentrationer, overskridelser og effekter

Et integreret system bestående af flere modeller kan anvendes til at samle den aktuelle viden indenfor luftforurening og derved at udvikle kriterier for beskyttelse af vegetation. Et sådant system kan bruges til at opnå en bedre forståelse af interaktioner mellem planterne og de stress faktorer, som planterne udsættes for. Her tænkes der især på forsurening og troposfærisk ozon. Formålet med opbygningen af et sådan integreret system er, at udvikle et værktøj som kan anvendes både indenfor forskning og af beslutningstagere til at kunne evaluere og kvantificere effekter af luftforurening på vegetation.

Modellsystemet illustreres i første omgang med troposfærisk ozon. Effekstudier af ozon viser, at "critical levels" for ozon til beskyttelse af landbrugsafgrøder og skove kan bedst etableres med langtidsmålinger specielt, når der er tale om akkumuleret overskridelser af ozon.

Modellsystemet består af en langtransporteret luftforureningsmodel der kobles til en effekt model, TreGro. DEME, "Danish Eulerian Model og Effect", er således et integreret system, der er under udvikling. DEME, kan bruges til at evaluere den relative effekt af forskellige stress faktorer (antropogene som naturlige) på vegetation med det formål at kunne adskille og kvantificere effekterne af forsurening og troposfærisk ozon fra tørke skader og mangel på næringsstoffer. Dens hovedkomponenter er, som det fremgår af navnet, langtransport luftforureningsmodel DEM (Zlatev et al 1995; Zlatev et al. 1992) og den dynamiske effekt model, TreGro (Weinstein et al. 1991). DEM er en Eulersk model der beskriver emission, langtransport, dispersion, ikke-lineær kemi, koncentration og deposition af p.t. 35 forskellige luftforurening for et modelområde, der dækker hele Europa. (Hater et al. 1991, Bastrup-Birk, A. et al. 1997a). Modellen beregner ozonkoncentrationer på timebasis. Den dynamiske effekt-model, TreGro, er under udvikling med det formål at undersøge de mekanismer, som planter kan bruge til regulere deres kulstof, vand og næringsstofbalance og dermed rette op på de skader, som skyldes luftforurening som troposfærisk ozon og svovldioxid.

Scenarier med DEM

The Danish Eulerian Model (DEM) beskriver transporten, dispersionen og de atmosfæriske reaktioner af luftforureninger (op til 130 reaktionsskemaer), deriblandt ozondannelse på timebasis (Zlatev et al., 1991; Bastrup-Birk et al., 1997a). Ozondannelse medfører kemiske reaktioner mellem NO_x og VOC'er, som drives af solstråling. Dette finder sted på regional skal i mange dele af verdenen. Modellen kan således relatere ozonkoncentrationer ved overfladen til ændringer i emissioner af ozon prekursorer.

DEM er blevet kørt med meteorologiske data for 7 år (1989-1995) og med adskillige emissions scenarier (Zlatev 1995; Zlatev et al. 1993, 1992, 1994; Bastrup-Birk et al. 1997b). De meteorologiske data indeholder datafiler, som læses i slutningen af en periode på 6 timer, og består af vindhastighed, nedbør, mixing height, temperatur, skydække og luftfugtighed. Tidsskridtet i modellen er på 15 minutter. Derfor udføres en lineær interpolation af de meteorologiske data. Modellen anvender emissions input data for SO₂, NO_x, NMVOC og NH₃ emissioner. De første tre emissioner er de samme som EMEP anvender, hvorimod ammoniak emissioner kommer fra Asman (1990). Emissionsdata er årlige gennemsnitsværdier for hvert EMEP grid. Simple lineær interpolation er blevet anvendt for at indføre årstids- og døgnvariationer. De naturlige VOC emissioner er også anvendt i modellen og beregnes ud fra en procedure, der er foreslået af Lübkert og Schöpp (1989), (se også Zlatev et al. 1993, 1992).

Modelresultaterne er blevet sammenlignet med målinger, der er udført i 1989.

Fire forskellige typer af scenarier er blevet kørt for at undersøge forholdet mellem emissioner og ozon overskridelser.

Scenarier

Referencekørsler udføres ved at anvende de europæiske emissioner for året 1989 for alle de relevante måneder i året (april til og med september) og for hvert af de 7 år, for hvilke der er meteorologiske data. Dernæst udføres modelkørsler med varierende reduktioner af dels NO_x-emissioner, VOC emissioner og både NO_x og VOC emissioner. Emissionerne reduceres med 0 til 100% (Bastrup-Birk et al. 1997a).

TreGro modellen simulerer de dynamiske ændringer (døgn som årstid) i trævæksten og er blevet udviklet for at kunne studere de mekanismer, hvormed planter regulerer deres kulstof, vand- og næringsstofbalance for at kunne modstå stress, der skyldes bl.a. luftforurening som ozon og forsurening (Weinstein et al. 1991). Modellen indeholder en række lineære og ikke-lineære partielle og ordinære differential ligninger.

Biomassen på et træ er slutproduktet på optagelse, allokering og tab af kulstof og næringsstoffer i løbet af trævegetationens levetid. Den fysiologiske vækstmodel indeholder en beskrivelse af disse processer for alle træets dele (blade, grene, stamme, rødder). TreGro giver en detaljeret beskrivelse af C-balancen og af fotosyntesen. Den daglige fotosyntese beskrives ved at integrere C-assimilationen over et antal lag i plantedækket, over et antal blade/nåle årgange og over dagen. Træets C-balance kan udtrykkes som,

$$\frac{dC}{dt} = \sum_{i=1}^N P_{g_i} - \sum_{j=1}^M R_{m_j} - \sum_{j=1}^M R_{g_j} - \sum_{j=1}^M L_j$$

hvor C er summen af kulstof i alle plantens reserver, P_g er brutto fotosyntesen, R_m er vedligeholdelses respiration, R_g respirationen der anvendes til vækst, L_i er tab på grund af ældning, i, er bladårgangen og j er plantedelen (blad/nål, gren, stamme, rødder).

Fotosyntese er en af de vigtigste processer i planter og kan beregnes udfra gradienten af CO₂ koncentrationen mellem luften og bladets indre. C-fikseringsrate er proportional med ledningsevnen på CO₂ fluksen i bladene ved stomata, k_s og ved celle membranen, k_m :

$$P_g = \frac{k_s + k_m}{k_s + k_m} \cdot \Delta CO_2$$

hvor P_g (g C m⁻² d⁻¹) er brutto fotosyntesen. Stomata ledningsevnen afhænger af den maksimale ledningsevne under optimale vækstbetingelser, bladvandpotentialet og af vanddamptryksdeficit. Celledmembranens ledningsevne afhænger af den maksimale ledningsevne, målt under lysmættede forhold, af temperatur og af solstrålingen.

TreGro simulerer de direkte effekter af luftforurening. Effekterne af ozon simuleres ved at antage øjeblikkelige skader på cellerne i mesofylvævet, når koncentrationerne overskrider en tærskelværdi, hvilket fører til højere respirationsrater og en mulig dræning af reserven af ikke-strukturel C. En følge af ozon er en tidlig ældning af plantedele. Dette simuleres, når der findes en nedsat fotosyntese eller øget respiration, hvilket får mængden af C i de ikke strukturelle reserver til at falde under en kritisk værdi.

De vigtige processer, som simuleres af TreGro er: plantens evne til at anvende ressourcer til at binde kulstof, de processer, hvor vand og næringsstoffer bliver tilgængelige og kan optages under fotosyntese, respiration og vækst, allokering der bruges til opretholde tilgangen af ressource og planternes evne til at reparere skader, der skyldes luftforurening. Modellen består af tre relaterede simulatorer, som hver følger fluksene af kulstof, vand og næringsstoffer ind og ud af plantens forskellige komponenter (træ, blade, fine og grove rødder, litter og humus). Disse tre simulatorer forbindes ved de mekanismer, hvormed C, H₂O og næringsstoffer påvirker hinanden med. Plantens evne til at bruge en af disse materialer reguleres af tilgængeligheden af de to andre. Modellen kan anvendes til at evaluere langtidseffekter af luftforurening på tilgængeligheden af ressourcerne, risikoen for en gradvis nedbrydning af træets sundhed under lange eksponeringsperioder og uligevægt i trævæksten, som følger med ændringer på kulstof allokeringen (Weinstein et al. 1991). For at kunne simulere de grundlæggende fysiologiske processer i planterne bliver træerne opdelt i strukturelle komponenter, som holder 'regnskab' med kulstof og næringsstof indholdet i plantedækket, i stammerne og i rødderne. Nogle af de vigtige mekanismer og processer, der beskrives i modellen, er fotosyntese, kulstof allokering, træernes fænologiske udvikling og fordelingen af tørstof i hele træet.

I første omgang er modelsystemet blevet parametriseret for rødgran, som har en stor økonomisk og økologisk betydning for Danmark. Modellen er blevet evalueret og afprøvet for danske vækstbetingelser ved at sammenligne modelresultater med eksperimenter udført under kontrollerede forhold (i OTC) og til felt eksperimenter (Bastrup-Birk et al. 1997a, 1997. Geenaert, Bastrup-Birk 1997). Dernæst er effekten af troposfærisk ozon blevet koblet på modelsystemet.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. 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 og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 413
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

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

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

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

1998

- Nr. 234: Background Concentrations for Use in the Operational Street Pollution Model (OSPM). By Jensen, S.S. 107 pp., 125 DKK.
- Nr. 235: Effekten på sangsvane ved etablering af en vindmøllepark ved Overgaard gods. Af Larsen, J.K. & Clausen, P. 25 s., 35,00 kr.
- Nr. 236: The Marine Environment in Southwest Greenland. Biological Resources, Ressource Use and Sensitivity to Oil Spill. By Mosbech, A., Boertmann, D., Nymand, J., Riget, F. & Acquarone, M. 202 pp., 250,00 DKK (out of print).
- Nr. 237: Råvildt og forstyrrelser. Af Olesen, C.R., Theil, P.K. & Coutant, A.E. 53 s., 60,00 kr.
- Nr. 238: Indikatorer for naturkvalitet i søer. Af Jensen, J.P. & Søndergaard, M. 39 s., 50,00 kr.
- Nr. 239: Aromater i spildevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. & Hansen, A.B. 64 s., 60,00 kr.
- Nr. 240: Beregning af rejsetider for rejser med bil og kollektiv trafik. ALTRANS. Af Thorlacius, P. 54 s., 74,00 kr.
- Nr. 241: Control of Pesticides 1997. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Køppen, B. & Petersen, K.K. 24 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 242: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1997/98 i Danmark. Af Clausager, I. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 243: The State of the Environment in Denmark 1997. By Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristensen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. (eds.). 288 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 244: Miljøforholdene i Tange Sø og Gudenåen. Af Nielsen, K., Jensen, J.P. & Skriver, J. 63 s., 50,00 kr.
- Nr. 245: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report 1997. By Kemp, K., Palmgren, F. & Mancher, O.H. 57 pp., 80,00 DDK.
- Nr. 246: A Review of Biological Resources in West Greenland Sensitive to Oil Spills During Winter. By Boertmann, D., Mosbech, A. & Johansen, P. 72 pp., 95,00 DKK.
- Nr. 247: The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's dissertation (DSc). By Jeppesen, E. 358 pp., 200,00 DKK.
- Nr. 248: Lavvandede søers økologi - Biologiske samspil i de frie vandmasser. Doktordisputats. Af Jeppesen, E. 59 s., 100,00 kr.
- Nr. 249: Phthalater i miljøet. Opløselighed, sorption og transport. Af Thomsen, M. & Carlsen, L. 120 s., 45,00 kr.
- Nr. 250: Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg, III. Feltundersøgelser og litteraturudredning. Af Jeppesen, J.L., Madsen, A.B., Mathiasen, R. & Gaardmand, B. 69 s., 60,00 kr.
- Nr. 251: Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. 102 s., 125,00 kr.
- Nr. 252: Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Paulsen, I., Jensen, P.G. & Rasmussen, P. 154 s., 150,00 kr.
- Nr. 253: Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Windolf, J., Svendsen, L.M., Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Skriver, J. & Erfurt, J. 102 s., 150,00 kr.
- Nr. 254: Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Ærtebjerg, G. et al. 246 s, 250,00 kr.
- Nr. 255: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Frohn, L., Skov, H. & Hertel, O. 97 s., 100,00 kr.
- Nr. 256: Emissioner fra vejtrafikken i Danmark 1980-2010. Af Winther, M. & Ekman, B. 73 s., 75,00 kr.
- Nr. 257: Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Af Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. & Bruun, H.G. 93 s., 100,00 kr.
- Nr. 258: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 1998. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 29 s., 40,00 kr.
- Nr. 259: Kontrol af konserveringsmidler og farvestoffer i legetøjskosmetik. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 28 s., 50,00 kr.
- Nr. 260: Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Af Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. 86 s., 150,00 kr.
- Nr. 261: Udvidet pesticidmetode i forbindelse med grundvandsovervågning. Af Vejrup, K.V. & Ljungqvist, A. 52 s., 50,00 kr.
- Nr. 262: Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, 9th - 12th October 1997, Århus, Denmark . Ed. by Madsen, A.B., Asferg, T., Elmeros, M. & Zaluski, K. 45 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 264: Phenoler i drikkevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 159 s., 80,00 kr.

The report describes and discusses the principle of Critical Loads and Critical levels in relation to strategic environmental planning. The DPSIR-chain explanatory variables are used as a framework for the process of integrating economics, chemistry and ecology in the field of acidifying and eutrophying substances as well as tropospheric ozone in Denmark and Europe.

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-454-2
ISSN 0905-815X