

37/2001

TEMA-rapport fra DMU

Danmarks Miljøundersøgelser

Borte med blæsten?

Modeller til vurdering af luftforurening



Borte med blæsten? Modeller til vurdering af luftforurening

Jørgen Brandt

Ole Hertel

Jes Fenger

Afdeling for Atmosfærisk Miljø

TEMA-rapport fra DMU, 37/2001,
Borte med blæsten? Modeller til vurdering af luftforurening

Forfattere: Jørgen Brandt, Ole Hertel og Jes Fenger
Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser©
Hjemmeside: www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt: September 2001

Layout, illustrationer og produktion: Britta Munter, Grafisk Værksted, DMU, Roskilde
Omslagsfoto: Underlagsfoto: CDanmark, øvrige fotos: DMU/Jørgen Brandt, DMU/Ole Hertel
2. maj/Sonja Iskov og Lennart Rasmussen

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Tryk: Scanprint, ISO 14001 miljøcertificeret,
EMAS reg. nr. DK-S-0015 miljøregistreret, ISO 9002 kvalitetsgodkendt.
Trykfarver: Vegetabiliske uden opløsningsmidler.
Omslag lakeret med vandbaseret, vegetabilisk lak.
Papir: Cyclus Print, 100 % genbrugspapir



Sideantal: 56
Oplag: 1.500

ISSN (trykt): 0909-8704
ISSN (elektronisk): 1399-4999
ISBN: 87-7772-629-4

Pris: 50,- kr. Klassesæt á 10 stk: 375,- kr. Abonnement (5 numre): 225,- kr.
(Alle priser er incl. 25 % moms, excl. forsendelse)
Rapporten kan også findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside.

Købes i boghandelen eller hos:

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tel: 4630 1200
Fax: 4630 1114
E-mail: dmu@dmu.dk
Hjemmeside: www.dmu.dk

Miljøbutikken
Information & bøger
Læderstræde 1-3
1201 København K
Tel: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
E-mail: butik@mem.dk
Hjemmeside: www.mem.dk/butik

Indhold

5	Forord
7	Problemstilling
7	Hvad er luftforurening?
8	- og hvad er så en luftforureningsmodel?
13	Den videnskabelige baggrund
13	Kilder til luftforurening
15	Transport og spredning
17	Omdannelse
20	Afsætning
22	Lokalskalamodeller
24	Langtransportmodeller
29	Konkrete eksempler
29	Befolkningsbelastning
32	Fotokemiske episoder
34	Eutrofiering
36	Problemer i Arktis
38	Katastrofer
41	Beslutningsværktøjer
41	Overvågning af luftkvalitet
42	Prognoser for luftforurening
44	Koblede modeller
46	Reduktionsstrategier
51	Perspektiver
51	Hvor meget kan man stole på resultaterne?
53	Konklusion
54	Supplerende litteratur
55	Tidligere TEMA-rapporter fra DMU
56	Danmarks Miljøundersøgelser



Forord

”Mål alt, hvad måleligt er, og gør det måleligt som ikke er det” sagde (efter traditionen) Galilei. Når det gælder studier af luftforurening er det umiddelbare redskab selvfølgelig også målinger. Men der er et andet væsentligt redskab, der har fået stigende betydning med udviklingen af computere: Modelberegninger.

Ordet ”model” kommer fra latin og er diminutiv af ”modus”, der betyder målestok eller mål. Det bruges i dag i mange betydninger. En af dem er - oversat fra Websters Dictionary of the English Language:

”En matematisk repræsentation af facts, faktorer og følgerelationer af en størrelse eller en situation”

Og det er netop dét luftforureningsmodeller er. De giver først og fremmest en videnskabelig forståelse, men har også en række praktiske anvendelser:

- De kan tolke og generalisere måledata,
- de kan forudsige udviklingen i forurening nogle dage frem,
- og de kan behandle helt hypotetiske situationer, hvor de besvarer spørgsmål af typen: Hvad vil der ske hvis.....?

Rapporten koncentrerer sig om udslip, spredning, omdannelse og afsætning af egentlig luftforurening. Den behandler derfor ikke drivhusgasser og klimamodeller. De mange modeller, der er udviklet til beskrivelse af effekter efter afsætningen nævnes kun som en ramme.

Læsevejledning

Efter en kort introduktion til problemstillingen har rapporten tre hovedafsnit. Det første hovedafsnit giver den videnskabelige baggrund for modellerne og de processer der indgår: Emissioner transport og spredning, omdannelse og afsætning af luftforurening. Desuden gennemgås de vigtigste delprocesser og den måde de bliver beskrevet i modeller for henholdsvis lokalskala og langtransport. Det andet hovedafsnit giver konkrete eksempler på anvendelsen af modeller ved forskellige problemstillinger. I det sidste hovedafsnit behandles modelsystemer og deres anvendelse som værktøj i beslutningsprocesser af samfundsmæssig betydning.

Litteratur

Litteraturlisten side 54 indeholder forslag til videre læsning – de fleste gælder danske bøger og rapporter på niveau med den foreliggende, men der er også enkelte videregående på engelsk.

Referencer og tak til bidragsydere

Rapporten er i det væsentlige baseret på modelarbejde i Danmarks Miljøundersøgelses Afdeling for Atmosfærisk Miljø. Referencer til de enkelte medarbejdere er angivet i forbindelse med figurtekster. Vi takker specielt for materiale og kommentarer modtaget fra vore kolleger: Willem Asman, Ruwim Berkowicz, Jesper H. Christensen, Lise M. Frohn, Steen Solvang Jensen, Per Løfstrøm, Helge Rørdam Olesen, Carsten Ambelas Skjøth, og Zahari Zlatev.

Jørgen Brandt, Ole Hertel og Jes Fenger

Luftforureningen er en kæde af beslutninger og fænomener. Den begynder når vi fx vælger at fremstille elektricitet ved afbrænding af kul eller driver vores biler med benzin.

Forureningen slipper ud i atmosfæren fra skorstene, biludstødninger, svinefarme og mange andre kilder. I atmosfæren spredes de forskellige stoffer og omdannes måske inden de igen fjernes ved forskellige processer. Bl.a. kan det ske ved at de regner ud.

Afhængigt af hvor stofferne afsættes kan de have forskellige virkninger, fx medføre skovdød eller føre til åndedrætsbesvær hos følsomme personer.

For alle led i kæden kan man opstille matematiske modeller, og man forsøger at sammenkoble dem til beslutningsværktøjer.





Problemstilling

Hvad er luftforurening?

Et problem på mange skalaer

Luftforurening er et miljøproblem med mange aspekter. Det spænder fra rene "her og nu" fænomener som irritation af øjne og luftveje, over regionale fænomener som overgødskning (*eutrofiering*) med en tidshorisont på årtier, til globale virkninger som forøget drivhuseffekt, der kan ændre livsbetingelser for mennesker og natur på hele Jorden i løbet af de kommende århundreder.

En kæde af fænomener

Uanset på hvilken skala luftforureningen udspiller sig, kan den, som vist på side 4, opfattes som en kæde af fænomener:

Det begynder med en aktivitet, der medfører udslip (også kaldet emission). Normalt tænker man på menneskeskabte udslip, men også udslip fra naturlige kilder som fx vegetation, skovbrande eller vulkaner har betydning. De udsendte stoffer er normalt kemiske forbindelser som findes i atmosfæren i forvejen, men som nu kommer til at optræde i for høje koncentrationer på ubekvemme steder. Der kan dog også være tale om naturfremmede stoffer som fx CFC, dioxiner eller radioaktive isotoper.

Udslippene varierer betydeligt fra sted til sted; fx er udslippet af kvælstofoxider, der fortrinsvis kommer fra trafik, højere i byerne end ude på landet. Udslippene varierer ligeledes i tiden; fx er udslippet af svovldioxid, der typisk stammer fra afbrænding af kul og andre fossile brændsler, størst om vinteren.

Efter udslippet vil forureningen udbredes med luftens bevægelser. Der er her dels tale om *transport* med vinden, dels om *diffusion*. Diffusion kan opfattes som en spredning pga. turbulens i luften. Den svarer til transporten pga. vinden, men sker på en meget mindre skala. Den vertikale opblanding (eller diffusion) afhænger af, om der er forhold, som giver opdrift pga. højere jordtemperatur i forhold til temperaturen lige over jorden, eller om der er mekanisk turbulens i luften som et resultat af vindens opbremsning mod overfladen.

Forureningens udbredelse med luftens bevægelser afhænger derfor ikke alene af meteorologiske forhold, men også af omgivelsernes karakter – fra enkelte bygninger i nærområdet til bjergkæder og hele kontinenter i regional og global skala. Også overfladers beskaffenhed har betydning. Luftens bevægelser over vand, græs, skov eller byområder er således meget forskellige.

Den samlede stoftransport kan ske over store afstande, og i Danmark stammer en væsentlig del af luftforureningen fra kilder, der ligger op til flere tusinde kilometer væk.

Sideløbende med udbredelsen kan der foregå *kemiske omdannelser*, hvor de stoffer, der er udsendt fra kilderne – såkaldt *primære* forureninger – omdannes til andre – såkaldt *sekundære*. Typisk er der tale om reaktioner med oxiderende forbindelser dannet under indvirkning af sollys.

De forskellige stoffer kan endelig direkte *afsættes* på overflader som fx jord, planter og bygninger. Det kaldes *tørdeposition*. Men desuden optager vandet i atmosfæren (fortrinsvis i, men også uden for skyerne) en del af forureningen, der derved bliver fjernet fra luften og kan falde ned på overfladen sammen med nedbøren. Det kaldes *våddeposition*.

Betydningen af nye teknikker

I de senere år er der udviklet en række nye automatiserede målemetoder. Det har givet måledata for mange nye stoffer samt en højere tidsopløsning i målingerne. Da der samtidigt er sket en eksplosiv udvikling i den computerkraft, der er til rådighed inden for forskningsverdenen, er det blevet muligt at udvikle komplekse modeller til beskrivelse af de fysiske og kemiske processer.

Luftforureningen fra kraftværker (her i Århus) består i det væsentlige af svovldioxid, kvælstofoxider, kulbrinter og andre stoffer. Disse stoffer findes i forvejen i »ren luft« – blot i meget mindre mængder.

- og hvad er så en luftforureningsmodel?

En forenkling af virkeligheden

En model er en forenklet og overskuelig (men ikke derfor nødvendigvis simpel) beskrivelse af en del af den virkelige verden - enten som den ser ud nu, eller som den kunne se ud under givne forudsætninger. Det er afgørende for modellens troværdighed, at de nødvendige forenklinger ikke forvrænger de aspekter, man vil belyse, og at de forudsætninger, man antager, er i overensstemmelse med naturlovene.

En simpel model

En bil kører med 50 km/t ad en given rute. En model, der fortæller hvor bilen er (eller vil være) til givne tidspunkter, siger ganske enkelt:

Sted = hastighed x tid

Klokken 9:00 befinder bilen sig på et bestemt sted.

Kl. 10:00 har den flyttet sig

50 km/t x 1 time = 50 km!

Hvis bilen også ændrer hastighed og/eller retning, bliver modellen lidt mere kompliceret. I princippet anvendes den samme metode, når man beregner transport af luftforurening med vinden. Hvis vinden havde en jævn og konstant hastighed på 50 km/t, ville luftforureningen tilsvarende bevæge sig 50 km på en time. Men vinden forandres med tiden, i højden og alle steder. Det skal der holdes regnskab med.

Umiddelbare komplikationer

Primitive modeller er i reglen såkaldt lineære som i det klassiske regnestykke:

"Når 4 appelsiner koster 8 kr., hvad koster så 10?". I den virkelige verden er svaret som bekendt ikke altid 20 kr., men måske kun 16. Hertil kommer, at når flere processer forløber samtidigt, kan man ikke uden videre antage, at de er uafhængige af hinanden. Også det skal modellerne kunne håndtere.

Et eksempel på ikke-linearitet fra dagligdagen. En pakke fiskepinde koster kr. 10,95, men 6 pakker kun kr. 50,00 og ikke kr. 65,70

Den matematiske modelbeskrivelse

En luftforureningsmodel består grundlæggende af et system af matematiske ligninger, der beskriver de forskellige betydningfulde atmosfæriske processer og deres indbyrdes sammenhæng.

Den matematiske ligning for transport og omdannelse af luftforurening kan (i den Eulerske form, se side 24) have følgende opbygning:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} = & - \left(u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} \right) \\ & + \frac{\partial C}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial C}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial C}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \\ & + E(x, y, z, t) \\ & - v_d C - \Lambda C \\ & + Q(C_1, C_2, C_3, \dots, C_q) \end{aligned}$$

Omskrevet i ord fortæller ligningen, der er en såkaldt partiel differentialligning, at koncentrationen af et stof (C) til en given tid (t) og på et givet sted (x,y,z) afhænger af en række forskellige ting:

- Udslippet E af stoffet på stedet (x,y,z) til tiden t
- Vindens hastighed i x, y, og z retningen (u,v,w). Disse retninger kan fx være øst/vest, nord/syd og op/ned
- Diffusionen i de tre retninger, der er bestemt ved såkaldte diffusionskoefficienter (K)
- Kemiske reaktioner (Q) mellem en række forskellige stoffer. I den virkelige atmosfære er der langt flere stoffer end modellen kan håndtere. Alene i biludstødning har man identificeret flere hundrede organiske forbindelser. I praksis regner man dog sjældent på mere end 50-100 stoffer
- Afsætningen af stof, der er bestemt af stoffets koncentration (C) og henholdsvis en tørdepositions-hastighed (v_d) og en våddepositions-koefficient (Λ).



Foto: DMU/ies/Fenger

Diskretisering af en ligning

En computer kan ikke behandle en partiel differentialligning såkaldt analytisk og levere en løsning i form af et matematisk udtryk, som når man fx løser en andengradsligning på et stykke papir. Man må arbejde i trin - såkaldt diskretisering. Det kan gøres på mange måder. Et simpelt eksempel er følgende ligning for transport i én dimension uden nogen komplikationer:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x}$$

Udtrykt i ord siger den at ændringen af koncentrationen (C) med tiden (t) er lig vindhastigheden (u) gange ændringen af C i retningen x - den såkaldte gradient. Når man løser ligningen på en computer, inddeler man koncentrationen, tiden, og rummet i små intervaller: $C = \Delta C$, $t = \Delta t$, $x = \Delta x$ og $u = \langle u \rangle$, hvor $\langle u \rangle$ er middelværdien af u i hvert interval, som fx:

$$- \left| \langle u_1 \rangle \right| \left| \langle u_2 \rangle \right| \left| \langle u_3 \rangle \right| \left| \langle u_4 \rangle \right| \dots \left| \dots \right| \left| \dots \right| \left| \dots \right| -$$

$$\Delta x = x_2 - x_1$$

På denne måde fås:

$$\frac{\Delta_{(tid)} C}{\Delta t} = - \langle u \rangle \frac{\Delta_{(rum)} C}{\Delta x}$$

For hvert enkelt interval kan computeren nu beregne ændringen i koncentrationen med tiden i et punkt, som følge af vindens transport af luftforurening:

$$\Delta_{(tid)} C = - \Delta t \langle u \rangle \frac{\Delta_{(rum)} C}{\Delta x}$$

Opløsningsevne

Når man i beregningerne opdeler ligningen i rumlige enheder og tidsmæssige trin, bliver opløsningsevnen (evnen til at vise detaljer) ikke bedre end opdelingen. Det er ligesom med et fotografi, der er gengivet i en avis - man kan ikke skelne noget, der er mindre end de enkelte raster eller pixler.

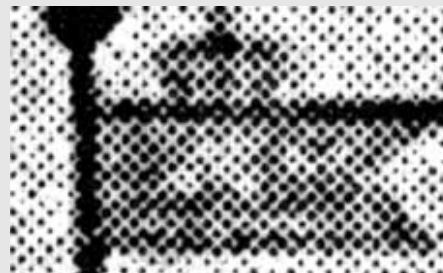
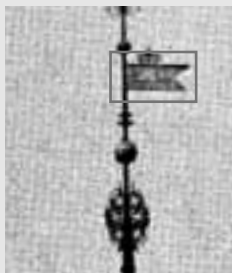
I *princippet* kan man lave inddelingerne så fine man vil, men i *praksis* sætter computerens kapacitet en grænse. Hvis man vil regne over store områder og lange tidsrum, må det ske i store trin. Hvis man vil have mange detaljer med, må man nøjes med et mindre område og/eller kort tid. Hertil kommer, at de data, man fodrer computeren med: Oplysninger om meteorologiske parametre, udslip af forurening osv. i sig selv har begrænset opløsning.

Modeller til overvågning

Der gennemføres i dag over en stor del af verden, herunder i Danmark, omfattende feltundersøgelser af luftforurening i byer og baggrundsområder. Målinger spiller en central rolle, men matematiske modeller indgår også som et vigtigt redskab i disse undersøgelser. En væsentlig årsag er, at det ville være dyrt og besværligt - eller direkte umuligt - at måle luftforureningen alle steder.

Endvidere kan modellerne, som tidligere nævnt, anvendes ved fortolkningen af resultaterne og til at vurdere betydningen af de forskellige kilder. I et vist omfang kan modellerne, ved løbende beregninger, anvendes til at identificere mulige perioder hvor måleinstrumenterne ikke fungerer efter hensigten, når måledata og beregningsresultater afbildes som løbende tidsserier.

Et avisbillede kan ikke give mere information end der ligger i rasterne - selvom man forstørrer det.



Modeller til prognoser

Derudover kan man bruge modeller af luftforurening i forbindelse med en vejrudsigt til at lave luftforureningsprognoser (luftudsigter). Prognoseerne kan bruges til at informere og evt. advare befolkning og myndigheder, når man kan forvente en overskridelse af kritiske grænseværdier. Det er specielt mennesker med luftvejslidelser (fx astma og bronkitis) der kan have nytte af en luftudsigt.

Modeller til scenarier

Modeller er et godt værktøj til at besvare spørgsmål som: "Hvad sker der med luftkvaliteten, hvis vi etablerer en fabrik eller en motorvej et givet sted?" eller "Hvilket indgreb over for atmosfæriske udslip vil have størst effekt på afsætningen af forurenende stoffer på følsomme områder, som fx. skovsøer i Sverige?". Direkte undersøgelser lader sig vanskeligt gennemføre og det vil kunne medføre investeringer i indgreb uden den ønskede effekt.

Sættet af antagelser, man beregner efter, kaldes et *scenario* (efter græsk for scenebillede) og er en beskrivelse af hvordan verden (eller rettere en del af verden) kunne se ud under en række givne antagelser.

Figur 1

Modelresultater skal sammenlignes med tilsvarende målinger, så man kan vurdere hvor sikker modellen er. Billedet viser en målestation på Jagtvej i København. Data herfra er bl.a. blevet anvendt til at teste en gaderumsmodel. Se nærmere herom side 23.



Foto: DMU/Fin Falmgren Jensen

Benzinens sammensætning er afgørende for den resulterende luftforurening. Bly er stort set forsvundet.

Der kan opstilles scenarier på forskellige trin i beregningerne: Emissionsscenarier, scenarier for specielle meteorologiske forhold osv.

Man kan opstille mange forskellige scenarier, og de behøver ikke alle at være lige sandsynlige. Opstiller man scenarier for fremtiden, vil - i følge sagens natur - højst et af dem blive realiseret.

Kontrol af modeller

Det er desværre ikke alle oplysninger, som er nødvendige for at køre en model, man kender tilstrækkeligt godt eller detaljeret. Det kan fx gælde den hastighed, hvormed en række kemiske reaktioner forløber. Det er heller ikke sikkert, at fordi man kan beskrive de enkelte processer rimeligt godt, kan man også gøre rede for deres vekselvirkninger. Det er derfor nødvendigt på forskellig vis at kontrollere, at modellerne regner tilstrækkelig nøjagtigt. Den mest direkte metode består i sammenligninger med målinger, såkaldt *validering* (figur 1). Modeller og målinger er derfor i praksis ikke et "enten eller", men et "både og".

Man skal her være opmærksom på, at detaljeringsgrad og præcision i måledata i stort omfang sætter grænser for hvor gode modelbeskrivelserne bliver. Matematiske modeller betragtes derfor ofte med skepsis af de, som ikke selv har beskæftiget sig med dette område. Et tæt samarbejde mellem "modellører" og "målfolk" er en forudsætning for at opnå en godt resultat i forbindelse med udviklingen af modeller.



Foto: DMU/ies Fengler

Størrelsen af en luftforureningsmodel?

I en luftforureningsmodel, der skal dække hele Europa, kan vi f.eks. vælge at have en opløsning på 25 kilometer i de to horisontale retninger (x,y) og måske 100 meters opløsning i lodret retning (z). Skal modellen dække hele Europa, der er ca. 5.000 km på hver led, med et sådan gitternet, får vi, at antallet af gitterpunkt bliver ca. 200 i både x- og y-retningen. I den lodrette retning vil man typisk have 15-30 lag.

Det totale antal af gitterpunkter i modellen er så lig med 200 gitterpunkter i x-retningen gange 200 gitterpunkter i y-retningen gange f.eks. 30 vertikale lag = 1.200.000 gitterpunkter i alt. I hvert gitterpunkt skal alle variable i modellen repræsenteres. Det kan f.eks. være at vi har 50 kemiske stoffer (variable) i modellen. For at løse transportligningen med denne diskretisering får vi nu, at for hvert eneste tidskridt i modellen, skal man løse en ligning i hvert af de 1.200.000 gitterceller og for hvert af de 50 stoffer. Det giver i alt 60 millioner ligninger med 60 millioner ubekendte. Dette ligningssystem skal løses for hvert tidskridt, som f.eks. er på 450 sek. Dvs. at vi har ca. 70.000 tidskridt på et år! Så store problemer kan kun løses på meget hurtige computere!

Skulle man lave de samme beregninger på papir og forudsættes, at man kan lave én beregning hvert eneste sekund (fx at lægge to tal samme), dag og nat, så ville det tage over 500.000 år at lave de samme beregninger, som en meget hurtig computer ville lave på nogle få timer.

Der er yderligere et problem! Modellen er ikke stabil, hvis tidskridtet, Δt , bliver for stort. Der er visse ting, der skal hænge sammen for transporten pga. vinden. Hvis vindhastigheden bliver for stor i forhold til tidskridtet og gitteropløsningen, vil modellen "gå ned" Der gælder følgende stabilitetskriterie for transportleddet:

$$\Delta t < \Delta x / u$$

hvor Δx er den rumlige opløsning og u er vindhastigheden. For transporten gælder fx, at hvis man gerne vil have en opløsning på 12,5 km i de horisontale retninger i stedet for 25 km og dobbelt så mange lag så bliver der 8 gange flere gitterceller i modellen. Desuden skal tidskridtet halveres (ifølge ligningen ovenover), så en fordobling af opløsningen i en model (fx fra 25 km til 12,5 km), betyder 16 (!) gange større beregningstid. Hvis man gerne yderligere vil fordoble opløsningen til 6,25 km betyder det 256 gange større beregningstid, osv. Hvis man fx gerne vil køre med en opløsning på 100 m, som ville være optimalt for mange problemstillinger, betyder det $16^8 = 4.294.967.296$ – eller over 4 milliarder gange større beregningstid. Størrelsen på problemet vokser så hurtigt, at forskere, der udvikler luftforureningsmodeller, nemt kan bruge de hurtigste computere, der vil blive udviklet i fremtiden.

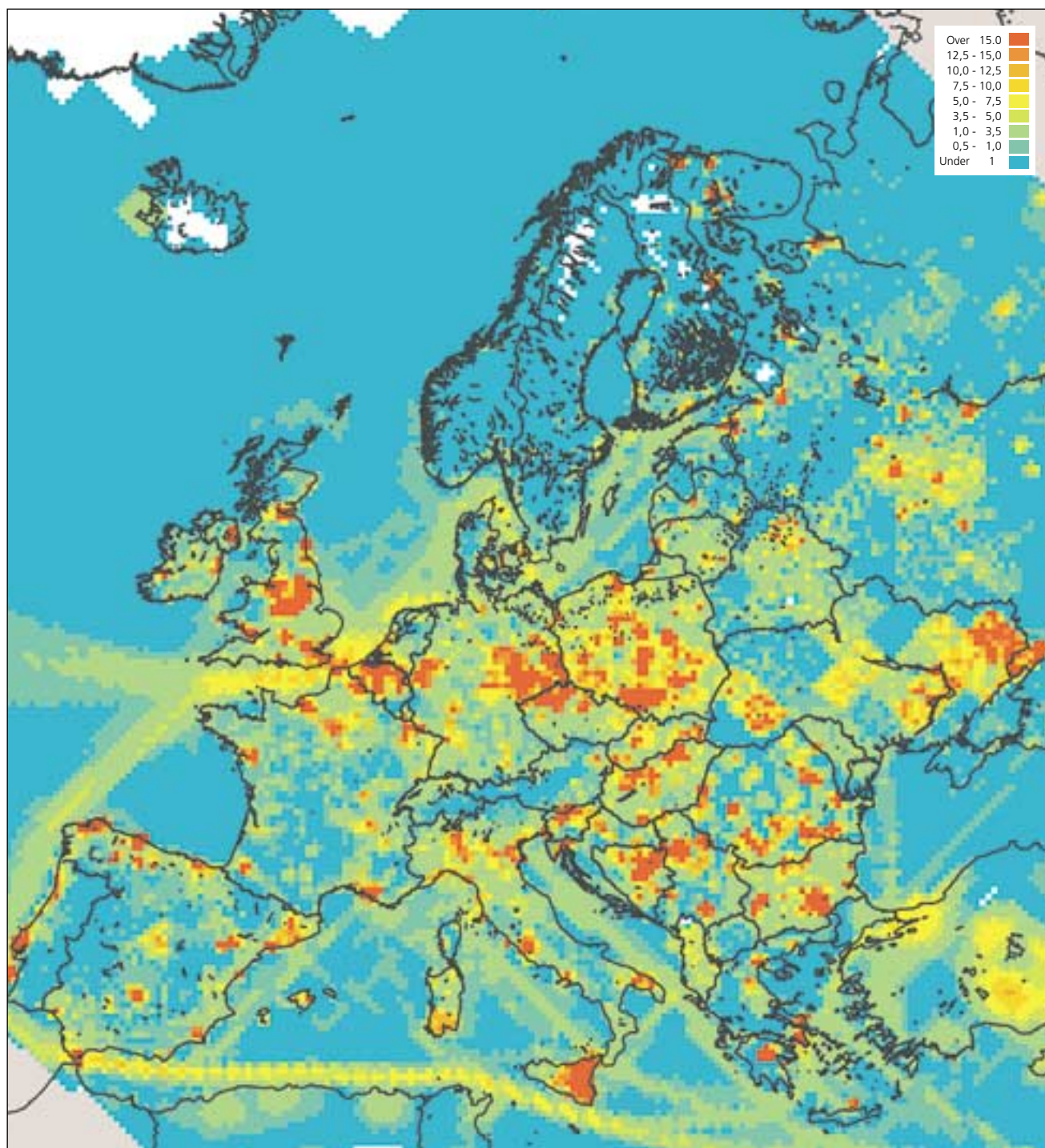
På DMU koordineres måle- og modelaktiviteter m.h.p. at udnytte viden fra modelresultater i design af målekampanjer samt at sikre, at måledata fra kampanjerne kan anvendes til videre udvikling og validering af matematiske modeller. Det gælder fx i forbindelse med valg af placeringen af målestationer til såvel kortere feltstudier som længerevarende monitoringsopgaver.

Også forsøg med fysiske modeller kan være vigtige redskaber til en forståelse af de indgående processer og dermed til en forbedring af modelgrundlaget. Der kan være tale om små modeller af fx et byområde som opstilles i en vindtunnel til studier af spredningen af forurening udsendt i en gade (se figur 2), eller såkaldte smog-kamre, hvor man studerer kemiske processer. Med fysiske modeller kan man styre forholdene og dermed få information som vanskeligt kan opnås i felten.



Figur 2

En anden form for model af Jagtvej i København. For at teste en gaderumsmodel, har man som vist lavet en fysisk model (her i skala 1:200). Modellen opstilles i en vindtunnel og målinger af kontrollerede udslip i modellen af gaden kan sammenlignes med målingerne på den virkelige Jagtvej og resultaterne fra de matematiske modeller.



Den videnskabelige baggrund

Kilder til luftforurening

Den naturlige atmosfære

Tør atmosfærisk luft består i hovedsagen af ca. 78% frit kvælstof (N_2) og 21% ilt (O_2). Men hertil kommer en lang række af andre stoffer i væsentligt mindre koncentrationer. Selv om disse *sporstoffer* udgør meget lidt i forhold til hovedbestanddelene, er det dem, som er interessante i relation til luftforurening.

Naturlige udslip

På globalt plan er det undertiden de naturlige udslip, der i det væsentlige bestemmer atmosfærens indhold af sporstoffer. Kilderne kan fx være vulkaner, havsprøjt, skovbrande, planter eller dyr. Selv i et så tæt befolket område som Europa stammer omkring en tredjedel af det samlede udslip af flygtige organiske forbindelser (fortrinsvis isoprener og terpener) fra skovområder og landbrug. Tilsvarende stammer en betragtelig del af det globale svovludslip fra nedbrydningen af marine alger.

Figur 3

Emissioner af svovl (SO_2) i Europa for 1998. Figuren viser af regnetekniske grunde tallene i 1.000 tons/år/2.500 km². Svovludslippene kommer fortrinsvis fra afbrænding af kul i kraftværker og industrivirksomheder. Man ser et bælte af højere udslip fra Midtengland over Ruhrdistriktet til området omkring det østlige Tyskland, det vestlige Polen og det nordlige Tjekkiet - det man populært kalder "den sorte trekant". Bemærk udslippene langs skibsruten, som angiver et betragteligt bidrag til de samlede udslip. I de hvide områder er der ingen emissioner.

(Kilde: EMEP)

Menneskeskabte udslip

Hovedkilden til den skadelige menneskeskabte luftforurening er anvendelsen af fossile brændsler dvs. kul-, olie- og gasprodukter. Ved forbrændingsprocesserne dannes en række forskellige stoffer. Fra trafik er det fx kvælstofoxider (NO_x), flygtige organiske forbindelser (VOC), kulilte (CO) og partikler. Industrien udsender stort set de samme stoffer, men ofte i væsentligt andre blandingsforhold, typisk med flere VOC'er. Fra de danske kulfyrede kraftværker er der et væsentligt indhold af svovldioxid (SO_2), selvom diverse tiltag har medført en væsentlig reduktion. Fra landbrugets husdyr er der store udslip af ammoniak (NH_3). Brug i private husholdninger af fx forskellige opløsningsmidler eller maling og lakker, der indeholder flygtige organiske forbindelser, er desuden væsentlige udslip. Eksempler på flygtige organiske forbindelser er: Ethen, propen, ethyn, benzen og toluen, som let opløser fedt og lim. Mere kendte stoffer er fx methanol (træsprit) og ethanol (almindelig sprit).

Usikkerheder

Det er vanskeligt at opgøre udslippene præcist, fordi kilderne er så mangfoldige og forskelligartede. Overalt, hvor der er menneskelig aktivitet, er der kilder til luftforurening og de varierer betydeligt fra sted til sted. Fx afhænger bilers emission af deres type og alder, indstillingen af motoren, om der er katalysator, temperaturen i udeluften osv. Desuden er kørselsmønstret meget vigtigt.

Nationale udslip

De Europæiske lande er forpligtede til at lave nationale opgørelser over udslippene for en række stoffer. Typisk vil resultatet være ét samlet tal pr år for hvert stof. Disse tal fordeles efter en nøgle i et gitternet, der i de færreste tilfælde har en opløsning bedre end 50 km × 50 km (figur 3).

For mindre, udvalgte områder kan man operere med en finere opdeling baseret på detaljerede opgørelser (figur 4), men usikkerheden kan være stor, når det gælder hvor udslippene foregår, hvordan de varierer i tiden og hvilke typer af kilder, der er ansvarlige. De informationer, der mangler, må man skønne på bedste måde. Denne usikkerhed i udslippene går naturligvis igen i modelresultaterne.



Foto: Danmarks Jordbrugsforskning

Grisehold er blevet en væsentlig kilde til ammoniak.

Lokale udslip og emissionsfaktorer

Udslip opgjort for Europa på et gitternet er normalt det bedste man har som input til langtransportmodeller (side 24). For lokalskalamodeller (side 22), som behandler fx udslip fra skorstene eller fra trafikken i en gade, er det mere overkommeligt at bestemme udslippet mere præcist, idet man har mulighed for at måle direkte på en skorsten eller foretage en trafiktælling i en bestemt gade. Man kan fx for hver time på en bestemt dag tælle, hvor mange køretøjer af forskellige typer, der passerer et givet gadesnit og i tillæg måle deres hastighed.

Ved - på en prøvestand - at måle direkte på udstødningen fra disse forskellige køretøjstyper, kan man bestemme hvor store udslip, der er af forskellige stoffer. Måles der på tilstrækkeligt mange køretøjer, kan man angive en gennemsnitlig såkaldt emissionsfaktor. Den kan fx bestemmes som funktion af aktiviteten: Kender man typen af køretøj, hvor langt det har kørt, og hvor hurtigt det har kørt, ganger man med faktoren for udslip og bestemmer derved udslipsfaktoren fra det enkelte køretøj.

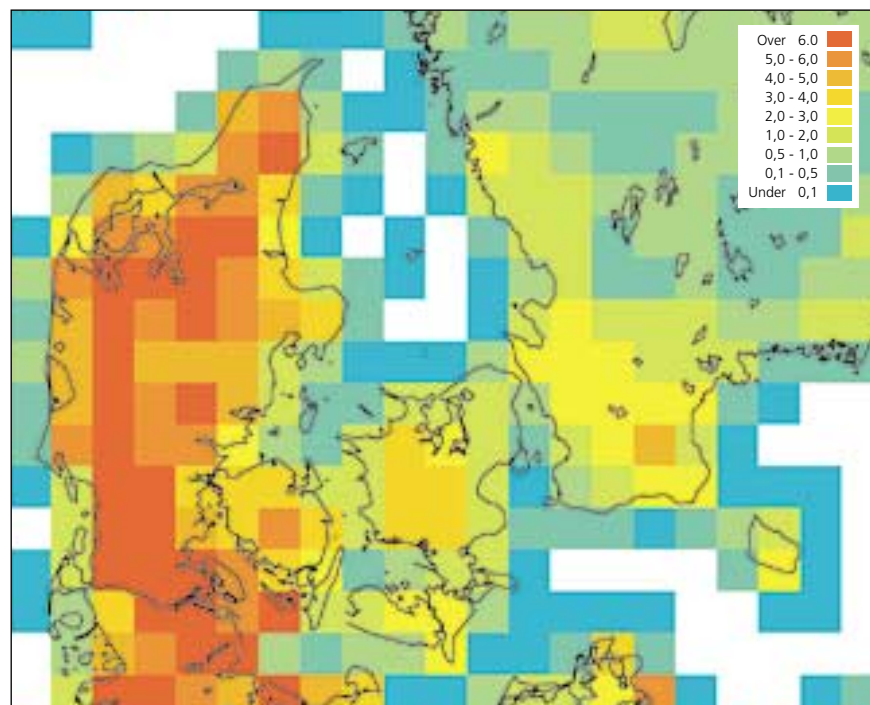
Ved større (nationale) opgørelser vil man på prøvestanden lade køretøjet gennemløbe en kørecyklus, der repræsenterer et typisk trafikforløb, hvorefter man direkte kan relatere udslippet til brændstofforbruget.

Ved trafiktællinger og vurderinger af trafikarbejdet over større områder, kan man bestemme det samlede udslip fra trafikken i området og det kan derefter bruges som input til modeller.

Figur 4

Udslip af ammoniak stammer primært fra landbruget, som fx fra Danmark og Holland, hvor der er mange grise, eller det vestlige Frankrig, hvor der er mange køer. Desuden er der væsentlige udslip i Irland og i det nordlige Italien. Figuren viser udslippene af ammoniak i Danmark for 1998, angivet i 1.000 tons/år/2.500 km². Det ses tydeligt, at det mest intensive dyrehold er i Jylland. I de hvide områder er der ingen udslip.

(Kilde: DMU og EMEP)



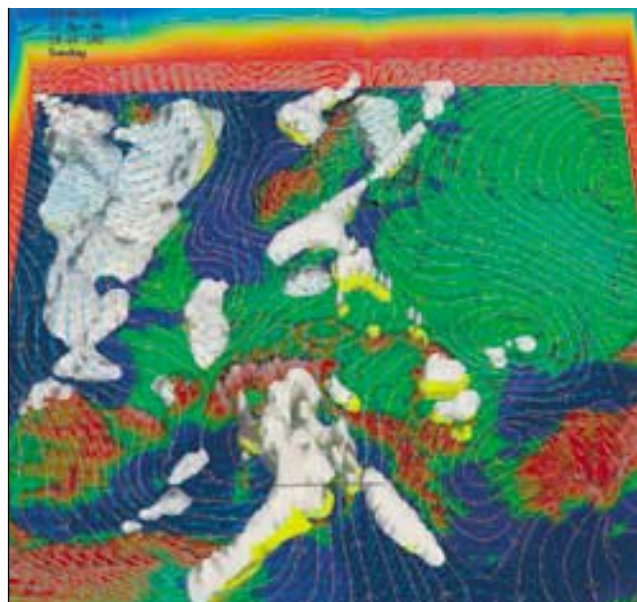
Transport og spredning

Bevægelser på alle skalaer

Transport af luftforurening i atmosfæren sker og forandres til alle tider, på alle steder og på alle skalaer – lige fra små tilfældige bevægelser af enkelte molekyler over turbulens til transport af luftmasser, der er styret af store vejrsystemer som fx lavtryk med størrelser på op til flere tusinde km (figur 5). Alle disse skalaer skal i princippet medtages i en luftforureningsmodel for at modellen kan beskrive transport af luftforurening så præcist som muligt.

Diskretisering

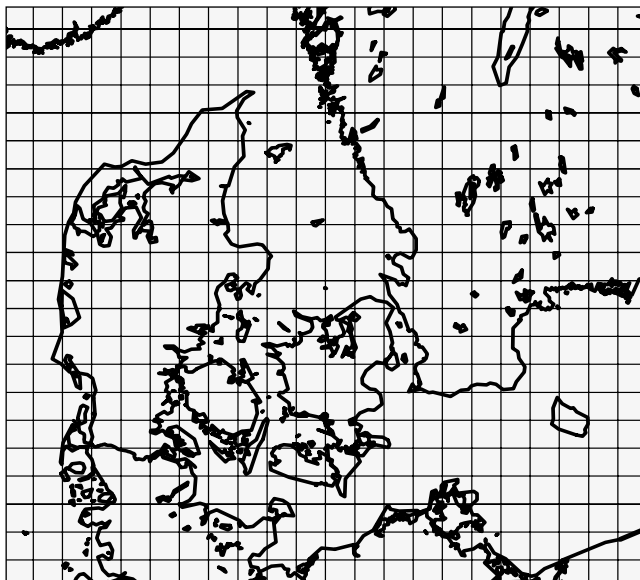
Som vist side 8 er det nødvendigt at diskretisere en model. Det betyder, at man skal opdele rum og tid i små enheder. I hver af disse enheder vil alle variable, der indgår i modellen, som fx koncentrationen af de forskellige stoffer, temperaturen, vindhastigheden, trykket, osv., repræsentere en middelværdi for hele enheden. Her har man den samme værdi for variabelen, fx over et område på 25 km x 25 km x 100 m og i tidsrummet på fx 450 sek. Kortet (figur 6) viser et eksempel, hvor Danmark er inddelt i et sådant gitternet. Det betyder, at modellen ikke direkte kan beskrive atmosfæriske processer på en skala mindre end 25 km, som fx små hvirvler eller deposition på mindre områder som fx en lille ø.



Figur 5

Vinde (vist med pile) og strømlinier (orange linier) i ca. 2 km højde, skyer (hvide) og nedbør (gule) over Europa den 27 april, 1986 (to dage efter Tjernobyl katastrofen, se side 38).

(Kilde: Jørgen Brandt, DMU)



Figur 6

Eksempel på inddeling af Danmark i et gitter. Her er størrelsen på hver gittercelle, 25 km x 25 km. Tilsvarende inddeles atmosfæren også i højden i forskellige lag (figur 15 side 25), hvor tykkelsen af lagene kan være lille (måske mindre end 50 meter) tæt ved jorden og større højere oppe i atmosfæren (måske flere kilometer).

Processer i mindre skala

Der er imidlertid også processer med en skala, som er mindre end størrelsen af gittercellerne, idet vinden kan have strukturer langt mindre end 25 km. Bare tænk på hvor komplicerede bevægelserne i røgen fra en skorsten er (figur 7). Sådanne strukturer kan ikke beskrives i alle detaljer i en model, der dækker hele Europa og er således ikke umiddelbart repræsenterede.

For at medtage den type processer i modellen anvendes normalt en statistisk beskrivelse, idet man bruger ligninger, som er eksperimentelt bestemte. Disse ligninger giver samme statistiske resultater (som fx middelværdi, standardafvigelse og tidlig variation), som man finder ved målinger af de variable, der indgår i ligningerne. Det kalder man at parametrisere.

Turbulens

Turbulens kan opfattes som små og store hvirvler i luften, der går ind og ud af hinanden. Man kan fx se dem i røgen fra et bål eller ved bladenes flugt i efterårsvinden. Det er en proces, som ikke kan beskrives direkte i en model, men må behandles statistisk. Turbulens er meget effektiv til at opblande luftforurening fra fx en punktkilde med den omgivende luft.

Der er typisk meget turbulens i den nederste del af atmosfæren, som er påvirket af jordoverfladen. Denne del af atmosfæren kaldes grænselaget (eller det planetare grænselag). I grænselaget er det primært to processer, der kan skabe turbulens og derved en hurtig opblanding af luftforureningen med den omgivende luft.

Konvektion optræder, når jordoverfladen bliver opvarmet af solen. Den luft, der er lige over jorden, vil derved blive opvarmet og stige til vejrs, fordi varm luft er lettere end kold luft. Andre steder vil den koldere luft, der ligger højere over

Figur 7.

Spredning af røgfaner afhænger bl.a. af atmosfærens stabilitet. Under stabile forhold (øverst) sker opblandingen relativt langsomt. Ved såkaldt konvektive eller ustabile forhold (nederst) er der turbulens som effektivt opblander luften.



Fotos: RISØ/Torben Mikkelsen

jorden, synke ned. På denne måde opstår såkaldte konvektionsceller i grænselaget. Det samme fænomen ses, når man koger vand i en gryde.

Friktion mod jordoverfladen giver en opbremsning af vinden. Denne opbremsning aftager med højden over jorden. Tæt på jorden er vindhastigheden lille (eller nul). Jo højere op man kommer jo mindre indflydelse er der fra jordoverfladen. Vindhastigheden stiger samtidig med at vinden drejer. På grund af ændringen i vindhastigheden i lodret retning, opstår der rotationer i luften, og derved turbulens.

Opdeling i to "transporter"

Den transport af luftforurening, der sker i atmosfæren på små skalaer, kan altså ikke opløses i de matematiske computermodeller for luftforurening. Derfor opdeler man transporten af luftforurening i to dele: 1) den transport pga. vinden, som kan opløses i modellen og 2) den del, som er mindre end opløsningen i modellen. Den sidste del skal parametriseres (beskrives statistisk) og kaldes atmosfærisk diffusion. Det er altså transport på skalaer mindre end opløsningen i modellen og må ikke forveksles med molekylær diffusion.

Omdannelse

Atmosfærekemi

Luftforurening er – som nævnt – ikke alene et spørgsmål om emission, udbredelse og afsætning. Mange stoffer indgår i kemiske reaktioner i atmosfæren, før de fjernes igen. I de seneste årtier er mange hundrede kemiske reaktioner blevet identificeret, og det er i praksis stort set umuligt at tage hensyn til dem alle i selv de mest fuldstændige modeller.

Problemet bliver ikke mindre af, at de kemiske reaktioner forløber på vidt forskellige tidsskalaer – fra år eller dage til brøkdele af sekunder. Stofferne optræder tilsvarende i koncentrationer som varierer fra små molekyler til millioner eller milliarder af molekyler per m³ luft. Det stiller store krav til den matematiske håndtering af ligningerne, og til computerne som anvendes til beregningerne.



Foto: Highlights

Så snart luftforureningen har forladt kilden starter den kemiske omdannelse i atmosfæren.

Modeller for kemiske omdannelser

De første luftforureningsmodeller blev udviklet til at beskrive svovlforurening. Udslip fra kraftværker og industri sker især i form af svovldioxid, som i atmosfæren omdannes til sulfat.

Omdannelsen sker dels ved reaktion mellem gasformig svovldioxid og hydroxylradikaler (OH), dels ved at svovldioxid optages i skydråber, hvor omdannelsen finder sted.

I de tidligste modeller blev dette beskrevet med en fast omdannelsesrate på 2 - 3% per time.

For svovlsystemet er det rimeligt at antage en sådan fast hastighed for omdannelsen, men det er det ikke for kvælstofoxider og kulbrinter, som indgår i et omfattende system af reaktioner.



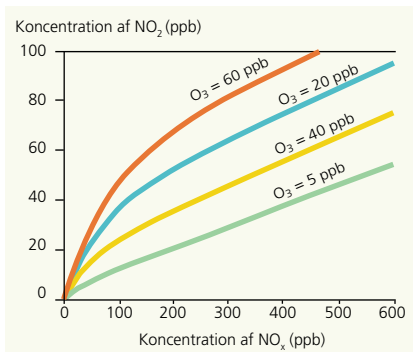
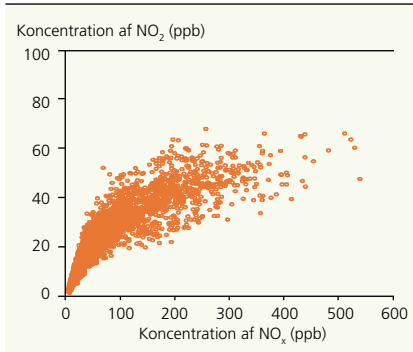
Foto: 2. maj/Sonja Iskov



Foto: CDanmark

Solstråling er afgørende for mange kemiske reaktioner i atmosfæren.

Den korte opholdstid af luftforurening i gaderummet betyder, at kun få kemiske reaktioner når at finde sted.



Kvælstofoxider i bygader

I nogle tilfælde lader det sig alligevel gøre at forenkle systemet med gode resultater. Det gælder fx for kvælstofkemien i et gaderum mellem mere eller mindre høje bygninger, hvor luftens opholdstid typisk kun er fra sekunder til få minutter.

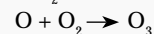
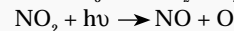
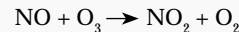
Kvælstofdioxid (NO_2) irriterer luftvejene og er især generende for astmatikere og andre med luftvejslidelser. Derimod er kvælstofmonoxid (NO) uskadelig ved de koncentrationer vi finder i gaderne. Derfor er det vigtigt at kende fordelingen mellem de to stoffer.

Kvælstofoxider fra trafik udsendes fortrinsvis i form af NO , og kun de hurtigste reaktioner når at finde sted i den korte tid, stofferne er i gaderummet. Derfor når kulbrinterne ikke at deltage i de

Figur 8.
Forholdet mellem NO_2 og NO_x (summen af NO og NO_2) i en bygade. Figuren øverst viser målinger på Jagtvej i København.

Figuren nederst viser NO_2 koncentrationer beregnet med OSPM for forskellige koncentrationer af ozon. (Kilde: Ruwim Berkovitz og Ole Hertel, DMU.)

kemiske reaktioner, og fordelingen mellem de to kvælstofoxider kan beskrives med blot 3 reaktioner, der forløber under indvirkning af sollys ($h\nu$):



Koncentrationen af ozon (O_3) er derfor helt afgørende for fordelingen. De tre reaktioner er indbygget i gadeluftmodellen "Operational Street Pollution Model (OSPM), og figur 8 viser beregninger af NO_2 som funktion af summen af NO og NO_2 , der kaldes NO_x . Ved meget lave NO_x koncentrationer omdannes alt NO til NO_2 , men ved større NO_x koncentrationer begrænses NO_2 andelen af den mængde O_3 , der er i luften.

Trods forenklingen til kun tre reaktioner har modellens beregnede koncentrationer af NO_2 vist sig at være i fin overensstemmelse med måledata (se side 52).

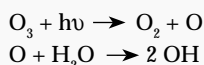
Fotokemisk smog

Fotokemisk smog, som den først blev observeret i Los Angeles i 1940'erne med bl.a. høje koncentrationer af ozon, er et typisk byfænomen. I Nordeuropa forekommer høje ozonkoncentrationer derimod i forårs- og sommerperioden ved transport af luftforurening fra syd. De høje koncentrationer opbygges over flere dage, hvor kulbrinter og kvælstofoxider under påvirkning af sollys fører til dannelse af ozon og andre fotokemiske produkter. Der er her tale om kæder af kemiske reaktioner, som fører til ophobning af skadelige stoffer i atmosfæren.

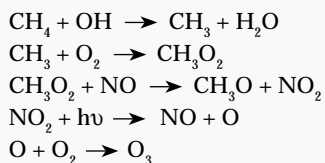
»Smog« kommer af det engelske »smoke« og »fog«. Den klassiske smog bestod i det væsentlige af svovl- og partikelforurening. Billedet er fra London i 50'erne hvor der nogle gange var så meget smog, at »dag« blev til »nat«. Sigtbarheden er få meter.



En stor del af omdannelsen af kemiske forbindelser i atmosfæren sker i dagtimerne ved det meget reaktive hydroxyl radikal (OH). Det sker på trods af, at OH radikalet findes i meget små koncentrationer i luften – typisk 1 til 10 molekyler per 1.000.000 luftmolekyler. Dannelsen af OH finder sted, når sollys spalter et iltatom fra ozon. Iltatomet reagerer med vanddamp og danner to OH radikaler:



Hydroxyl radikalet kan nu indgå i kæden af kemiske reaktioner, som fører til dannelse af bl.a. ozon. Et eksempel på en sådan kæde er reaktionerne for metan (CH_4):



Eksemplet er et af de mere simple. For andre kulbrinter er kæden længere. Jo flere stoffer og jo flere reaktioner – jo længere regnetid bruger modellen til at beskrive systemet. I mange modeller bruges langt den overvejende del af regnetiden på at løse systemet af kemiske reaktioner. Det er derfor normalt ikke muligt at medtage alle stoffer og alle reaktioner, og forskellige tricks er nødvendige.

En meget anvendt mulighed er at begrænse antallet af stoffer ved at indføre kunstige stoffer, der repræsenterer grupper af kulbrinter eller reaktive grupper på flere af kulbrinterne. Her ved reduceres ikke alene antallet af stoffer, men også antallet af reaktioner.

Metoden er udviklet i USA, hvor den er blevet testet ved sammenligninger med resultater fra forsøg i såkaldte smogkamre. Her tilsætter man forskellige kemiske forbindelser og følger deres koncentrationer under kontrollerede temperatur- og lysforhold. Fremgangsmåden anvendes i øvrigt også til at bestemme reaktionshastigheden for en række af forbindelserne.

I de seneste årtier er kemien for langt de fleste gasfaseforureninger blevet kortlagt i detaljer. Den store udfordring er nu at få beskrevet partikulære forbindelser i atmosfæren.

Den nye type forurening (fotokemisk smog) blev først observeret i midten af 40'erne i Los Angeles i Californien. Det ses tydeligt at atmosfæren er brunfarvet og der er en klar reduktion af sigtbarheden.



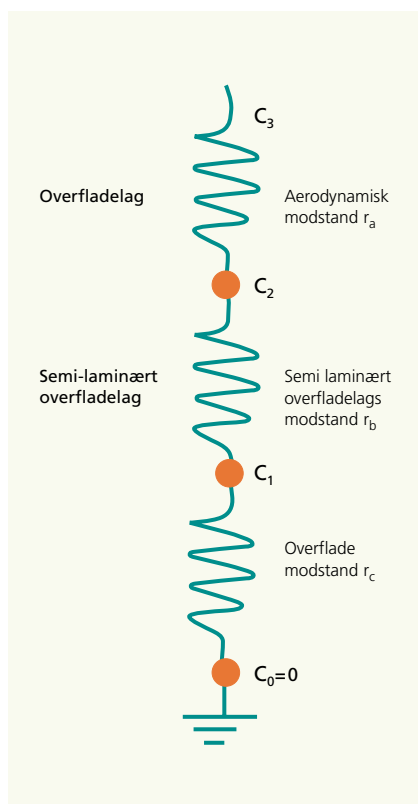
Afsætning

To typer mekanismer

Før eller siden vil luftforurening fjernes fra atmosfæren, eventuelt efter først at være omdannet ved kemiske reaktioner. Fjernelsen sker ved afsætning – også kaldet "deposition" på overflader. Der er her to forskellige processer: *Tørdeposition* og *våddeposition*.

Tørdeposition

Når et stof kommer i direkte kontakt med en overflade kan det tørdeponeres. Hastigheden, hvormed det sker, afhænger af de meteorologiske forhold samt egenskaberne af såvel stoffet selv som af den overflade det afsættes på.



Figur 9
Tørdeposition kan beskrives med en elektrisk analogi – den såkaldte resistansmetode. Her antages at der nær ved jorden er forskellige modstande, som de kemiske stoffer skal trænge igennem, før de bliver tørdeponeret på overfladen.

For at et stof skal kunne afsættes ved tørdeposition skal det først transporteres ned til selve overfladen. Transporten sker med de turbulente bevægelser i atmosfæren. Styrken af bevægelserne afhænger af vindhastigheden og overfladens ruhed. Over en meget ru overflade sker der en hurtig opbremsning af vinden, som danner hvirvler i luften og dermed fører til en hurtig transport til overfladen. Tæt ved selve overfladen er der et tyndt lag, hvori der ikke er turbulente luftbevægelser; her sker transporten ved molekylær diffusion, som er en meget langsommere proces.

En række stoffer kan optages gennem planternes spaltea-bninger. Det gælder bl.a. ozon og kvælstofdioxid, som derfor har en forholdsvis høj hastighed for tørdeposition til fx skov. For disse stoffer er tørdepositionen følgelig højest om dagen, hvor planternes spaltea-bninger er åbne. Tilsvarende er denne deposition størst i sommerhalvåret, og den kan være stort set uden betydning om vinteren, hvor træerne er uden blade.

Tørdeposition til en vandoverflade afhænger selvsagt af stoffets opløselighed i vand. Forbindelser som ammoniak og salpetersyre er meget opløselige i vand. Når tørdepositionen til hav alligevel er forholdsvis langsom, så skyldes det, at havoverflader har lille ruhed. Det fører til lille turbulens og betyder dermed at transporten til overfladen bliver forholdsvis langsom.

Oftes beskrives tørdeposition af gasser i modellerne ved den såkaldte resistansmetode (figur 9) med en række modstande i serie svarende til det man kender fra elektricitetslæren. Almindeligvis antager man tre modstande svarende til hhv. modstanden mod turbulent transport i atmosfæren, transport gennem det tynde lag tæt ved overfladen, hvor der ikke er turbulent transport, samt endelig selve overfladens modstand mod afsætningen gennem fx en spaltea-bning eller en vandoverflade.

Tørdepositionen af partikler sker på en lidt anden måde. For partikler over ca. 1 µm medvirker tyngdekraften til afsætningen af partiklerne. Tæt ved havoverflader er luftfugtigheden meget stor. I den fugtige luft sætter vanddamp sig på partiklerne, som dermed vokser, bliver tungere og afsættes hurtigere.

Våddeposition

Når stoffet fjernes fra atmosfæren med nedbør, kaldes det våddeposition. Hastigheden hvormed et stof våddeponeres afhænger især af nedbørsintensiteten og af stoffets opløselighed i vand, men også kemiske reaktioner i skyer og regndråber spiller en vigtig rolle.

Udvaskning med nedbøren kan ske ved to processer: Ved opfangning i regndråber, som falder igennem atmosfæren, og ved optag i skydråber, som efterfølgende falder mod overfladen som regndråber (figur 10). Optaget i skydråber er langt den vigtigste af disse to processer, da skydråber opholder sig i atmosfæren meget længere end regndråber, og derfor har længere tid til at opsamle gasser og partikler fra den omgivende luft. Udvaskningen kan ligeledes ske ved sne og hagl, men det afhænger her af om de har en fugtig overflade.



Foto: DMU/Ole Hertel

Nedbørsopsamler.

Langt de fleste skyer afgiver imidlertid ikke nedbør. Derfor frigives en stor del af de stoffer, som er optaget i skydråberne, tilbage til atmosfæren når skyen fordamper. Det sker ikke nødvendigvis i form af de samme forbindelser som blev optaget i skydråberne. I skydråberne sker der en række meget hurtige kemiske omdannelser, og skyerne virker derfor som en slags reaktor for mange stoffer i atmosfæren.

I luftforureningsmodeller anvendes normalt såkaldte *scavengingkoefficienter* til at beskrive våddeposition. Her antager man, at der er et fast forhold mellem koncentrationen i nedbøren og koncentrationen i luften. Metoden anvendes for såvel optaget i skydråber som optaget i regndråber under faldet gennem atmosfæren.

Våddeposition er den vigtigste fjernelsesmekanisme for partikler og dermed også for de stoffer, som er bundet til partiklerne. Stoffer som sulfat og ammonium bundet til partikler kan transporteres i atmosfæren op til 7 – 10 dage før de tørdeponeres. Selv under regnbyger på kun få minutter fjernes langt hovedparten af de partikler, som disse stoffer er bundet til.



Foto: Biofoto/Lars Havn Eriksen

Figur 10

Nedbør spiller en væsentlig rolle ved afsættningen af luftforurening. Bemærk regndrejet midt i billedet. Det ses som et »gardin« af lodrette »skygger« og kan tit ses om sommeren fx under tordenbyger. Bunden af nedbørsskyer ligger typisk i relativt lav højde (typisk få hundrede meter over overfladen).



Figur 11

Den samlede belastning med organiske opløsningsmidler fra virksomheder i Køge angivet i procent af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi, der gælder for bidraget fra en enkelt virksomhed. Der er anvendt en røgfanemodell (OML) for hvert enkelt udslip. (Kilde: Per Løfstrøm, DMU)

Lokalskalamodeller

Betydningen af omgivelserne

En model for spredningen af forurening tæt ved fx et kraftværk eller en trafikeret gade kræver ofte en detaljeret beskrivelse af den lokale topografi og placering af bygninger. Desuden er det nødvendigt med detaljerede informationer om udslippene; fx i hvilken højde og på hvilket tidspunkt de finder sted.

Røgfanemodeller

Til beskrivelse af luftforureningen fra større punktkilder (typisk industrivirksomheder og kraftværker) anvendes ofte mere eller mindre komplicerede *røgfanemodeller*. De beskriver fordelingen af koncentrationen på tværs af røgfanen fra en kilde, og gælder for et stof som udsendes løbende. Typisk beregner en sådan model middelværdier time for time og kan beskrive forholdene rimeligt i op til ca. 20 km's afstand fra kilden. Et eksempel på anvendelse af en sådan røgfanemodell er vist i figur 11.

Oftest forenkler man problemet ved at antage, at koncentrationen er normalfordelt i både vandret og lodret retning. Derefter kan ligningerne løses matematisk eksakt og koncentrationen kan beregnes til et givet sted på basis af såkaldte spredningsparametre. Spredningsparametrene afhænger bl.a. af afstanden til kilden, de meteorologiske forhold, geometrien af kilden og dens nærmeste omgivelser samt af hvilken type overflade, der er i området.

Beregninger med røgfanemodeller kan ofte gennemføres på en almindelig PC. Det gælder bl.a. den i Danmark mest anvendte Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodell (OML). OML indgår i Miljøstyrelsens luftvejledning som det officielle værktøj til bestemmelse af skorstenshøjden på forurenende virksomheder. I praksis gennemfører man beregninger for en række forskellige skorstenshøjder og finder derved den skorstenshøjde, som er nødvendig for at overholde grænseværdierne for de stoffer der udsendes.

Forurening fra trafikken i bygader

Udslippet af forurening fra trafik følger i reglen et fast mønster gennem dagen og ugen. Det gælder derimod ikke den resulterende koncentration. Generelt fortyndes forureningen mere jo mere det blæser - specielt i byerne, hvor de største koncentrationer opstår ved meget lave vindhastigheder.

De specielle luftstrømme i gader og omkring bygninger kan resultere i meget forskellige koncentrationer på forskellige steder i gaden (figur 12). Blæser vinden på tværs af gaden kan forureningen være op til 10 gange højere i læsiden end i vindsiden. Tæt ved et gadekryds eller fritstående bygninger kan der forekomme store koncentrationsforskelle over ganske få meter. Koncentrationerne aftager hurtigt med afstanden fra gaden. Bag fx 20 m høje bygninger vil forureningen typisk være fortyndet til en femtedel i forhold til i gaden.

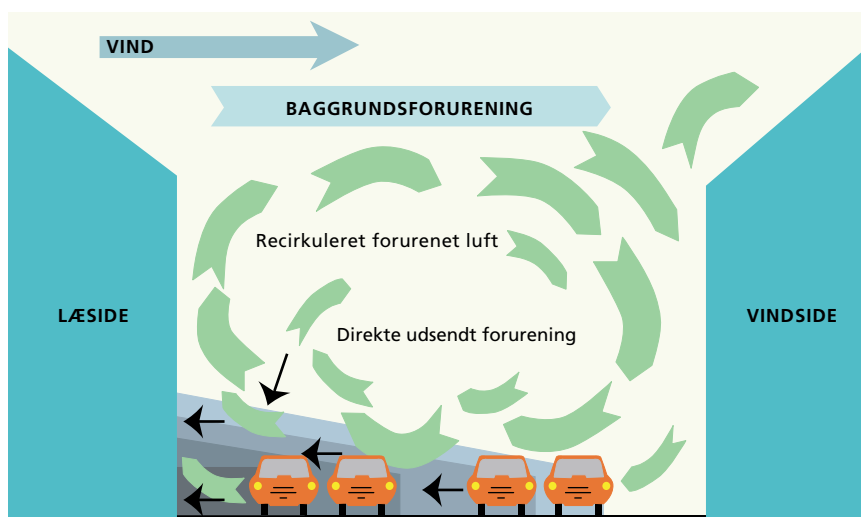
Lukkede gaderum har generelt højere koncentrationer end åbne gadestrækninger med samme trafik. Det blæser mere på de åbne gadestræk, fordi der ikke er bygninger til at give læ. I det lukkede gaderum cirkulerer forureningen i stedet for hurtigt at blive transporteret væk. Ved lave vindhastigheder er bilernes bidrag til omrøringen af luften meget vigtig. Jo større hastighed bilerne kører med, desto hurtigere blandes luften i gaden med renere luft fra omgivelserne. Det betyder samtidigt, at sammenhængen mellem trafikintensitet og luftkvalitet ikke er lineær.



Foto: 2. maj/Sonja Iskov

Cyklister opholder sig ofte i gader med stærk trafik, hvor de udsættes for høje koncentrationer af luftforurening.

I Danmark er der to almindeligt anvendte modeller for spredningen af forurening i bygader: *Beregningsmodel for Luftkvalitet i Bygader* (BLB) er et værktøj til overslagsberegninger for de værste situationer, medens *Operational Street Pollution Model* (OSPM) er en egentlig spredningsmodel for bygader. OSPM består af en røgfanemodell for det direkte bidrag fra trafikken kombineret med en model for forurening, som recirkulerer i gaderummet. Modellen kan anvendes på gader med forskellig bebyggelse, og beregningerne foretages time for time under hensyntagen til de aktuelle meteorologiske forhold. Et kemisk modul beskriver de hurtige kemiske reaktioner mellem NO, NO₂ og O₃ (side 18). På trods af de omfattende beregninger er modellen hurtigt – det tager kun få sekunder på en almindelig PC at beregne forureningen over et helt år for en given gade. OSPM er en af de bedste modeller der findes på dette område.



Figur 12

Spredningen af luftforurening fra trafik i et lukket gaderum. Vinden over tagniveau blæser i dette tilfælde vinkelret på gaden. Inde i gaderummet dannes en hvirvel og vindretningen ved vejbanen bliver her modsat af vinden over tagniveau. Situationen fører til kraftige forskelle (helt op til en faktor ti) i forureningsniveauer på de to sider af gaden.

Langtransportmodeller

Forurening over landegrænsen

Det er normalt kun en beskedent del af den udsendte luftforurening, der afsættes i nærheden af kilderne. Vinden kan transportere skadelige stoffer over lange afstande, samtidigt med, at de indgår i kemiske reaktioner med andre stoffer, før de afsættes. Med langtransportmodeller kan man undersøge og beskrive, hvordan effekter på fx mennesker, dyr og planter et givet sted afhænger af udslip helt andre steder (figur 13, side 26).

Udslip og kemi

I en typisk langtransportmodel indgår udslip af kvælstofoxider (NO_x), svovldioxid (SO_2), ammoniak (NH_3) og flygtige organiske forbindelser (VOC) (se side 13). Disse stofgrupper indgår i beskrivelsen af de kemiske omdannelser, hvor der typisk er 35-60 forskellige stoffer. I modellen regnes der således på betydeligt flere stoffer end der antages udsendt – men på den anden side på langt færre, end der er i virkeligheden.

Selvom beskrivelsen af kemien i modellerne er ufuldkommen, er fejlen for fx ozon sjældent særlig stor. For andre stoffer kan den dog være betydeligt større.

Den meget omtalte »skovdød« (her i Tjekkosllovakiet) i 1980'erne havde mange årsager. En af dem var langtransport af luftforurening.

To typer modeller

I en model kan man beskrive langtransport og spredning på to måder, i Eulerske og Lagranske modeller. De er i princippet matematisk ens, men kan give forskellige resultater. Det skyldes bl.a. forskelle i den måde, hvorpå man opdeler rummet – den såkaldte *diskretisering* (side 9).

Eulerske modeller

I *Eulerske modeller* beregner man koncentrationer og depositioner i et gitter, der ligger fast. Det kan fx bestå af 100 x 100 gitterceller på $50 \times 50 \text{ km}^2$. Størrelsen af det område man betragter er altså i dette tilfælde $5.000 \times 5.000 \text{ km}^2$. I hvert gittercelle beregnes udslip, transport og spredning, kemisk omdannelse samt tør- og våd deposition. Selve transporten foregår ud eller ind af de enkelte gitterceller og til eller fra de omkringliggende gitterceller. Et eksempel på henholdsvis udslip og beregninger af afsætningen med en Eulersk model er vist i figur 13 og 14 (side 26 og 27).

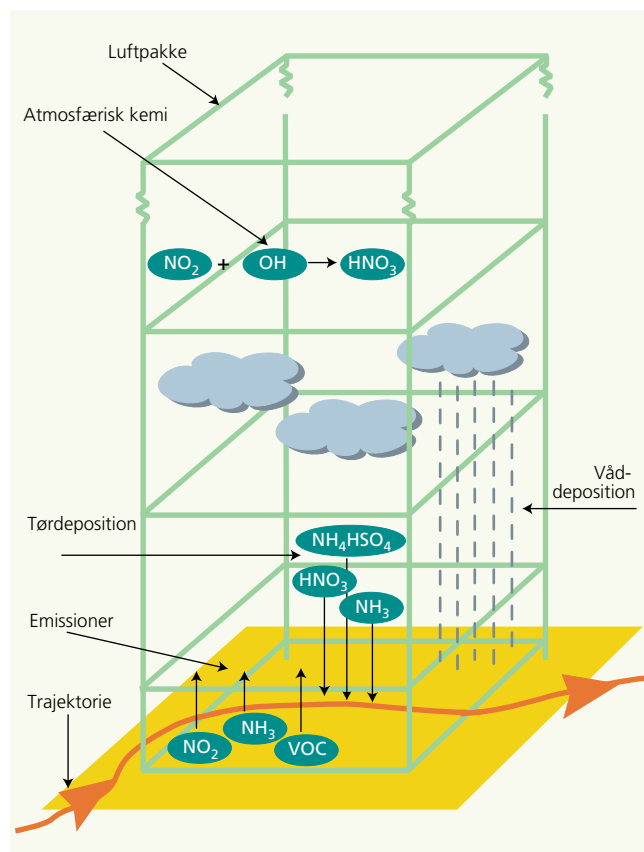


Foto: Lennart Rasmussen

Lagranske modeller

I *Lagranske modeller* foregår beregningerne for en luftpakke, som transporteres langs baner – såkaldte *trajektorier*. Det svarer til at sende en ballon op i luften, hvor den vil følge en bane (trajektorie), der er bestemt af vindens hastighed og retning. Under transporten modtager luftpakken udslip fra de kilder, som passerer, og stofferne omdannes kemisk, spredes i lodret retning og afsættes ved tør- eller våddeposition (figur 15).

Nogle Lagranske modeller regner forlæns i tiden, dvs. at man i princippet slipper luftpakker ud alle de steder, hvor der er emissioner, og bestemmer, hvor forureningen blæser hen. Men man kan også regne tilbage i tiden fra et bestemt sted og finde de områder, en trajektorie har passeret fx i de sidste 4 dage.



Figur 15
Opbygning af den Lagranske model, ACDEP (Atmospheric Chemistry and Deposition model). Under transporten modtager luftpakken udslip fra de kilder, som passerer, og stofferne omdannes kemisk, spredes i lodret retning og afsættes ved tør- eller våddeposition.

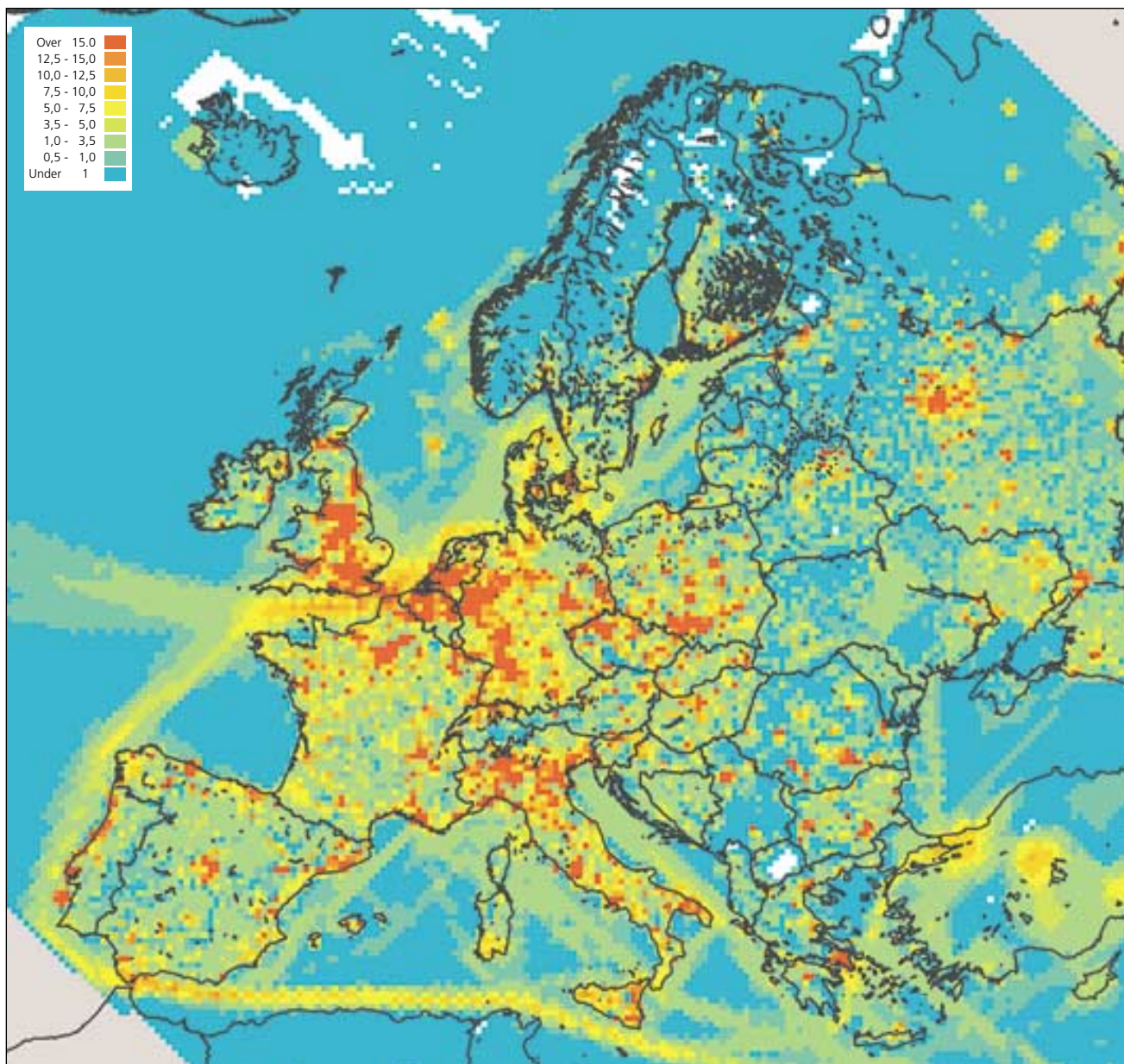
Valg af modeltype

Lagranske modeller, der regner baglæns i tiden, har den fordel, at man ikke behøver at beregne koncentrationer og depositioner alle steder. Hvis man kun er interesseret i resultater over Danmark, behøver man ikke at lave beregninger for hele Europa, mens Eulerske modeller dækker hele området. Lagranske modeller er derfor umiddelbart billigere at køre på computere, så længe man er interesseret i et begrænset beregningsområde.

Til gengæld har Lagranske modeller generelt en indbygget usikkerhed i beregninger af trajektorierne. Fejlen stiger eksponentielt med tiden (ikke så meget i starten, men rigtigt meget efter en vis tid). Det vil sige, at hvis man følger luftpakken over mange dage er usikkerheden i beregningerne stor. For at overkomme denne usikkerhed er man nødt til at beregne mange trajektorier for det samme punkt. På denne måde kan regnetiden på computeren blive lige så stor eller større end for Eulerske modeller.

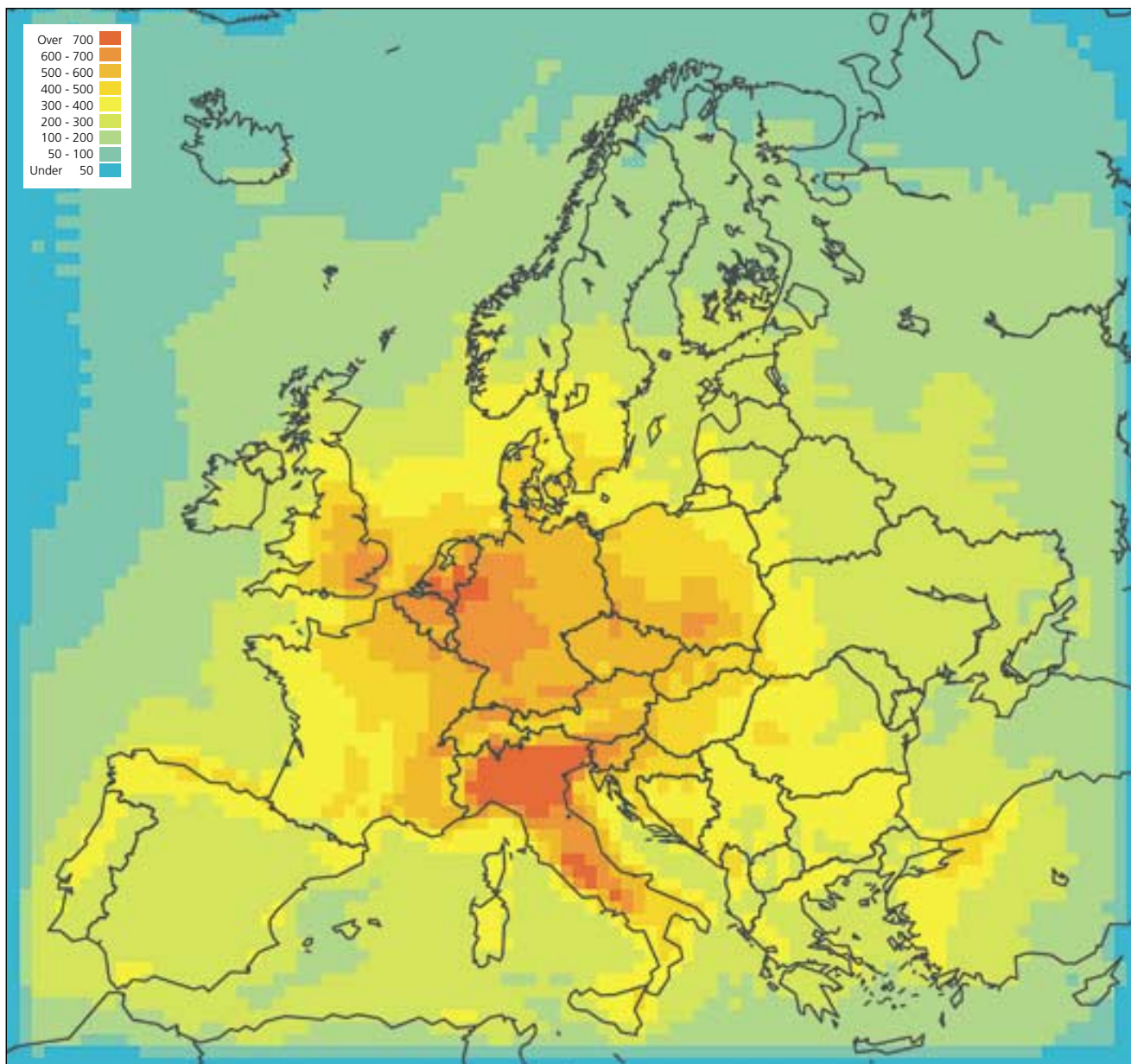
Eulerske modeller har på den anden side problemer med store punktkilder (skorstene, udslip fra fx atomkraftværker). Sådanne kilder giver skarpe gradienter, som kan introducere fejlagtige mønstre (bølger) i koncentrationsfelterne.

Konklusionen er, at man må foretage et valg og benytte den type model, som er bedst egnet til det konkrete formål. Generelt kan man dog sige, at Lagranske modeller er bedst på mindre skala og tæt ved kilderne, mens Eulerske modeller er bedst på større skala og længere fra kilderne. En kombination, hvor man benytter de bedste egenskaber fra begge typer af modeller vil derfor i nogle tilfælde være at fortrække.



Figur 13

Eksempel på årsværdier for 1998 af udslip af nitrogenoxider i Europa, vist i 1.000 tons pr. år pr. 2.500 km². Gitteropløsningen af emissionsdata i dette eksempel er 50 km x 50 km. Striberne af udslip i havet, fx fra den Engelske kanal til Spanien skyldes skibstrafik. Bemærk også udslippene i Nord-søen, der stammer fra olieborplatforme. Beregner man koncentrationer fås et mere udtværet billede. I de hvide områder er der ingen emissioner. (Kilde: EMEP)



Figur 14

Beregninger af årsmiddelværdier af den totale deposition (både tør- og våddeposition) af kvælstofoxider, angivet i mg/m^2 . Alt efter de meteorologiske forhold vil transporten og depositionen af stofferne variere. Størrelsen af luftforureningen og dens effekter er derfor meget forskellige fra år til år. Generelt ser man dog, at depositionerne er forskudt mod øst i forhold til udslippene. Det skyldes den overvejende vind fra vest.

(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU)



Fotos: 2. maj/Sonja Iskov

Konkrete eksempler

Befolkningsbelastning

Fra forureningsniveau til helbredseffekt

Epidemiologiske undersøgelser af sammenhængen mellem helbredseffekter og udsættelse for luftforurening har ofte været baseret på stærkt forenklede antagelser, som fx at måledata fra ganske få målestationer kan give et billede af de koncentrationer befolkningen udsættes (eksponeres) for. Herved ses bort både fra de betydelige forskelle i forureningsniveauer, der kan være i fx en hel by eller et større landområde, og fra de ofte meget betydelige forskelle, der er i befolkningens færden.

Hertil kommer, at folk – især i køligere klimaer – fortrinsvis opholder sig indendørs. I Danmark således i gennemsnit 22 timer i døgnet.

En kombination af punktmålinger fra overvågningsprogrammer, målinger af personlige eksponeringer og luftkvalitetsmodeller samt eventuelt egentlige eksponeringsmodeller kan give et betydeligt mere nuanceret billede.

Buschauffører i København

Det er fx vist, at gadeluftmodellen OSPM (side 23) kan anvendes til bestemmelse af buschaufførers udsættelse for forurening fra trafikken.

Koncentrationen af kvælstofdioxid blev målt med små badges, som stoffet sætter sig på ved almindelig diffusion. Hver måling dækkede en hel arbejdsdag og blev foretaget både uden på bussen og ved chaufførens sæde inde i bussen.

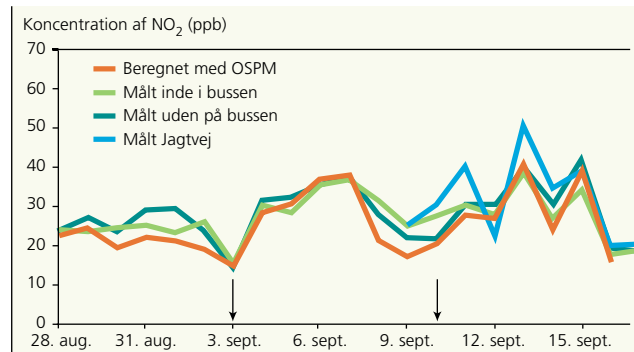
Buschauffører udsættes ofte for høje luftforureningskoncentrationer igennem en hel arbejdsdag.

Efterfølgende blev der indsamlet informationer om trafik og gadens udformning for de gadestræk bussen passerede på sin rute. Ud fra disse data, meteorologiske observationer samt målte koncentrationer i bybaggrundsluften (over tagniveau) blev koncentrationen af kvælstofdioxid beregnet for samlet 23 gadestrækninger. Ved hjælp af busplaner blev det endvidere bestemt, hvornår bussen havde befundet sig på en given gadestrækning.

Herefter kunne en middelkoncentration bestemmes for udeluften omkring bussen, og det viste sig, at den stort set var den samme som inde i bussen. Derimod afveg middelkoncentrationer ved målestationen på Jagtvej (hvor buslinien passerer på sin rute) væsentligt herfra (figur 16).

Danske børn i perioden 1960 til 1992

Et andet projekt drejede sig om den mulige sammenhæng mellem udsættelse for forurening fra trafik og udvikling af kræft i børnealderen. Igen blev OSPM anvendt, og koncentrationen ved børnenes bopæl blev anvendt som indikator for deres langtidseksponering.



Figur 16

Kvælstofdioxid koncentrationer for hele arbejdsdage i perioden 28. august til 17. september 1995 for en buschauffør på buslinie 18 i København. Der er god overensstemmelse mellem målte koncentrationer inden i og uden på bussen og beregningsresultater med OSPM. Endvidere vises middelkoncentrationen af målinger fra målestationen på Jagtvej for de samme dage. Pilene på figuren angiver søndage, hvor niveauerne er lavere.

(Kilde: Hertel et al. (1996) samt Wilhardt et al. (1996)).

Modellens anvendelighed til formålet blev testet i en undersøgelse for 200 børn i Københavnsområdet. Halvdelen af dem var bosat i selve København og halvdelen i områder uden tæt bebyggelse. Målingerne blev gennemført ved hoveddøren uden for bopælen og i en kortere periode på barnet selv. Informationer om gadens udformning samt dens trafik blev indhentet vha. spørgeskemaer sendt til de lokale kommunale myndigheder. Svarene blev indtastet, og et fortolkningsprogram blev anvendt til at generere det nødvendige input til OSPM beregninger.

Trods usikkerheden i de indsamlede oplysninger var modellen i stand til at reproducere de observerede forskelle i koncentrationerne.



Foto: DMU/Ole Hertel

Målinger kan foretages ved hjælp af personbårne måleinstrumenter, fx i det indre København.

Systemet med spørgeskemaer og efterfølgende fortolkning og OSPM beregning blev herefter anvendt på den store population af cases og en kontrolgruppe. Den efterfølgende statistiske analyse, foretaget af Kræftens bekæmpelse, viste dog ingen sammenhæng mellem eksponering og udvikling af de mest almindelige former for børnekraft.

Anvendelse af GIS

De to eksponeringsundersøgelser blev gennemført med et system, som kræver omfattende manuelt arbejde for at skaffe de nødvendige data til beregningerne. Sådanne geografiske informationssystemer (GIS) kan imidlertid være et stærkt værktøj i eksponeringsvurderinger.

Udvikling af luftforureningsmodeller på kraftige computere er sammen med målinger af luftforurening et stærkt værktøj, der kan give en forståelse af sammenhænge mellem fx udslip og effekter på fx mennesker og planter.



Foto: DMU

På DMU er der udviklet et system kaldet AirGIS, baseret på registerdata og digitale kort. Systemet er bygget op omkring OSPM og et program skrevet i GIS systemet ArcInfo, som leverer de nødvendige data til OSPM beregningerne. AirGIS kan anvendes til beregninger for fx et helt byområde (figur 17). Beregningerne kræver dog informationer om trafikken, men der arbejdes bl.a. på at koble systemet til forskellige trafikmodeller.

Systemet indgår i en række nye projekter, hvor eksponeringsvurderingerne vil blive anvendt i igangværende og afsluttede epidemiologiske studier. Der arbejdes her tæt sammen med sundhedsforskere fra en lang række danske institutioner.



Foto: DMU/Ole Hertel

Global Positioning System (GSP) kan anvendes til at følge forsøgspersoner under målinger af den personlige udsættelse for luftforurening. Udstyret bliver her båret i rygsække, som vist på modstående side.



Figur 17
Når man kender antallet af personer, som bor på en given adresse og årsmiddelkoncentrationen af benzen beregnet med AirGIS systemet, kan man bestemme et simpelt eksponeringsindeks ved at gange antal personer med koncentrationen. Her vist for Middelfart. Enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gange antal personer. (Kilde: Sten Solvang Jensen, DMU).

Fotokemiske episoder

Ozon – ven og fjende

Ozon (O_3) kan både agere som ven og fjende i atmosfæren. I den såkaldte stratosfære (10-25 km over jordoverfladen), absorberer et lag af ozon den skadelige ultraviolette stråling fra solen, der bl.a. kan give hudkræft. Derfor er der som bekendt store bestræbelser for at forhindre en nedbrydning af ozonlaget.

Nede ved jordoverfladen kan ozon derimod i for høje koncentrationer skade vegetation og dermed bl.a. reducere høstudbyttet. Ozon kan også give mennesker irritation af slimhinder i øjne og åndedrætsorganer. Ved jordoverfladen er det derfor vigtigt at holde koncentrationerne af ozon under et vist kritisk niveau.

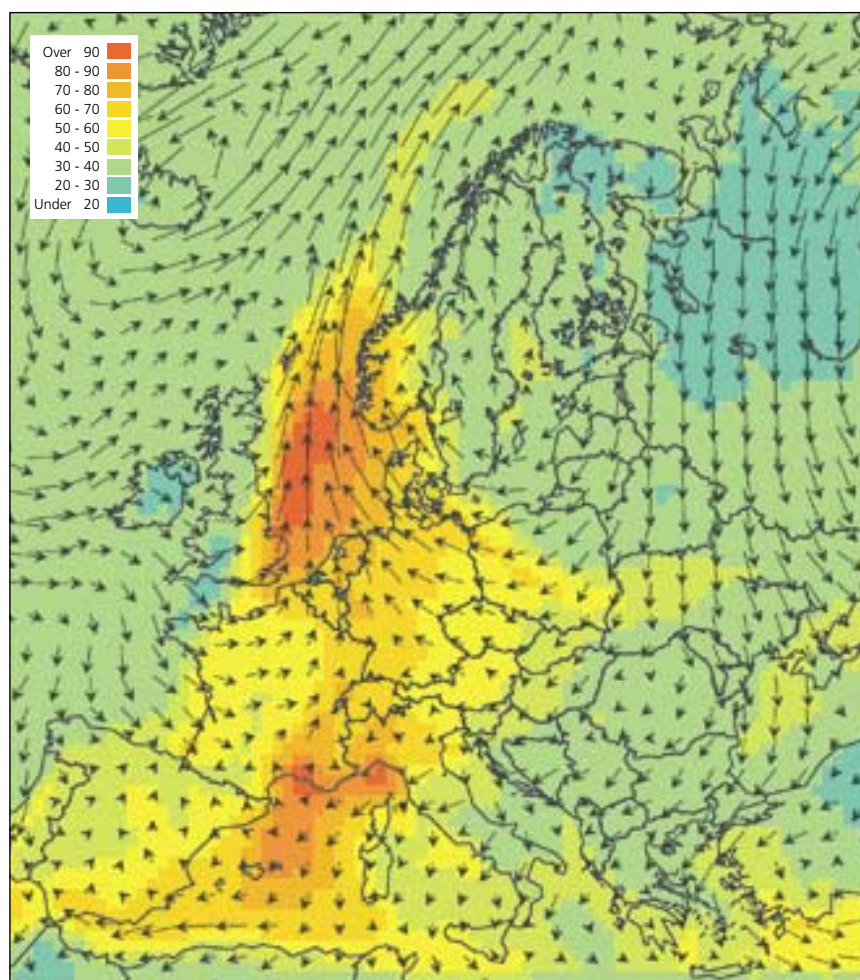
Dannelse af ozon ved overfladen

Ozon er en såkaldt sekundær luftforurening. Det bliver ikke udsendt direkte, men dannes i den nederste del af atmosfæren ved reaktioner mellem kvælstofoxider og kulbrinter (side 17). Under længere perioder med lave vindhastigheder vil luft-

forureningen opbygges i områder, hvor der er høje udslip. Hvis der også er meget sollys vil de fotokemiske reaktioner gå hurtigere og føre til dannelsen af bl.a. ozon.

Ozon indgår i mange fotokemiske reaktioner, hvor nogle af de vigtigste er koblingen til kvælstofoxiderne NO_2 og NO . Levetiden for ozon i atmosfæren er nogle dage og det kan derfor blive transporteret af vinden over lange afstande. Høje ozonkoncentrationer i Danmark stammer stort set aldrig fra udslip i Danmark, men er typisk skabt over vore sydlige nabolande (figur 18).

Under fotokemiske episoder er der høje niveauer af luftforurening som fx ozon. Da fotokemiske episoder opstår som følge af en række komplicerede processer, er den bedste måde at stu-



Figur 18

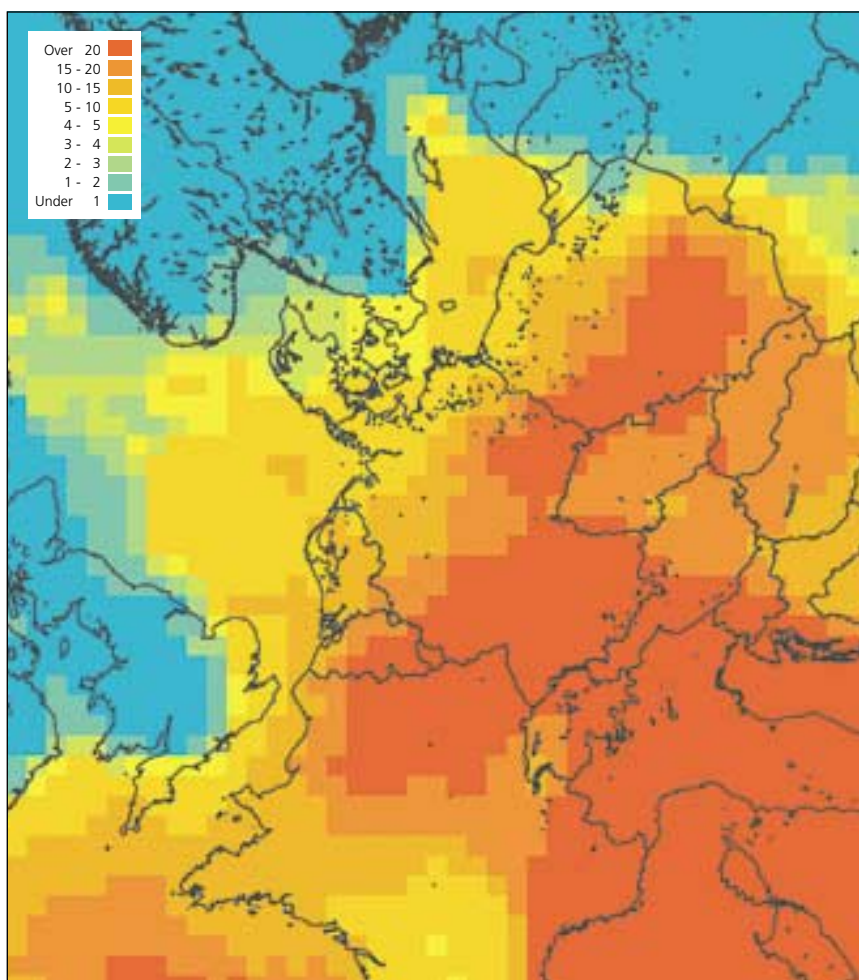
Ozonkoncentrationer (i ppb) i Europa den 11/9 1999, kl. 18, beregnet med DEOM modellen. En ozonepisode over Danmark kan typisk starte med transport af luftforurening fra det nordvestlige Europa, hvor udslippene af kvælstofoxider er relativt store, og udover Nordsøen. Over havet deponeres ozon ikke og derfor kan det transporteres hele vejen til Danmark.

(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU)

dere problemet på en kombination af måleprogrammer (side 41) og modeller. Luftforureningsmodellerne kan desuden give en prognose for udviklingen nogle dage frem (side 42) og kan samtidig anvendes til at vurdere effekten af forskellige indgreb.

Tærskelværdier for ozon

Ozon kan mange steder ikke umiddelbart reguleres gennem lokale udslipsbegrænsninger, og der er derfor ikke opstillet egentlige grænseværdier. Ifølge de nye forslag til ozondirektivet fra EU vil der derimod være to såkaldte tærskelværdier. En på 90 ppb (figur 19), hvor befolkningerne skal informeres, og en på 120 ppb, hvor befolkningerne skal advares. I tilfælde, hvor der er målt over-



skridelser af tærskelværdierne, kan folk fx vælge at blive indendørs, hvor ozonniveauerne er mindre.

Hvad kan man gøre?

Ved hjælp af modeller kan man give et bud på hvor luftforureningen kommer fra. Det er en vigtig information for beslutningstagere. Hvis man fx ved hjælp af en model kan fastslå, at en ozonepisode i Frankrig skyldes udslip, som finder sted i Tyskland, er det ikke sikkert, at det er en god ide at reducere udslippene i Frankrig, fx ved at lave restriktioner for trafikken. I værste fald kan det faktisk være med til at forhøje ozonkoncentrationerne! Modellerne er derfor et stærkt værktøj, der kan anvendes til at tage de rigtige beslutninger. Derudover kan modellerne beregne, hvor mange gange om året og i hvilke områder, der er overskridelser af tærskelværdierne, og dermed vise hvor problemerne er størst.

Det er dyrt at reducere udslip og det er ikke engang givet, at det vil føre til det ønskede resultat. Modellerne kan hjælpe til at finde de mest optimale løsninger – dvs. dem, der giver mest effekt for pengene.

Figur 19

Antal dage i 1998, hvor ozonkoncentrationen var over tærskelværdien på 90 ppb, beregnet med DEM modellen.

I følge det nye EU direktiv skal befolkningen informeres ved denne værdi.

(Kilde: Zahari Zlatev, DMU)

Eutrofiering

Fra overgødskning til fiskedød

Høje koncentrationer af næringssalte i kystnære farvande har ofte ført til stor vækst af alger. Når de dør og nedbrydes, bliver der forbrugt store mængder ilt og det kan i alvorlige tilfælde føre til iltmangel i vandet ved bunden. I de seneste årtier har en sådan iltmangel og en efterfølgende død af fisk og bunddyr været et almindeligt fænomen i indre danske kystfarvande.

Et andet alvorligt fænomen har været episoder med høje koncentrationer af alger, som ved kontakt kan være giftige for mennesker og dyr.

Da algevæksten generelt er begrænset af tilførslen af kvælstof, menes begge disse fænomener at hænge sammen med stigende tilførsler af kvælstof fra menneskeskabte kilder.

Afsætning af atmosfærisk kvælstof har vist sig at bidrage med en meget betydelig del (anslået til op mod halvdelen i 1999) af tilførslen af kvælstof til de danske kystfarvande. Dette resultat er man nået frem til ved analyser af måledata i kombination med modelberegninger (se afsnit om anvendelse af modeller i overvågning side 41-43).

Transport, omsætning og afsætning af kvælstof

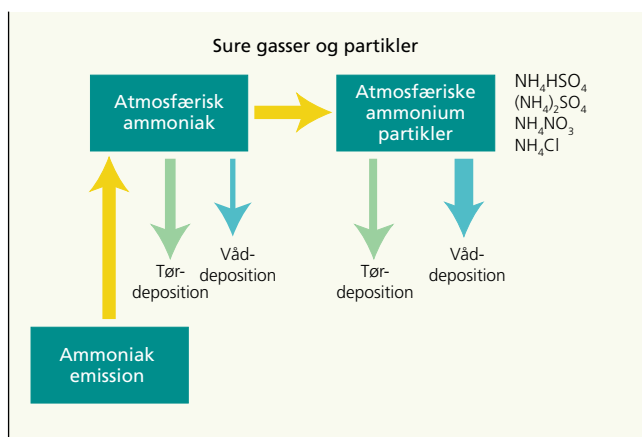
To grupper af kvælstofforbindelser bidrager til den atmosfæriske deposition til havområder:

- Ammoniak og dets reaktionsprodukt ammonium (summen betegnes normalt NH_x)
- Kvælstofoxiderne (kvælstofdioxid og kvælstofmonoxid) samt deres reaktionsprodukter (summen betegnes normalt NO_y).

Ammoniak frigives især ved udbringning af husdyrgødning i landbruget og afsættes i stort omfang tæt ved kilden. En del bliver dog bundet som ammonium i partikler og kan transporteres langt med vinden, før det afsættes (figur 20).

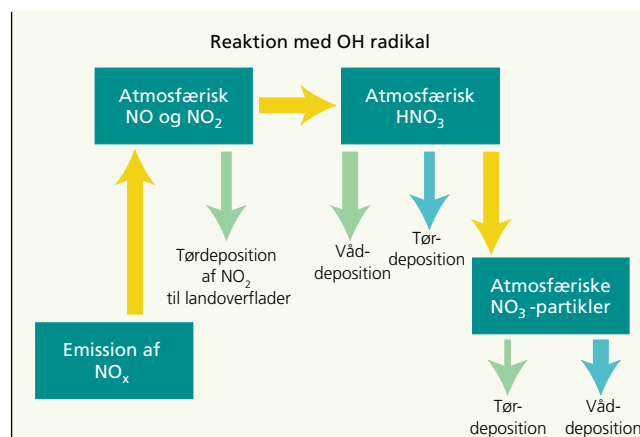
Kvælstofoxiderne er fortrinsvis et resultat af forbrændingsprocesser i transport- og energisektoren (side 13). Udbredelsen af kvælstofoxiderne sker noget anderledes. Kvælstofdioxid bliver ganske vist i et vist omfang afsat på landoverflader, men den væsentligste fjernelse af forbindelserne i denne stofgruppe finder først sted efter omdannelsen til salpetersyre og partikulært nitrat (figur 21).

Opløseligheden af et stof er afgørende for om det afsættes på havet (side 20). Den lille opløselighed af kvælstofmonoxid og kvælstofdioxid betyder, at disse stoffer generelt afsættes relativt langt fra kildeområderne.



Figur 20

Den atmosfæriske livscyklus for ammoniak og ammonium. Ammoniak afsættes hurtigt ved tørdeposition på såvel land som havoverflader, men reagerer også hurtigt med sure partikler eller salpetersyre i atmosfæren og danner ammonium på partikelform. Partikulært ammonium fjernes primært ved våddeposition.



Figur 21

Kvælstofoxider udsendes i form af kvælstofmonoxid og kvælstofdioxid, hvoraf sidstnævnte i mindre omfang afsættes på landoverflader. Den væsentligste fjernelse af kvælstofoxider fra atmosfæren sker dog først efter omdannelsen til salpetersyre og partikulært nitrat, hvor sidstnævnte kan transporteres over meget store afstande.

Deposition af kvælstof til danske farvande

Beregninger viser at atmosfæren årligt bidrager med mellem 0,8 og 1,5 tons kvælstof per km² til danske havområder. Det største absolutte bidrag er for områderne tættest ved landbrugsaktiviteter over land; det vil især sige i fjorde, vige og bugte. Det er imidlertid også her, at der er den største afstrømning fra vandløbene. Derfor er den atmosfæriske belastning generelt af mindre betydning for disse områder sammenlignet med mere åbne farvande som fx Kattegat (figur 22).

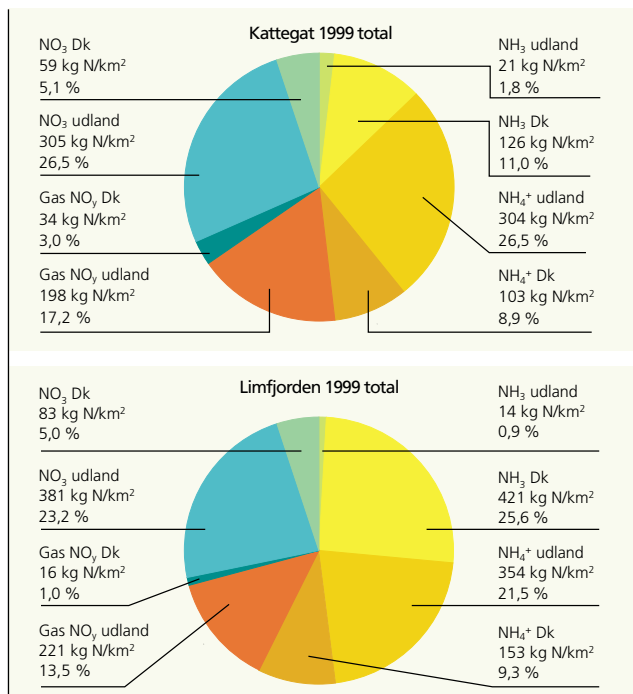
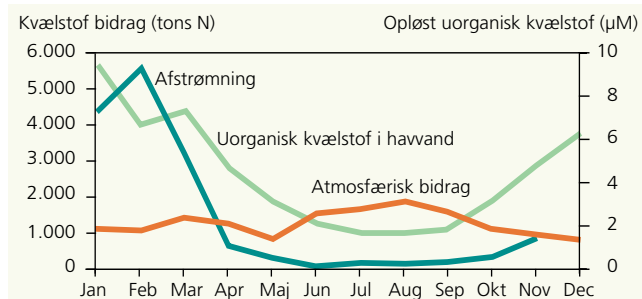
Det danske bidrag

Betydningen af danske kilder er vurderet ved en scenarieberegning, hvor alle danske kilder er sat til nul. Resultaterne er derefter trukket fra resultaterne af den oprindelige beregning, hvor alle kilder er medtaget.

Beregningerne tyder på, at kvælstofoxiderne bidrager med lidt over halvdelen af den samlede kvælstofdeposition til danske farvande. For de kystnære farvande som fx Limfjorden er billedet imidlertid anderledes pga. den store tørdeposition af ammoniak fra danske kilder.

For hovedfarvandene er den atmosfæriske kvælstofdeposition domineret af våddeposition af partikulært bundet nitrat og ammonium, som typisk udgør to tredjedele af det atmosfæriske bidrag. Da nedbøren til danske farvande er rimeligt jævnt fordelt over året, betyder det, at den atmosfæriske kvælstofdeposition ligeledes er relativt jævnt fordelt over året. Der kan dog optræde nedbørs-episoder med udvaskning af større kvælstofmængder fra atmosfæren.

Afstrømningen af kvælstof via danske vandløb har et meget klart maksimum i foråret og er noget mindre i sommerhalvåret. Det betyder, at den atmosfæriske deposition af kvælstof er større end afstrømningen i sommerperioden, og derfor meget vel kan tænkes at spille en vigtig rolle i de førnævnte episoder med giftige alger, som ses i denne periode (figur 23).



Figur 22

Fordelingen af den atmosfæriske kvælstofdeposition på hhv. kvælstofforbindelser og bidrag fra danske og udenlandske kilder. Figuren øverst viser beregninger for Kattegat og figuren nederst beregninger for Limfjorden. Beregningerne er foretaget med ACDEP-modellen for året 1999.

(Kilde: Ole Hertel og Carsten Ambelas Skjøth, DMU).

Figur 23

Sæsonvariationen i tilførslen af kvælstof fra afstrømning og atmosfære samt koncentrationen af opløst kvælstof i havet. Det atmosfæriske bidrag angiver den gennemsnitlige kvælstofdeposition over en 10 års periode beregnet med ACDEP-modellen.

(Kilde: Dan Conley og Ole Hertel, DMU).

Problemer i Arktis

Et helt specielt område

Pga. af de ekstreme klimatiske forhold i det Arktiske område er det her vanskeligt at måle luftforureningen. Det meste af området ligger langt fra de store kildeområder, og luftforureningen stammer fortrinsvis fra Europa og Rusland. Omkring Kola-halvøen (nordøst for Finland) og Norilsk (i det nordlige Rusland) er der således meget store udslip af SO_2 fra kobber og nikkel minedrift, som medfører store depositioner af sulfat (SO_4^{2-}).

Når man skal beregne bidraget til luftforureningen i det Arktiske område er det derfor nødvendigt at anvende modeller, der dækker det meste af den nordlige halvkugle. Koncentrationerne i luften er sædvanligvis lave om sommeren i forhold til fx Europa, men kan om vinteren blive lige så høje.

Effekten af forureningen er af to grunde stor:

- Området er særdeles følsomt overfor små ændringer i miljøet, fordi økosystemerne i det kolde klima i forvejen har vanskelige vilkår.
- Derudover sker der en ophobning bl.a. gennem fødekæderne af forskellige skadelige stoffer fx kviksølv og bly – samt svært nedbrydelige organiske forbindelser – fx sprøjtemidlerne DDT og Lindan – eller PCB som bl.a. bliver brugt i elektriske isolatorer.

Transporten til det Arktiske område

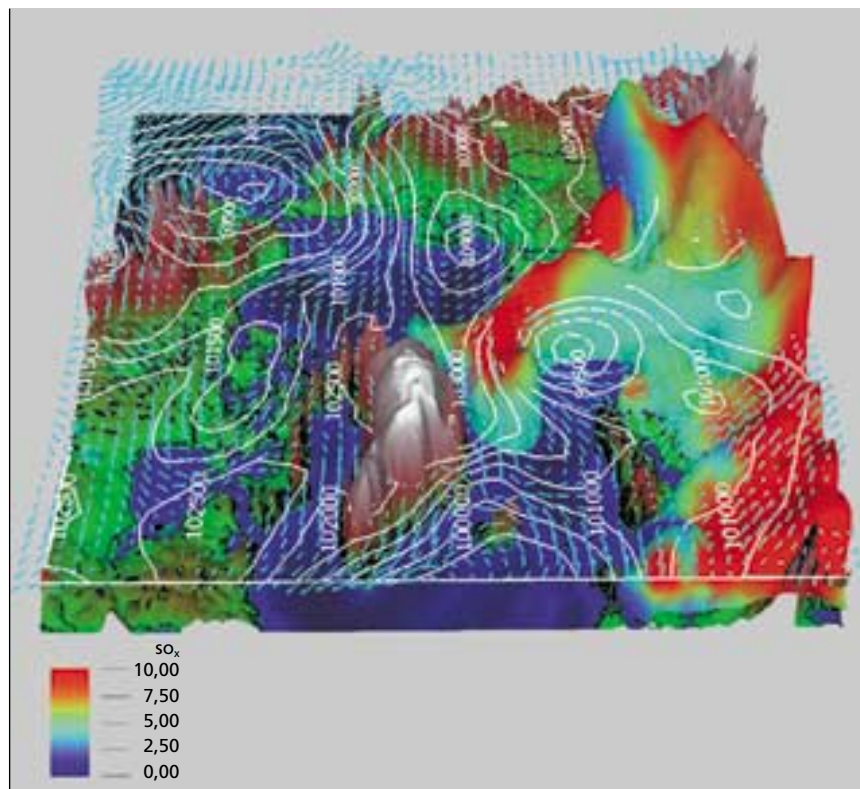
Transport af forureningen til det Arktiske område sker primært ad to veje. For det første bliver den transporteret af vinden fra lavere breddegrader. Undertiden optræder deciderede transportepisoder eller "injektion" af luftforurening fra Rusland. Dette gælder for bl.a. bly og svovl (figur 24).



Foto: DMU/Christian Sonne

De skadelige stoffer ophobes i de sidste trin i fødekæden, som fx sæler og isbjørne.

For det andet sker der en transport via luft og vand fra fx Europa mod det Arktiske område med såkaldte "multihop". Her bliver forskellige stoffer først deponeret på havoverfladen. I det nordlige Atlanterhav er overfladestrømmen altid rettet mod nord pga. Golfstrømmen og de forurenende stoffer bliver transporteret med vandet. Imidlertid sker der en re-emission fra vandet til luften og så på ny en deposition til vandet. Denne proces gentager sig flere gange på vejen mod nord. Da havtemperaturen falder mod nord bliver re-emissionerne fra havet efterhånden mindre. Derved ophobes skadelige stoffer som fx bly (figur 25), kviksølv, POP'er og PCB i havet og dermed også i dyr og mennesker.



Figur 24

Eksempel på beregninger med DEHM af en typisk transportepisode d. 15 marts, 1991, 6:00 UTC, af oxideret svovl fra det nordlige Rusland til det Arktiske område og helt over til det nordøstlige Grønland. Grønland ligger i midten af den nederste del af området. Skandinavien kan lige skimtes til højre og USA og Canada ligger til venstre i området. Billedet viser en iso-flade, dvs. en flade i rummet med konstant koncentration (4 ppb). Vinden i ca. 2 km højde er skitseret med vindpile. Desuden er overfladetrykket vist som linier.

(Kilde: Jesper Christensen, DMU)

Scenarieregninger

Modellerne kan bruges til at finde middelværdier af koncentrationer og til at studere, hvilke processer, der er vigtige for transporten til fx det Arktiske område. Men de kan også bruges til scenarier, hvor man fx slukker for nogle af kilderne i modellen for derved at finde ud af, hvor stort et bidrag de giver til luftforureningen.

I DEHM modellen har man således fx slukket for kilderne i Europa og sammenlignet resultatet med modelresultatet, hvor alle kilderne er medtaget. Derved har man beregnet det samlede bidrag fra Europa til fx. blydepositionen i det Arktiske område (figur 26). I perioden 1990 til 1999 udgjorde det en tredjedel.

Sammenligninger mellem model og målinger

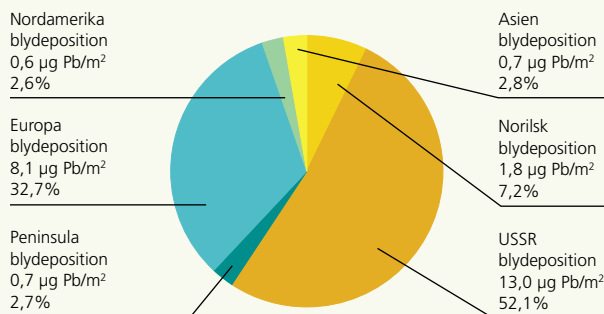
Resultater fra DEHM modellen er blevet sammenlignet med målinger af bly bl.a. på Station Nord i det nordøstlige Grønland (figur 42, side 52) fra oktober 1990 til april 1999.

Som det ses er blykoncentrationerne generelt højest i vintermånederne. Det skyldes meteorologiske forhold. Om vinteren ligger polarfronten længere mod syd end om sommeren, og der er derfor flere kilder der ligger inden i polarluften. Desuden ligger der generelt et blokerende højtryk over Sibirien, som resulterer i at transporten fra Europa og den vestlige del af Rusland bliver ført nord på og ind i det Arktiske område. Endelig er depositionen generelt mindre om vinteren.

Figur 25

Depositionen af bly på den nordlige halvkugle i perioden 1990-1999, vist i $\mu\text{g Pb/m}^2/\text{måned}$. Nordpolen ligger i midten af området. De store emissionsområder USA, Europa, Rusland og det østlige Asien afspejles tydeligt. Selvom det arktiske område ligger langt fra kilderne, bliver der alligevel afsat betydelige mængder bly.

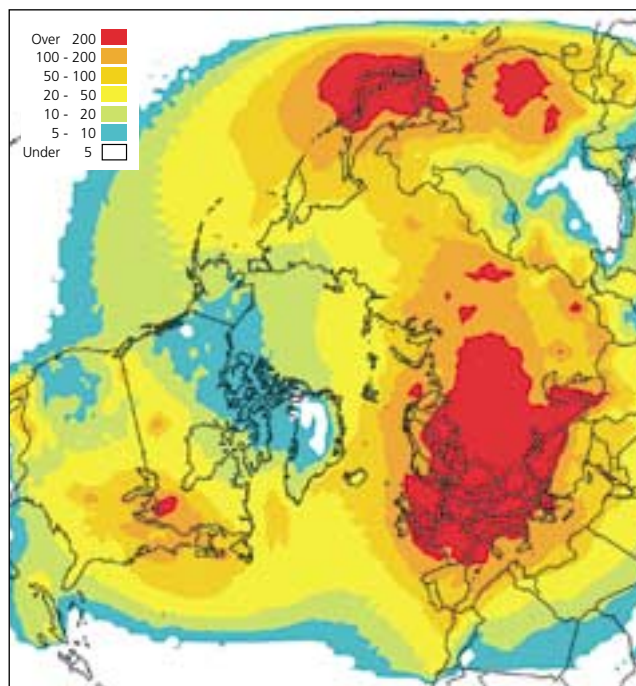
(Kilde: Jesper Christensen, DMU)



Figur 26

Bidraget til blydepositionen i det Arktiske område (defineret som nord for 75° nordlig bredde) fra forskellige områder: Det tidligere Sovjetunionen (USSR), Europa, Nordamerika, Asien og de to store russiske enkeltkilder Norilsk og Kolahalvøen, som tilsammen udgør omkring 10% af det samlede bidrag. Den totale deposition er $25 \mu\text{g Pb/m}^2/\text{måned}$.

(Kilde: Jesper Christensen, DMU).



Katastrofer

Et fænomen uden fortilfælde

Den 25. april, 1986, klokken 23 minutter over 9 om aftenen (UTC), skete der en eksplosion på Tjernobyl atomkraftværket i Ukraine (figur 27). Det var den hidtil største ulykke på et atomkraftværk, og der slap store mængder radioaktive stoffer ud i atmosfæren. En zone på 30 km omkring kraftværket blev evakueret og er i dag stadig stærkt forurenet med radioaktive stoffer.

De følgende år fik ulykken stor indflydelse bl.a. på landbrugsproduktionen i Europa, men hele den nordlige halvkugle blev berørt. Det satte fokus på beredskabet i tilfælde af utilsigtet udslip af farlige stoffer som fx netop radioaktivt materiale fra et atomkraftværk.

Figur 27

Atomkraftværket i Tjernobyl efter katastrofen i 1986. Skaden på bygningen kan ses i midten af billedet, lige under skorstenen.



Foto: E. Ljubarsky/AP/Scampix

I midten af firserne havde man kun simple modeller, til at beskrive hvordan radioaktive stoffer spredes og til at forudsige, hvor de ville blive transporteret hen. Disse modeller gav derfor kun et meget forenklet og usikkert bud på hvilke områder, der ville blive berørt af ulykken. Ulykken på Tjernobyl medførte derfor, at der blev udviklet mere avancerede modeller, som bedre kunne beskrive udviklingen i koncentrationer og depositioner af de radioaktive stoffer efter et udslip af denne type.

Ved udslip af fx radioaktivt materiale fra et atomkraftværk kan man umiddelbart stille tre centrale spørgsmål, som modellerne kan hjælpe med at svare på:

- Hvor ender de radioaktive stoffer?
- Hvornår kommer de og hvor længe varer det?
- Hvor meget kommer der?

Spredning og deposition fra Tjernobyl

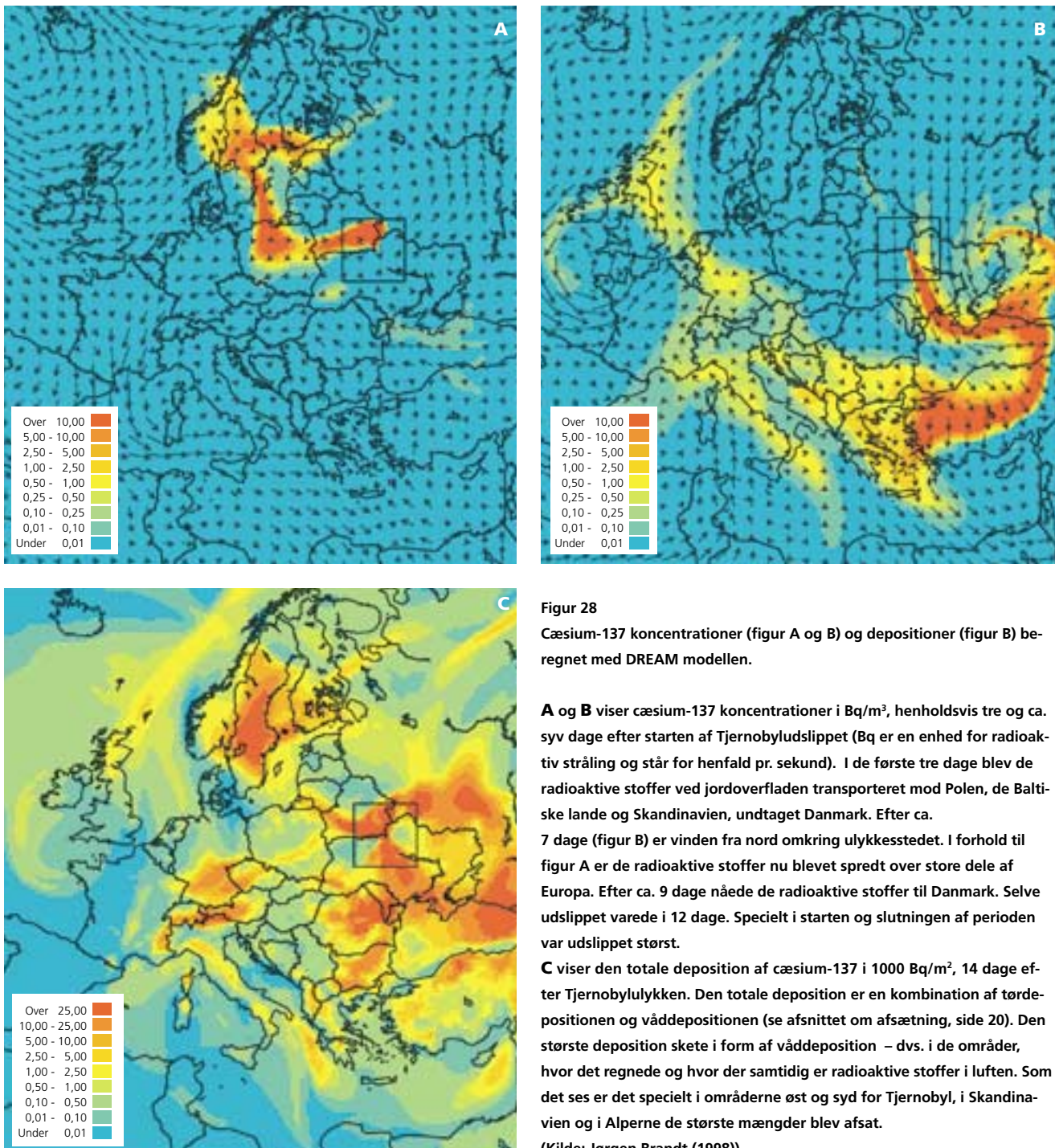
Med luftforureningsmodeller kan man simulere spredningen af de radioaktive stoffer efter ulykken. I figur 28 a og b er vist modelresultater for udslippet af cæsium-137 henholdsvis tre dage og godt en uge efter ulykkens begyndelse. I de første dage blev de radioaktive stoffer transporteret mod Skandinavien, men senere blev hele Europa berørt af udslippet.

Næsten lige så vigtigt som informationen om hvor?, hvornår? og hvor meget? er det vigtigt at få at vide, hvornår forureningen forsvinder igen. Nogle af de radioaktive stoffer har forholdsvis korte halveringstider, som fx iod-131 der har en halveringstid på 8 dage. Det vil sige, at i løbet af overskuelig tid vil forureningen være så lav, at den ikke længere udgør et problem. Derimod har cæsium-137 en halveringstid på ca. 30 år. Det meste af det cæsium-137 der blev afsat på Europas jordoverflade efter Tjernobyl (figur 28 c) er der derfor endnu!

Det Europæiske sporstofeksperiment

I efteråret 1994 udførte man et stort eksperiment, ETEX (The European Tracer Experiment), der skulle bruges som et værktøj til at forbedre luftforureningsmodellerne. Eksperimentet bestod i et kontrolleret udslip af et ufarligt stof i det vestlige Frankrig. Udslippet varede i 12 timer, og man fulgte spredningen af stoffet over Europa ved hjælp af målinger på ca. 170 målestationer i Central- og Vesteuropa.

Samtidig deltog ca. 30 institutioner over hele verden med modelberegninger, som så senere blev sammenlignet med måledata. Ved DMU blev der udviklet en model, DREAM, som indgik i forsøget. På rapportens omslag er vist, hvordan sporstoffet var spredt to dage efter starten af udslippet ifølge modellen.



Figur 28

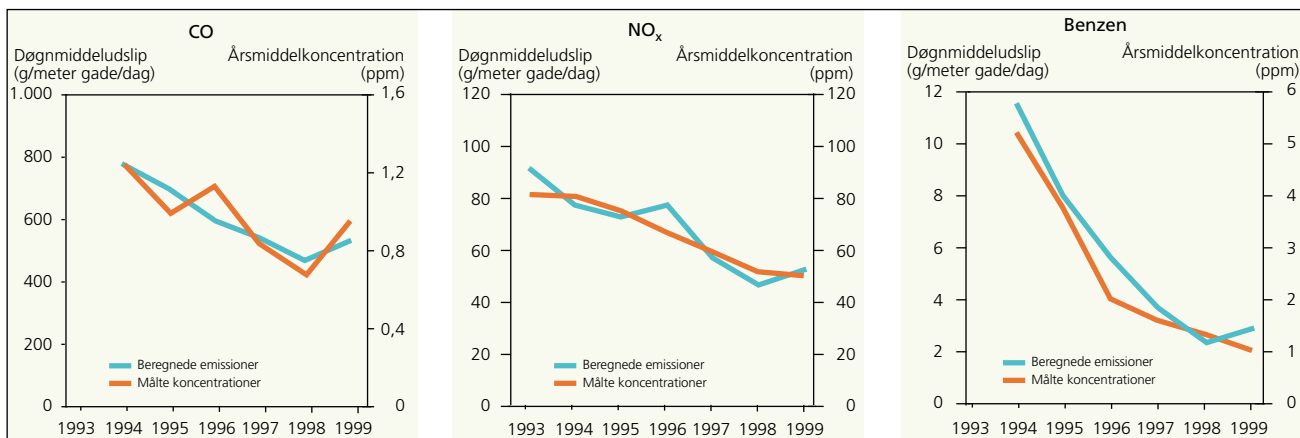
Cæsium-137 koncentrationer (figur A og B) og depositioner (figur B) beregnet med DREAM modellen.

A og **B** viser cæsium-137 koncentrationer i Bq/m^3 , henholdsvis tre og ca. syv dage efter starten af Tjernobyludslippet (Bq er en enhed for radioaktiv stråling og står for henfald pr. sekund). I de første tre dage blev de radioaktive stoffer ved jordoverfladen transporteret mod Polen, de Baltiske lande og Skandinavien, undtaget Danmark. Efter ca.

7 dage (figur B) er vinden fra nord omkring ulykkesstedet. I forhold til figur A er de radioaktive stoffer nu blevet spredt over store dele af Europa. Efter ca. 9 dage nåede de radioaktive stoffer til Danmark. Selve udslippet varede i 12 dage. Specielt i starten og slutningen af perioden var udslippet størst.

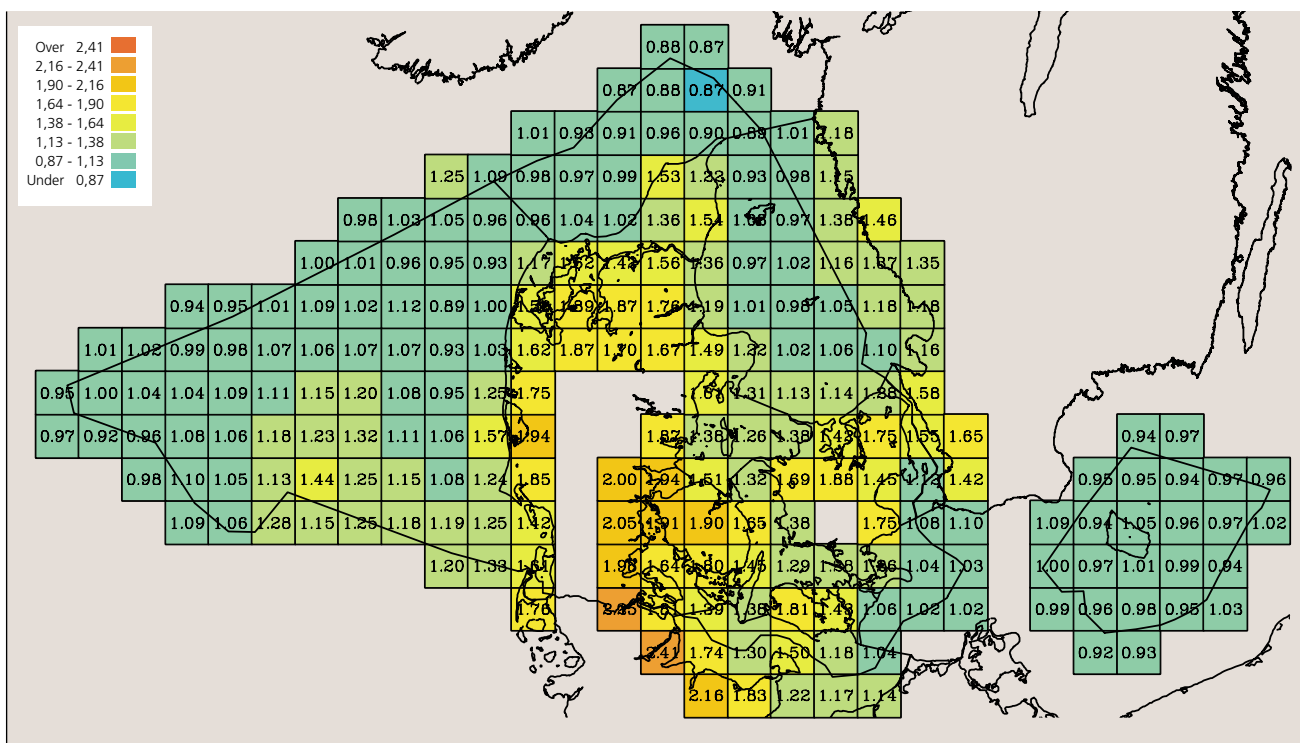
C viser den totale deposition af cæsium-137 i $1000 \text{ Bq}/\text{m}^2$, 14 dage efter Tjernobylulykken. Den totale deposition er en kombination af tørdepositionen og våddepositionen (se afsnittet om afsætning, side 20). Den største deposition skete i form af våddeposition – dvs. i de områder, hvor det regnede og hvor der samtidig er radioaktive stoffer i luften. Som det ses er det specielt i områderne øst og syd for Tjernobyl, i Skandinavien og i Alperne de største mængder blev afsat.

(Kilde: Jørgen Brandt (1998)).



Figur 29

”Baglæns-beregninger” foretaget med DMU’s gadeluftmodel OSPM viser udviklingen i årsmiddel NO_x, CO og benzen koncentrationer og beregnede trafik-emissioner i København (Jagtvej). (Kilde: Ole Hertel, DMU).



Figur 30. Den beregnede atmosfæriske kvælstofdeposition til danske farvande i 1999.

Beregningerne er foretaget med ACDEP for et gitternet af 30 km x 30 km.

(Kilde: Ole Hertel, Carsten Ambelas Skjøth og Thomas Ellerman, DMU).

Beslutningsværktøjer

Overvågning af luftkvalitet

Modeller og måleprogrammer

I store dele af verden er der i dag etableret overvågningsprogrammer, der følger udviklingen i byernes luftkvaliteten og i den atmosfæriske belastning af såvel havområder som følsomme økosystemer på land. I Danmark er denne overvågning organiseret i det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram i byområder (LMP) og i Baggrundsovervågningsprogrammet (BOP). I begge programmer indgår luftkvalitetsmodeller som et vigtigt værktøj.

Modellerne anvendes til at skønne belastningen på de steder, hvor der ikke foretages direkte målinger. Ligeledes anvendes modellerne til at vurdere hvilke kilder, der bidrager mest til luftforureningen, og hvilken udvikling vi kan forvente i de kommende år. Det er vigtigt at understrege, at modeller ikke repræsenterer et alternativ til målinger – det er alene ved målinger at vi kan følge udviklingen i luftkvaliteten. Modelberegninger, udgør imidlertid et vigtigt supplement, når man vil forstå, hvorfor målingerne viser en given udvikling.

Landsmåleprogrammet

I LMP måles luftkvaliteten i København, Odense og Aalborg (og der udvides snart med Århus). Programmet bygger på en kombination af målestationer i gadeplan og målestationer placeret over tagniveau. I såvel gaderne som på tagstationerne måles luftkvaliteten. Tagstationerne er desuden suppleret med meteorologiske målinger. Dette koncept giver mulighed for at anvende gadeluftmodellen OSPM til såkaldte "baglæns-beregninger" (figur 29).

Metoden går i sin enkelthed ud på at beregne den emission fra trafikken som indsat i OSPM giver den bedste overensstemmelse mellem beregnede og målte koncentrationer i gaden. Udover de nævnte måledata kræves det, at der gennemføres trafiktællinger i den pågældende gade. Endvidere skal modellen naturligvis beskrive forholdene i gaden på en realistisk måde (side 23).

Dette system har flere fordele. For det første er udviklingen i emissionen fra den kørende bilpark en meget vigtig parameter, som løbende reguleres fx gennem indførelsen af katalysatorer. For det andet kan de bestemte emissionsfaktorer anvendes til beregninger af luftkvaliteten i gader, hvor der ikke måles.

Baggrundsovervågningsprogrammet

I 1980'erne blev der observeret gentagne tilfælde af voldsom alge-vækst i indre danske farvande, efterfulgt af iltsvind, når algerne døde og blev nedbrudt. Årsagen var tilførsel af næringssalte fra bl.a. landbrug, og det førte til etableringen af vandmiljøplanen, der bl.a. omfatter baggrundsovervågningsprogrammet (BOP).

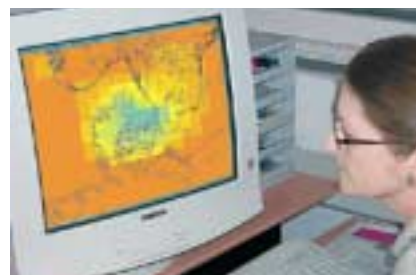
I BOP måles luftkvaliteten på 8 stationer fordelt ud over landet. Et af formålene med programmet er at vurdere den atmosfæriske deposition af kvælstof til de danske havområder. Det er vanskeligt at finde egnede steder over hav til måling af koncentrationer og depositioner af luftforurening. Inden for BOP har man en station placeret på Anholt i Kattegat som bedste bud på en "havstation". De øvrige stationer er placeret på land, dog tæt på kysterne.

Anvendelse af ACDEP-modellen giver, i forbindelse med målingerne, mulighed for med en større rumlig opløsning at vurdere depositionen af atmosfærisk kvælstof (læs om afsætning side 20-21).

Beregningerne med selve ACDEP-modellen anvendes til at bestemme depositionen af atmosfærisk kvælstof til alle danske farvandsområder og foretages for 212 receptorpunkter i et gitternet med en opløsning på 30 km x 30 km (figur 30). Ud fra geografiske informationer foretages efterfølgende en fordeling ud på hoved og underfarvande. Disse resultater bliver løbende rapporteret og ligeledes præsenteret på internettet.

Målinger af tørdeposition er teknisk vanskeligt og samtidig meget ressourcekrævende. BOP omfatter derfor målinger af våddeposition og koncentrationer i luften, men derimod ikke målinger af tørdeposition. Tørdepositionen bliver i stedet bestemt ud fra målte koncentrationer i luften og en beregnet tørdepositionshastighed. Til beregningen heraf anvendes målinger af meteorologiske parametre samt et tørdepositionsmodul, som i dette tilfælde er taget fra ACDEP-modellen. Der er således i princippet tale om en modelberegning, der blot er baseret på målte koncentrationer og målt meteorologi.

Luftforureningsmodeller kan sammen med målinger udgøre et vigtigt værktøj for beslutningstagere for hvor, og med hvilke midler der skal sættes ind.



Prognoser for luftforurening

Luftudsigten

Et unikt modelsystem, THOR, udviklet af DMU kan forudsige luftforureningen helt ned i de enkelte gader i byerne, og på hjemmesiden <http://luft.dmu.dk> kan man få at vide, hvordan forureningen med fx ozon, kvælstofoxider, CO og benzen ventes at udvikle sig de kommende tre dage.

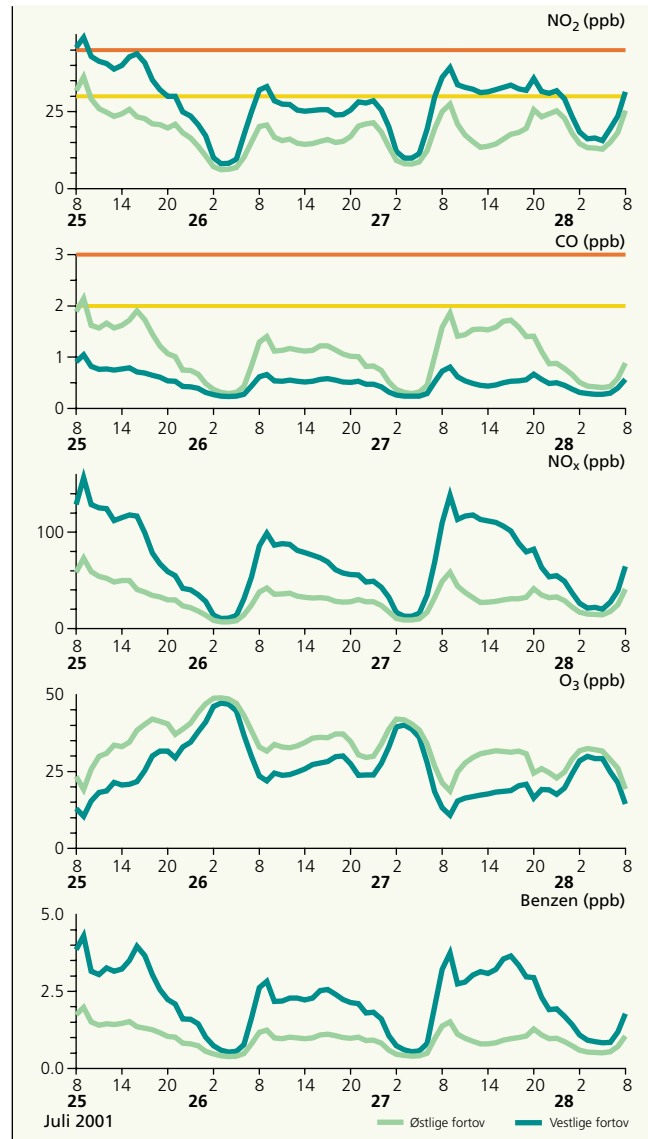
Luftudsigten bliver lavet for tre forskellige kategorier: "trafikeret gade", "byområder" og "landområder" (figur 31). Som en trafikeret gade er foreløbig valgt Jagtvej i København (figur 32), hvor meldingen er baseret på beregninger af luftforureningen på begge sider af vejen i det område, hvor DMU har en målestation placeret.

Byområder repræsenterer steder lidt uden for de trafikerede gader, som fx i baggårde, i niveau med tage eller i boligområder med kun lidt trafik. Landområder er områder udenfor byerne. Med tiden vil prognoserne blive udvidet til at omfatte mange flere gader i København og i andre større danske byer.

Luftudsigten bliver beregnet fire gange i døgnet. Det er kun stofferne kvælstofdioxid (NO_2), kulilte (CO) og ozon der umiddelbart bliver brugt til meldingerne i luftudsigten, men alle kurver, der viser tidsudviklingen i de følgende tre dage



Figur 31
Luftudsigten for 25.-26. juli 2001 for Jagtvej i København, København som sådan og for forskellige regioner i Danmark. Der er 5 mulige meldinger: "under middel", "middel", "over middel", "høj" og "varsling"



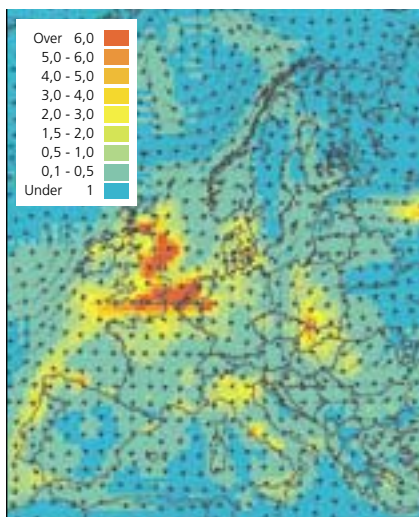
Figur 32

Detaljeret luftudsigt over forskellige stoffer, for Jagtvej i en periode af tre dage i juli 2001. De to kurver for hvert stof repræsenterer de to sider af gaden. På grund af den hvirvel, der opstår i gaden, er niveauet af luftforureningen højest i læsiden - dvs. den side af gaden hvor vinden kommer fra - i tagniveau (side 23). Forskellen på de to sider af gaden kan være op til en faktor 10, så det er ikke uden betydning hvilken side af gaden man går på.
(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU).

samt den geografiske fordeling af luftforureningen over København og Danmark kan dog ses i detaljer i de underliggende sider (figur 34).

Behov for flere modeller

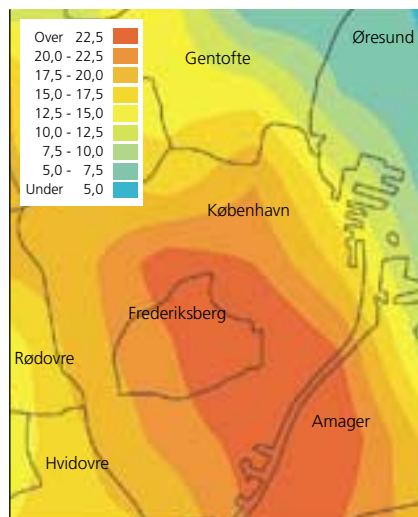
Meget af luftforureningen i Danmark er dannet op til flere tusinde kilometer væk og er derefter transporteret af vinden hertil, samtidig med at der er sket kemiske omdannelser af de forskellige stoffer. Den luftforurening, der er i en given gade i fx København er derfor et samlet resultat af luftforurening fra Europa, fra København som sådan og fra den lokale trafik i selve gaden. Derfor må de forskellige bidrag beregnes med forskellige modeller. De er beskrevet i tidligere afsnit. Da modellerne er baseret på meteorologiske data, er det nødvendigt først at lave en vejruddsig.



Figur 33

En luftforureningsudsigt for Europa onsdag den 25. juli 2001, kl. 12. Højtrykket over Vesteuropa er i dette tilfælde styrende for opbygningen af NO₂ omkring Nordsøen. Pilene angiver vindene. Farverne angiver koncentrationer af NO₂ i ppb.

(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU)



Figur 34

Eksempel på en luftforureningsudsigt for København onsdag den 25. juli 2001, om formiddagen. Vinden er fra nordvest, hvilket giver en "røgfane" fra centrum af København, hvor de største udslip findes, mod sydøst. Over Øresund er udslippene små. I de tilfælde hvor vinden kommer fra Øresund er koncentrationerne derfor lave her.

(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU)

Denne vejruddsig bruges til at drive de forskellige luftforureningsmodeller. Efter beregningen af vejruddsigten, beregnes bidraget til luftforureningen fra hele Europa (figur 33). Resultatet bruges – sammen med vejruddsigten – som inddata til bybaggrundsmodellen (figur 34), som igen bruges som inddata til gaderumsmodellen (figur 32). På denne måde holdes der regnskab med bidragene fra regional skala (Europa) og kilderne tæt på (gaderne) til luftforureningen i de enkelte gader.

Et tilbud til danskerne

DMU vil bruge systemet til at informere og evt. advare befolkning og myndigheder i perioder, hvor man kan forudsige en overskridelse af kritiske grænseværdier, fastsat af EU og WHO (World Health Organization).

Specielt mennesker med luftvejslidelser, som fx astma og bronkitis vil have nytte af at bruge luftudsigten, men også mennesker uden luftvejslidelser vil kunne have glæde af de daglige meldinger. Selvom koncentrationerne af luftforureningen normalt ligger under EU's grænseværdier, er det en individuel sag om man føler sig generet. Det anbefales, at man selv følger med i luftudsigten for at se, om der er en sammenhæng mellem ens velbefindende og luftforurening.

Det skal dog understreges, at EU's nuværende grænseværdier (som er ved at blive strammet væsentligt) for de enkelte stoffer meget sjældent eller aldrig bliver overskredet i Danmark. Luftudsigten skal derfor ikke forstås som en direkte advarsel mod at gå udendørs. I stedet er den et tilbud i stil med vejruddsigten.

Koblede modeller

Tværfaglige informationssystemer

Det er blevet stadigt mere almindeligt at anvende matematiske modeller som beslutningsværktøjer ved tekniske såvel som samfundsmæssige afgørelser. Anvendelsesområderne for mange af disse modeller har mange grænseflader og stærke overlap, når det gælder de processer der beskrives. Det har øget behovet for samarbejde på tværs af faggrænser, og har samtidig gjort det muligt at udvikle miljøinformationssystemer, som forsøger at beskrive hele kæden fra de økonomiske faktorer og virkemidler over belastninger til effekter på miljøet.

En ændring i økonomien på verdensplan eller mere lokalt i Danmark har stor betydning for forureningsudslippene. Fx ændrer salget af biler sig meget hurtigt, med befolkningens rådighedsbeløb. Da man for få år siden ændrede huslånene fra 20 års til 30 års lån fik danskerne mulighed

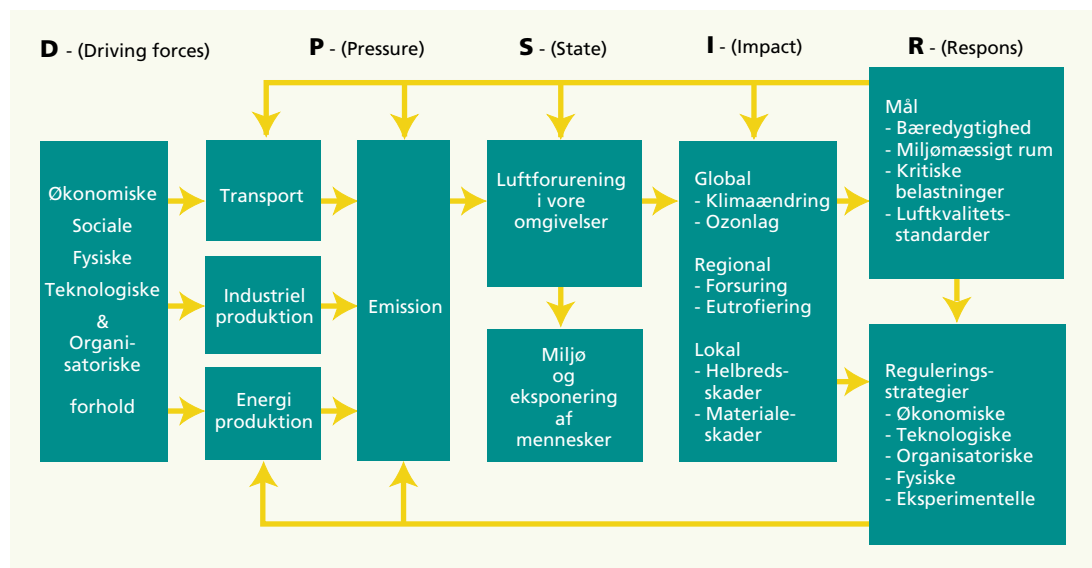
for at frigive penge og købe flere biler. Dermed steg udslippene fra trafikken og miljøbelastningen blev øget tilsvarende. Dette er blot et eksempel på koblingen mellem økonomi og miljøbelastning.

Holdningsændringer i befolkningen kan ligeledes have betydelig indflydelse på miljøbelastningen fx gennem ændret landbrugsdrift mm.

Informationssystemerne kan fx give et bud af effekten på sygelighed eller skovdød af at anvende diverse politiske styringsmidler. I nogle tilfælde er man gået så langt som til at anslå de samfundsmæssige omkostninger af miljøpåvirkningerne i form af såkaldte "cost-benefit analyser". Det kan føre til vanskelige etiske overvejelser, når man fx begynder at prissætte menneskeliv og samfundets omkostning (eller gevinst) ved en forkortet levealder for en specifik gruppe fx svagelige, ældre mennesker. Derfor kan man heller ikke betragte de opnåede resultater som rent objektive.

Informationssystemerne kan bestå af et system som så rummer en lang række stærke forenklinger i form af lineære sammenhænge, men som til gengæld er indeholdt i et enkelt værktøj – det gælder fx IIASA's RAINS system, der bruges til at beregne omkostninger ved begrænsning i forbindelse med bl.a. forsurening.

Figur 35
Strukturen i DPSIR-konceptet, som beskriver sammenhængen mellem samfundsforhold og såvel globale, regionale som lokale miljøeffekter



En mere komplet beskrivelse kan man dog opnå ved at kombinere modeller inden for de enkelte fagområder og ved at anvende resultater fra én model som inddata til den næste.

DPSIR-konceptet

I slutningen af 1980'erne udviklede det hollandske institut RIVM en begrebsmæssig model, som i dag er almindelig anvendt til at beskrive koblingen mellem styringsmidler, miljøbelastning, miljøeffekt og økonomi. Konceptet kaldes DPSIR efter de engelske udtryk for styrende kræfter (driving forces), påvirkning (pressures), status (state), effekt (impact) og respons (respons) (figur 35). De økonomiske, sociale, fysiske, teknologiske og organisatoriske faktorer styrer omfanget af transport samt industri- og energiproduktion, som igen står for et udslip af forurening. Denne forurening spredes, omdannes og afsættes i vores omgivelser og fører til en eksponering af mennesker og miljø. Eksponeringen har en effekt på lokal, regional eller global skala. Ud fra en række fastlagte mål, som kan vedrøre såvel de styrende kræfter, påvirkningen, status eller selve effekten, kan man planlægge forskellige tiltag, som kan indvirke på systemet.



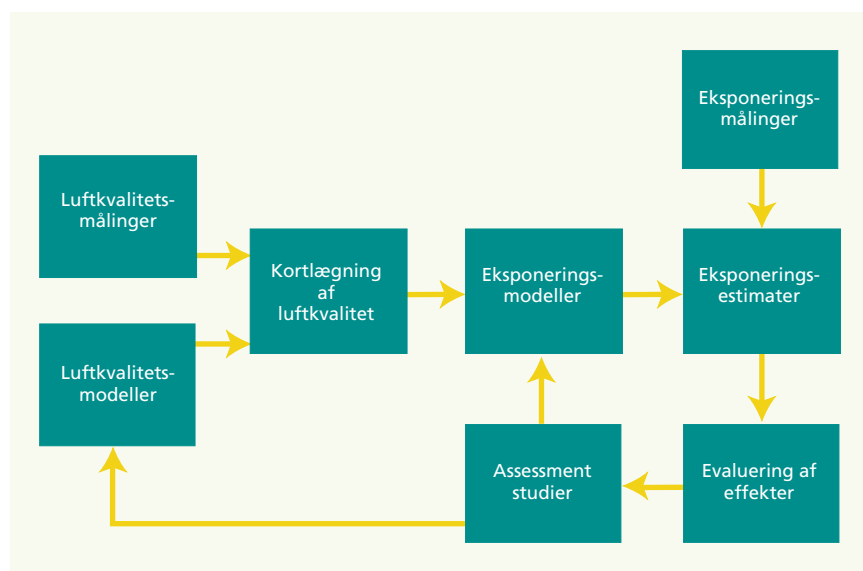
Foto: WHO

Vurdering af effekterne af luftforurening sker på lokal, regional og helt op på global skala.

Assessment

I løbet af 1990'erne blev det engelske begreb Assessment en almindelig del af sprogbrugen blandt miljøforskere (figur 36). Det betyder egentlig vurdering og dækker her over vurderingen af effekten af forskellige indgreb og/eller ændringer af et system.

Kortlægning af luftkvalitet kan ske gennem direkte målinger eller anvendelse af modeller. Denne kortlægning kan fungere som et meget vigtigt redskab i eksponeringsvurdering. Vurdering af eksponering kan ske ved modelberegninger eller ved direkte eksponeringsmålinger. Ud fra eksponeringsdata kan man give et bud på effekten af denne påvirkning. Vurderinger af effekten af forskellige indgreb samt ændringer i forureningsudslip eller sårer i folks færden kan ske ved at ændre parametre i luftkvalitets- og eksponeringsmodeller i et sådant system. Et tæt samspil mellem måledata og beregningsdata er her en forudsætning for et godt resultat.



Figur 36.

Blokdiagram for en miljøvurdering – en såkaldt assessment.

Såvel kortlægning af luftforurening som eksponering kan bestemmes med enten målinger eller modelberegninger.

Reduktionsstrategier

Scenarier

En veltestet luftforureningsmodel kan give et realistisk bud på effekten af fx forskellige politiske indgreb eller nye menneskeskabte aktiviteter, som vil medføre ændringer i udslip og forurening i et givet område. I modeller er det muligt, på en billig måde, at gå ind og ændre på parametre, som fx udslip, for at få at vide, hvordan verden ville se ud, hvis udslippene var anderledes. At ændre på parametre i en model af virkeligheden kaldes et scenario. I et scenario kan man bruge modeller til at gennemføre »tankeeksperimenter«, hvor man kan prøve at finde svar på samfundsrelevante spørgsmål, som fx kan danne baggrund for en miljøpolitik inden for et givet område.

Beslutninger på lokalt plan

Lokale luftforureningsproblemer kan optræde i en stærkt trafikeret bygade med bygninger på begge sider, tæt ved større industrivirksomheder og kraftværker eller fx i området omkring større svinefarme. I alle disse tilfælde kan luftkvalitetsmodeller være et vigtigt redskab til vurdering af problemerne og ved planlægning af eventuelle indgreb.

Gadeluftmodellen OSPM (side 23) anvendes bl.a. for at vurdere effekter på luftkvaliteten i bygader af forskellige indgreb over for trafikken.



Foto: Highlights

Reduktionsscenarioer kan gennemføres med modeller på alle skalaer fra lokalt til globalt.

Som eksempel på sådanne anvendelser er allerede (side 22) nævnt beregninger med OML modellen, der kan anvendes til at bestemme den skortstenshøjde, der er nødvendig, hvis udslippet fra større enkeltkilder skal fortyndes tilstrækkeligt til at overholde gældende grænseværdier i de nærmeste omgivelser.

Et andet eksempel er gadeluftmodellen OSPM (side 23), der i dag indgår som et vigtigt redskab i overvågningsprogrammet for luftkvalitet i danske byer (LMP). OSPM har endvidere været anvendt til vurdering af udviklingen i luftkvalitet som følge af den stigende andel af benzindrevne biler med katalysator, og til vurdering af betydning af at etablere større trafikale anlæg fx Øresundsforbindelsen.

I et projekt blev der gennemført en vurdering af den forventede fremtidige luftkvalitet i danske byer som følge af de skærpede emissions- og brændstofkrav.

Specielt prøvede man på at vurdere, om de nye skærpede EU grænseværdier for luftkvalitet i 2010 kan forventes at blive overholdt. Den fremtidige luftkvalitet på Jagtvej i København blev beregnet ved at kombinere en række luftkvalitetsmodeller. DEM modellen (se figur 19 side 33) blev anvendt til at beregne den regionale luftkvalitet uden for København under hensyntagen til den forventede udvikling i udslippene i Danmark såvel som det øvrige Europa. I denne forbindelse er EMEP's emissionsprognoser anvendt, og resultaterne er selvsagt meget følsomme over de emissionsreduktioner som er forudsat i disse prognoser. Ud fra den beregnede regionale forurening og den forventede emission fra trafikken i København blev bybaggrundsforureningen beregnet med brug af UBM modellen. Der blev her gjort nogle antagelser om udviklingen i trafikken i hovedstadsområdet. Endelig blev forureningen på Jagtvej beregnet med OSPM. Resultaterne



Foto: 2. maj/Sonja Eklov

tydede på at der ikke vil blive problemer med at overholde EU's skærpede grænseværdier for kvælstofoxider, kulilte og benzen (figur 37). Partikelforurening kunne til gengæld ikke vurderes med de nuværende modelværktøjer.

Koncentrationen af kvælstofoxider (NO_x), kulilte (CO) og benzen forventes at falde i takt med stigende andel af biler med katalysator, forbedret motorteknologi etc. Derimod vil ozon stige, fordi der med den faldende koncentration af kvælstofoxider er mindre kvælstofmonoxid (NO) i luften til at fjerne ozon. Benzen vil falde meget de første år som følge af mindre benzenindhold i benzin.

Internationale beslutninger

Man kan, ved at ændre parametre i langtransportmodeller, få svar på spørgsmål af typen: Hvad sker der, hvis vi reducerer de danske udslip med 30%? Eller hvad sker der, hvis vi slukker for alle danske udslip? Man kan fx også vurdere hvad danske kilder giver af bidrag til depositionen af kvælstof til de danske farvande (se side 35).

Man kan finde ud af, hvor mange biler der skal have kørselsforbud for at forureningen kommer under et vist niveau under en fotokemisk episode. Det har man gjort i fx Tyskland og Grækenland, hvor biler med lige nummerplader i en periode kun måtte køre på lige datoer eller i Frankrig (1997), hvor man har uddelt gratis billetter til Metroen i Paris. Mulighederne er mange.

Luftforureningen er et grænseoverskridende problem. I Europa forhandles derfor om reduktion af udslip med henblik på at nedbringe luftforureningen. Et mål kan fx være at nedbringe ozonkoncentrationen med 30% over det centrale Europa i år 2005. Modellerne kan så give det bedste bud på, hvor og



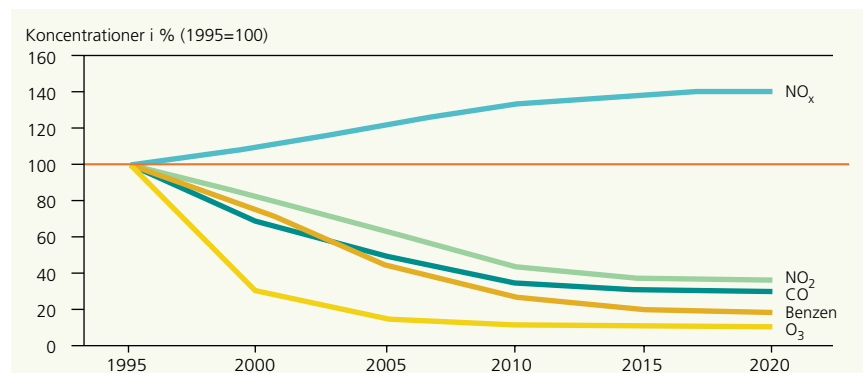
Foto: 2. maj/Sonja Iskov

I scenarieberegningerne kan man meget lettere ændre trafikmængden end i den virkelige verden.

hvor meget udslippene skal ned for at nå målet. Et andet mål med scenarier er at vurdere hvilke udslip fra hvilke lande, der påvirker et givet område. Et klassisk eksempel: Hvilke udslip fører til forsureningen af svenske skovsøer?

Der er dog et væsentligt problem med scenarier: Det er meget svært at validere et scenario før et evt. indgreb er gennemført – netop fordi det er et tankeeksperiment. Det eneste, der reelt kan gøres, er at validere luftforureningsmodellen mod målinger og gerne over en længere periode, hvor udslippene har ændret sig. Hvis resultaterne fra målinger og modellen passer indenfor en acceptabel usikkerhed, og hvis det vurderes at de fysiske og kemiske processer, der indgår i modellen, er beskrevet på en korrekt måde, må det antages at resultatet af et scenario også er et godt bud på virkelighedens følsomhed overfor den undersøgte ændring.

Mangfoldigheden af de scenarier, man kan udføre med en luftforureningsmodel, begrænses kun af modellens gyldighedsområde og af fantasien. Vi kan fx udføre følgende to tankeeksperimenter, der illustrerer mulighederne (se næste side).



Figur 37

Beregnet fremtidig luftkvalitet på Jagtvej i København. Produceret på baggrund af Jensen et al. (2000): Future Air Quality in Danish Cities, Miljøprojekt 527, Miljøstyrelsen.

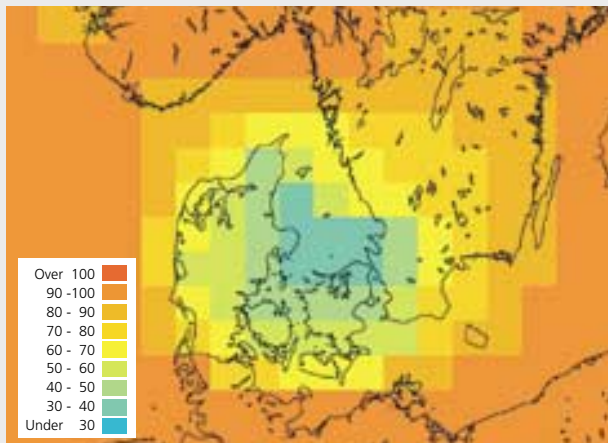
Eksperiment 1

Hvad sker med luftforureningen i og omkring Danmark, hvis vi slukker for alle danske kilder?

Man kan give et bud på svaret, hvis man først kører en model med alle europæiske udslip, (inklusive de danske) og gemmer resultatet – vi kan kalde det "scenario EURO" eller S_{EURO} . Derefter kører man modellen med alle europæiske udslip minus de danske, $S_{EURO-DK}$. Man trækker derefter resultaterne fra hinanden, dividerer med S_{EURO} og ganger med 100 for at få resultatet i %:

$$100\% \times \frac{S_{EURO} - S_{EURO-DK}}{S_{EURO}}$$

Herved kan man give et bud på hvordan luftforureningen over Danmark og de omkringliggende områder vil se ud uden de danske udslip (figur 38-39). Nu kunne nogen tænke, at dette svarer til at slukke for alle udslippene i Europa undtaget



Figur 38

Et scenario, hvor de danske udslip i DEOM modellen er sat til nul. Modellen er derefter kørt for hele året 1999 og resultaterne er sammenlignet med situationen, hvor alle udslippene er medtaget.

Farverne angiver niveauet af gennemsnitlige SO_2 koncentrationer i % af de koncentrationer der er, når de danske udslip medtages.

Eksempel: 30% betyder således at koncentrationerne er faldet til 30%, når de danske kilder er slukket, i forhold til situationen hvor alle danske udslip er medtaget i modellen. Reduktionen i middelkoncentrationen af SO_2 er således $100\% - 30\% = 70\%$.

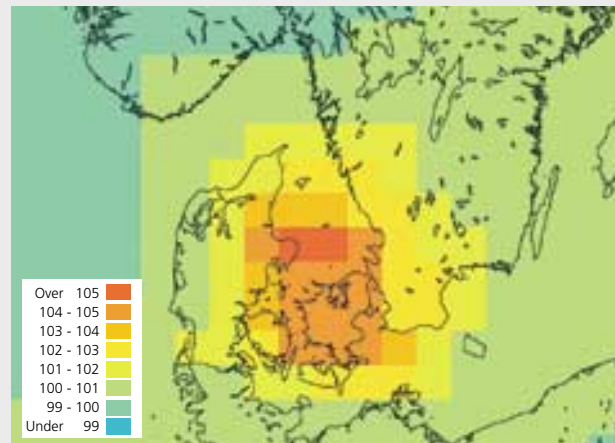
(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU)

de danske og så dividere med S_{EURO} , som følger:

$$100\% \times \frac{S_{DK}}{S_{EURO}}$$

Man kunne umiddelbart forestille sig at de to ligninger giver de samme resultater, men det gør de ikke! Grunden er, at atmosfærekemien indeholder ikke-lineære processer. Det er ikke lige meget om man kun kører med de danske udslip alene eller kører med de europæiske udslip minus de danske og så trækker Europa fra bagefter.

På grund af de ikke-lineære processer kan man heller ikke lægge to løsninger sammen og få en tredje løsning, som så også er en løsning. Det kan man kun for forureninger, hvor processerne med rimelighed kan tilnærmes til at være lineære, som fx ikke-reaktive eller meget langsomt reagerende forbindelser. Dette gælder derimod ikke for fotokemiske forbindelser, som fx ozon.



Figur 39

Samme som foregående figur, men for ozon.

Eksempel: 105% betyder at koncentrationerne af ozon stiger med 5% i middel over et år, når de danske kilder er slukket, i forhold til situationen hvor alle danske udslip er medtaget i modellen.

Udslippene i Danmark har således et negativt middelbidrag til de danske O_3 koncentrationer ($100\% - 105\% = -5\%$). Dette er et godt eksempel på effekten af en ikke-lineær kemi.

(Kilde: Jørgen Brandt og Jesper Christensen, DMU)

Eksperiment 2

Hvad sker der hvis man nedbringer alle de europæiske udslip med 30%?

Eksperimentet er nemt at lave. Man tager alle udslippene i modellen og ganger dem med 0.7! Derefter kan man så sammenligne med resultatet uden denne reduktion i udslippene:

$$100\% \times \frac{0,7 S_{EURO}}{S_{EURO}}$$

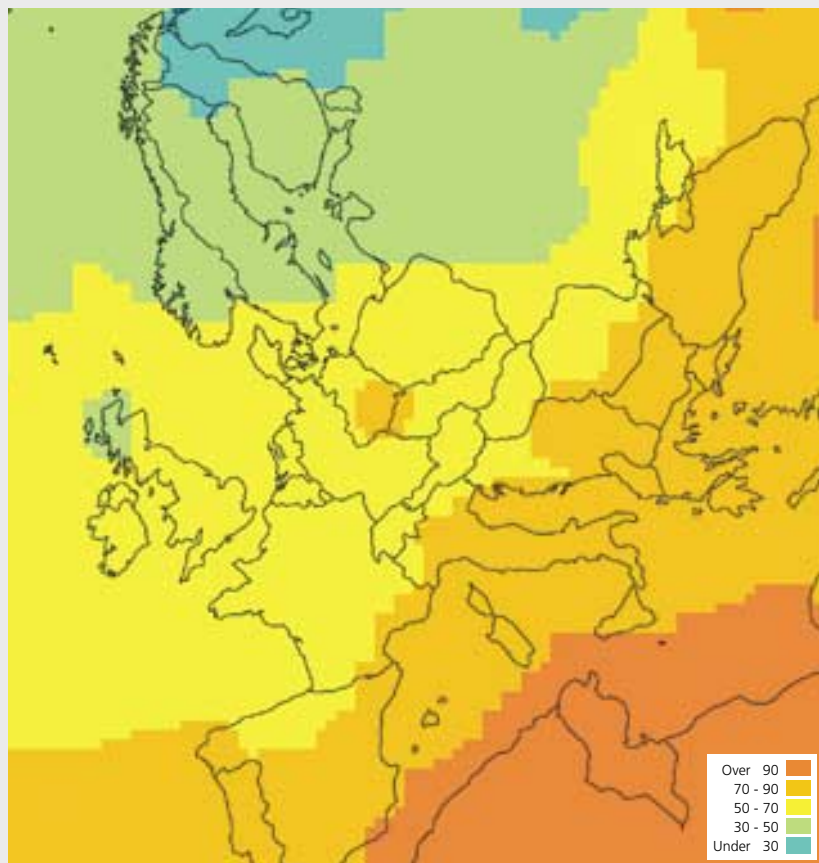
Da atmosfærekemien ikke er lineær vil en 30% reduktion i udslippene ikke resultere i en 30% reduktion af koncentrationerne. Nogen gange kan man faktisk i et givet område se en stigning i koncentrationerne af nogle stoffer – selvom man har reduceret alle udslip i området (se figur 40).

For de fleste stoffer er det dyrt at reducere udslippene. Skal målet derfor være at nedbringe forureningen til nul? Eller er det i orden at nøjes med at nedbringe luftforure-

ningen til et vist acceptabelt niveau. På denne måde accepterer man, at der er en vis del af befolkningen og naturen, som bliver påvirket og evt. skadet af luftforureningen.

Derudover kan modellerne svare på spørgsmålet om, hvor det bedst kan betale sig at reducere udslip, samt hvilke udslip der skal reduceres. Det er oplagt, at det ikke er den optimale løsning at reducere lige meget over hele Europa. Nogle steder er det billigere at mindske udslippene end andre steder.

Desuden er det vigtigt at diskutere præcist, hvad målet med emissionsreduktionerne skal være. Er målet fx en 30% reduktion af middelbelastningen i et område (figur 40), eller er det nok at reducere de maksimale koncentrationerne med 30%? Her er en kobling af luftforureningsmodellerne til modeller, der kan bruges til at vurdere effekter på fx økosystemer en mulighed (se afsnittet om koblede modeller).

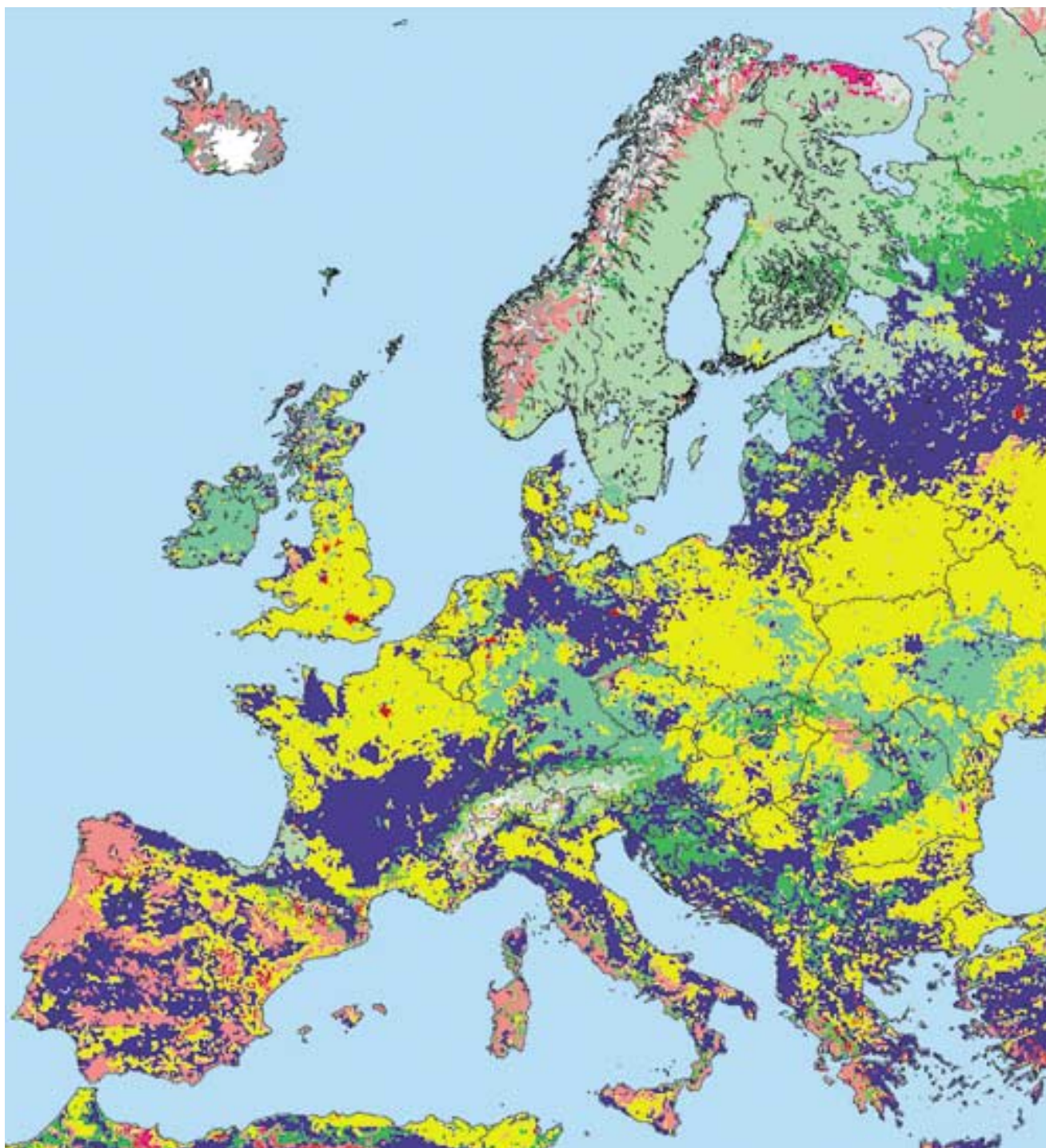


Figur 40.

Et scenario, der angiver hvad der ville ske med de gennemsnitlige O_3 koncentrationer i Europa, angivet i %, hvis alle NO_x og VOC udslippene i Europa blev reduceret med 30%.

I Danmark ville O_3 koncentrationerne i middel falde til imellem 50%-70% af hvad de er hvis udslippene ikke er reducerede. Faldet i O_3 koncentrationer er altså nogle steder større og andre steder mindre end de 30% reduktion i udslippene.

(Kilde: Zahari Zlatev, DMU)



Perspektiver

Hvor meget kan man stole på resultaterne?

Et spørgsmål med mange svar

Både de direkte brugere af resultaterne fra modelberegninger (typisk politikere og andre beslutningstagere) og almindelige borgere kan med rimelighed spørge: "Hvor sikre er resultaterne?" eller "Hvor god er modellen?". Desværre kan man sjældent besvare sådanne spørgsmål enkelt og præcist. Ofte er det bedste (og simple) svar, at modellen er "state of the art" eller "blandt de bedste i verden".

Problemet er bl.a., at der er utroligt mange svar på spørgsmålet. Man er nødt til at være meget konkret og angive "i forhold til hvad"? En luftforureningsmodel kan give mange forskellige svar. Fx er svarene forskellige for forskellige stoffer, for koncentrationer og depositioner af de forskellige stoffer og for forskellig rumlig og tidlig skala. Desuden kan svaret være forskelligt, alt efter om man kigger på fx middelværdier, tendenser eller variabiliteter (som fx døgnsvingninger) i data. En model kan således være god til at gengive middelværdier, mens variabiliteten kan være helt forkert.

Ikke overraskende gælder det dog, at jo længere tid og jo større område man midler over, jo mindre bliver usikkerheden i forhold til målinger. Det er fx nemmere at lave en model, der på realistisk vis kan beskrive årsmiddelværdier end timemiddelværdier, og det er lettere at udvikle en model, der kan beregne en middelværdi for hele Europa end for et enkelt punkt. Nogle typer af luftforurening er desuden nemmere at modellere end andre. Det gælder bl.a. stoffer, der ikke er kemisk aktive (bl.a. radioaktive stoffer) i forhold til stoffer, der er koblet til mange andre stoffer igennem kæder af kemiske reaktioner. For de radioaktive stoffer kan der til gengæld være stor usikkerhed om størrelsen af udslippet.

Det er derfor vigtigt at teste modellen i forhold til det, den er blevet konstrueret til. Det kan grundlæggende gøres på to måder, enten som en matematisk test eller ved at sammenligne med målinger.

Europakortet på modstående side er med en opløsning på 8 km x 8 km. Farverne på kortet illustrerer forskellige typer af arealanvendelse (lyseblå er vand, blå og gul er forskellige typer af afgrøder, grøn er skov, osv. Med stigende opløsning i modellerne og stigende computerkraft, får inddata med høj opløsning stadig større og større betydning.

To grundlæggende test af modeller:

A. Matematisk test af modellen

Først og fremmest kan man teste en model med konstruerede og forenkede startværdier. Og man vælger dem, så modellen skal give et resultat, der er kendt på forhånd. Denne form for modeleksperimenter er meget praktiske til at undersøge om de metoder, man har benyttet i modellen er korrekt oversat til "computersprog", og om der er egentlige fejl i selve de metoder, man bruger (fx løsning af ligningerne).

En test kan også gå ud på at undersøge, hvor kritisk størrelsen af forskellige parametre er. Hvor følsom er en model fx overfor hastigheden af de kemiske omdannelser eller højden af blandingslaget.

Man kan desuden teste modellen for, om der fx er massebevarelse, som er et grundlæggende fysisk krav til en luftforureningsmodel. Massebevarelse kan sammenlignes med en bankkonto. Hvis man ved, hvor mange penge, der er på kontoen til en bestemt tid, og man ved hvor meget der bliver sat ind, og hvor meget der trækkes ud, kan man regne ud, hvor meget der er tilbage. Penge hverken opstår eller forsvinder af sig selv, og det må luftforurening heller ikke gøre i modeller. Man skal kunne gøre rede for hvor stofferne kommer fra og hvor de forsvinder hen.

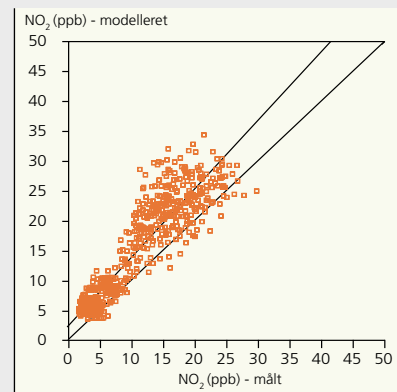
B. Sammenligning med målinger

Sammenligninger af teorier med observationer af den virkelige verden er grundlæggende i hele naturvidenskaben. Derfor kan en model ikke stå alene! Dens resultaterne skal sammenlignes med målinger fx fra planlagte eksperimenter.

Det kaldes at *validere* modellen. Dette kan give en ide, om hvorvidt man har brugt de rigtige fysiske/kemiske teorier i modellen, eller om modellen er mangelfuld. Fx kan der være vigtige processer, som bør tilføjes.

Tre eksempler på validering

I figurerne 41 - 43 er vist tre valideringer af modeller beskrevet på den foregående side.

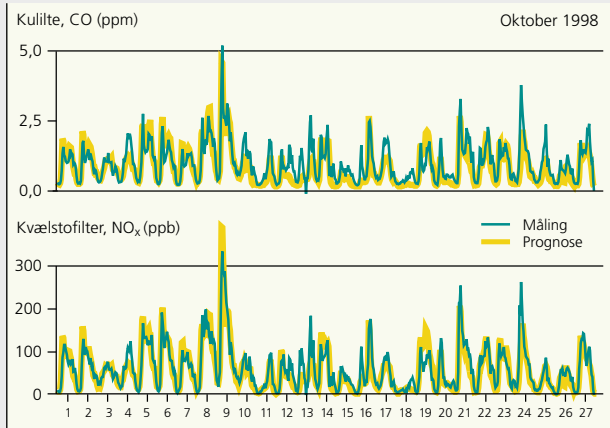


Figur 41

Målte og beregnede koncentrationer af kvælstofdioxid ved bopælen for 200 børn i Københavnsområdet (halvdelen i selve byen og halvdelen uden for tæt bebyggelse. Modelberegningerne synes at give en konsekvent lidt for stor værdi. (Læs nærmere side 29)

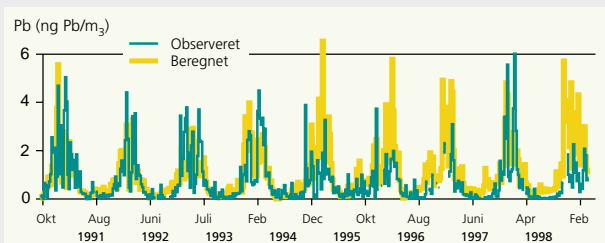
Figur 42

Sammenligning af beregnede og målte ugentlige middelkoncentrationer af bly på Station Nord i det nord-østlige Grønland. (Kilde: Jesper Christensen, DMU). (Læs nærmere side 36)



Figur 43

Hvor godt passer luftudsigten (se afsnit om luftforureningsprognoser side 42)? Herover er vist et eksempel på sammenligning af DMU's luftudsigter for det første døgn for kulilte og kvælstofoxid, med aktuelle målinger fra Jagtvej i København (middelværdier pr. time) for oktober 1998. (Kilde: Jørgen Brandt et al., 2000).



Den samlede usikkerhed

Gennemføres der følsomhedsstudier, eller foretages der sammenligning med målinger, kan man få en ide om usikkerheden i de enkelte dele af modellen. De mange forskellige luftforureningsmodeller, der findes, har imidlertid alle deres helt egne karakteristika og dermed også deres helt egne mål for den samlede usikkerhed.

Det skal understreges at usikkerheden skal angives i forhold til et bestemt veldefineret mål. En model kan måske gengive månedsmiddelværdier af ozonkoncentrationen meget præcist, men kun med stor usikkerhed, hvis man sammenligner timemiddelværdier med målinger. Derfor er både rumlig og tidlig opløsning i modellen en vigtig faktor, når man skal angive usikkerheden på modellens resultater.

Usikkerheder på inddata

Derudover kan en luftforureningsmodel aldrig blive bedre end de begrænsninger som sættes af kvaliteten af de anvendte inddata, som fx meteorologiske data, emissionsdata, kemiske reaktionskoefficienter, osv.

Som eksempel kan nævnes, at EMEP skønner den typiske usikkerhed på de totale årlige udslip for de enkelte lande til 30%-40%. Her ligger en af de klart største usikkerheder i de europæiske langtransportmodeller i dag. Når vi lægger alle usikkerheder fra inddata sammen, bliver usikkerheden typisk større når vi ser på en enkelt gittercelle og for en specifik dag eller time - måske op til en faktor to!

Konklusion

Udviklingen indtil i dag og fremover

I den seneste snes år er udviklingen inden for matematiske modeller for transport og kemi i atmosfæren forløbet med stigende hastighed.

Kraftigere computere, som kan håndtere stadig større og mere komplekse programmer, er i dag til rådighed. Samtidig har nye og forbedrede målemetoder til såvel feltstudier som laboratorieforsøg forøget vores forståelse af en lang række af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren. Det har betydet udviklingen af mere detaljerede modeller og dermed som oftest mere præcise resultater. Man skal dog være opmærksom på, at større detaljeringsgrad ikke nødvendigvis er ensbetydende med forbedrede resultater. For at dette skal kunne opfyldes, må såvel de atmosfæriske processer og den matematiske formulering som inputdataene svare til den højere opløsning.

Der lægges stor energi i at reducere den fremtidige usikkerhed i modellerne, bl.a. med henblik på at øge anvendelsesområderne. For modellerne som sådan kan man fx

- gå mod højere rumlig og tidlig opløsning – det kræver dog typisk meget hurtige computere og detaljerede inddata
- udbygge beskrivelsen af de enkelte processer – fx mere komplet kemi (flere stoffer og flere reaktioner), bedre beskrivelse af våd- og tørafsætning af stofferne eller fx bedre beskrivelse af udvekslingen mellem grænselaget tæt ved jordoverfladen (side 16) og den frie troposfære, som er den del af atmosfæren som ligger over grænselaget og går op til ca. 10-15 km
- forbedre de numeriske (matematiske) metoder, der anvendes til at løse de indgående ligninger

Figur 44

De tidligste modeller var hovedsageligt statistiske modeller baseret på stærkt forenkede sammenhænge mellem få observerede parametre fx vindhastighed og koncentration. I fremtiden vil vi se stadig mere komplekse såkaldt deterministiske modeller, hvor de indgående fysiske og kemiske processer alle er beskrevet i matematiske ligninger. Desuden vil tilgængeligheden af meget hurtige computere og mange flere måledata bidrage til udviklingen af bedre og mere komplekse modeller. Endelig vil stadig flere måle- og beregningsdata blive tilgængelige på internettet og dermed nå et stadig større publikum.

Betydningen af inddata

Ingen beregning kan imidlertid give resultater som er mere nøjagtige end de inddata som anvendes. Det er specielt de meteorologiske data og emissionsdata, hvor der er store muligheder for forbedringer i forhold til de i dag almindeligt anvendte modeller. Den rumlige og tidlige opløsning i inddata er generelt mangelfuld og sætter snævre grænser for hvor høj en opløsning man kan opnå. Der vil ske store forbedringer af modelværktøjerne i de kommende år (figur 44).

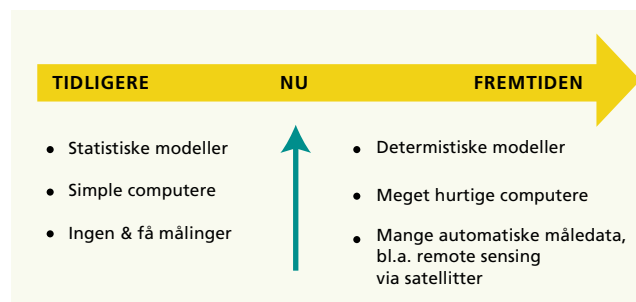
Fremtidsperspektiver

En række modeller af høj kvalitet anvendes i dag inden for forskning, overvågning og prognoser af luftkvalitet i Danmark. Nye modeller er fortsat under udvikling og vil i de kommende år afløse flere af de i dag anvendte. Der åbner sig nye anvendelsesområder i takt med

- at der bliver udviklet meget hurtige computere
- at der bliver mange flere og automatiserede måledata
- samt at modellerne får højere tidlig og rumlig opløsning der generelt giver mere præcise resultater og beskriver flere forskellige processer.

Specielt arbejdes der i disse år på at koble resultater fra luftkvalitetsmodeller til modeller og analyser inden for andre fagområder. Som eksempler kan nævnes vurdering af humaneksponering i forbindelse med epidemiologiske undersøgelser, og effekt på algeopblomstringer i de danske farvande bl.a. som følge af afsætning af kvælstofforbindelser fra atmosfæren.

Et andet område er undersøgelser i relation til kulstofkredsløbet, der har betydning inden for klimaforskning, og som omfatter såvel eksperimenter som model-studier af CO₂ koncentrationer på den nordlige halvkugle.



Supplerende litteratur

Modelling transport, dispersion and deposition of passive tracers from accidental releases.

Brandt, J. 1998. PhD thesis, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. 307 sider.

The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System - System description, 2000.

Brandt, J., Christensen, J. H., Frohn, L. M., Berkowicz, R. and Palmgren, F. NERI Technical Report No. 321. National Environmental Research Institute, Roskilde. 60 sider.

Danmarks Nationaleleksikon A/S 1994 -. Den Store Danske Encyklopædi

(Artikler om, atmosfæren, forurening m.m.) Gyldendal, København.

Atmospheric Deposition of Nitrogen 1999 (In Danish: NOVA 2003, Atmosfærisk deposition af kvælstof 1999).

Ellermann, T., Hertel, O., and Ambelas Skjøth, C., 2000. NOVA 2003. NERI, Technical Report, no. 332, 120 sider.

Luftforurening.

Fenger, J., Tjell, J.C. (redaktører) 1994. Polyteknisk Forlag, Lyngby. 479 sider.

Ozon som luftforurening.

Tema-rapport fra DMU 3/1995. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. Fenger, J. 1995. 48 sider.

En atmosfære med voksende problemer - Historien om luftforurening.

Fenger, J. 1997. Tema-rapport fra DMU 11/1997. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. 64 sider.

Urban Air Pollution – European Aspects.

Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F. (redaktører) 1999. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 482 sider.

Atmospheric Change - An Earth System Perspective.

Greadel, T.E., Crutzen, P.J. 1993. W.H. Freeman and Company, New York. 446 sider

Atmosphere, Climate, and Change.

Greadel, T.E., Crutzen, P.J. 1995. Scientific American Library, New York. 196 sider.

Hvor kommer luftforureningen fra? Fakta om kilder, stoffer og mængder.

Illerup, J.B., Winther, M., Lyck, E., Fenger, J. 1999. Tema-rapport fra DMU 29/1999. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. 32 sider.

The Danish Air Quality Monitoring Programme, 2001.

Kemp, K. and F. Palmgren. Annual Report for 1999. DMU report No. 357.

Luftkvalitet i danske byer.

Palmgren, P., Berkowicz, R., Jensen, S.S., Kemp, K. 1997. Tema-rapport fra DMU 16/1997. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. 64 sider.

Hjemmesider

Mere information om DMU's modeller (visualiseringer og animationer) kan findes på følgende hjemmesider:

Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI):

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

ACDEP modellen:

<http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/ACDEP>

DREAM modellen:

<http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/WEPTTEL/DREAM>

Luftudsigten for de næste 3 dage.

(denne side opdateres fire gang i døgnet):

<http://luft.dmu.dk>

THOR system for luftforureningsprognoser:

<http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/thor>

OML:

http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/OML_Intr.htm

DEM modellen:

<http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/DEM/index.htm>

Tidligere TEMA-rapporter fra DMU

- 11/1997: En atmosfære med voksende problemer..., luftforureningens historie**
Jes Fenger, 64 sider, Kr. 90,-.
- 12/1997: Reservatnetværk for vandfugle**
Preben Clausen m.fl., 52 sider, Kr. 80,-.
- 13/1997: Næringsstoffer – arealanvendelse og naturgenopretning**
Brian Kronvang m.fl., 40 sider, Kr. 60,-.
- 14/1997: Mikrobiologiske bekæmpelsesmidler i planteproduktion – muligheder og risici**
Niels Bohse Hendriksen m.fl., 28 sider, Kr. 40,-.
- 15/1997: Kemikalier i hverdagen**
Suresh C. Rastogi m.fl., 40 sider, Kr. 60,-.
- 16/1997: Luftkvalitet i danske byer**
Finn Palmgren m.fl., 64 sider, Kr. 90,-.
- 17/1998: Olieeftersforskning og miljø i Vestgrønland**
David Boertmann m.fl., 56 sider, Kr. 80,-.
- 18/1998: Bilisme og miljø – en svær balance**
Mette Jensen m.fl., 48 sider, Kr. 60,-.
- 19/1998: Kemiske stoffer i landbruget**
John Jensen m.fl., 32 sider, Kr. 40,-.
- 20/1998: Naturen og landbruget**
Rasmus Ejrnæs m.fl., 76 sider, Kr. 100,-.
- 21/1998: Skov og skovvandløb**
Nikolai Friberg, 32 sider, Kr. 40,-.
- 22/1998: Hvordan står det til med naturen?**
Michael Stoltze, 76 sider, Kr. 100,-.
- 23/1998: Gensplejsede planter**
Christian Damgaard m.fl., 40 sider, Kr. 60,-.
- 24/1999: Danske søer og deres restaurering**
Martin Søndergaard m.fl., 36 sider, Kr. 50,-.
- 25/1999: Tropisk diversitet – skov og mennesker i Ecuador**
Flemming Skov m.fl., 48 sider, Kr. 60,-.
- 26/1999: Bekæmpelsesmidler – anvendelse og spredning i miljøet**
Betty Bügel Mogensen m.fl., 64 sider, Kr. 80,-.
- 27/1999: Giftige alger og algeopblomstninger**
Hanne Kaas m.fl., 64 sider, Kr. 80,-.
- 28/1999: Dyreplankton i danske farvande**
Torkel Gissel Nielsen m.fl., 64 sider, Kr. 80,-.
- 29/1999: Hvor kommer luftforureningen fra?**
Jytte Illerup m.fl., 32 sider, Kr. 40,-.
- 30/1999: Bundmaling til skibe – et miljøproblem**
Signe Foverskov m.fl., 48 sider, Kr. 60,-.
- 31/2000: CO₂ – Hvorfra, hvorfor, hvor meget?**
Jes Fenger, 40 sider, Kr. 40,-.
- 32/2000: Risiko og usikkerhed – miljø og fødevarer**
Hans Løkke, 52 sider, Kr. 50,-.
- 33/2000: De gode, de onde og de grusomme bakterier**
Bjarne Munk Hansen m.fl., 60 sider, Kr. 40,-.
- 34/2000: Planter i vandløb – fortid, nutid og fremtid**
Annette Baattrup-Pedersen, 36 sider, Kr. 40,-.
- 35/2000: Fugle i Tøndermarsken – bestandsudvikling og landbrug**
Lars Maltha Rasmussen m.fl., 50 sider, Kr. 50,-.
- 36/2001: Modeller i miljøkemien - hvad kan de bruges til?**
Patrik Fauser m.fl., 40 sider, Kr. 40,-.

De enkelte hæfter i serien "TEMA-rapport fra DMU" beskriver resultaterne af DMU's forskning inden for et afgrænset område. Rapporterne er skrevet på letforståeligt dansk og henvender sig til alle, der er interesseret i miljø og natur. Serien er udformet så den kan bruges i undervisningen i folkeskolens ældste klasser og i gymnasiet.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Danmarks Miljøundersøgelser

Postboks 358
Frederiksborgvej 399
4000 Roskilde
Tel: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Miljøkemi
Afdeling for Havmiljø
Afdeling for Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser

Postboks 314
Vejsøvej 25
8600 Silkeborg
Tel: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Sø- og Fjordøkologi
Afdeling for Vandløbsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser

Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønne
Tel: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 14

Afdeling for Landskabsøkologi
Afdeling for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver temarapporter, faglige rapporter, arbejdsrapporter, tekniske anvisninger, årsberetninger samt et kvartalsvis nyhedsbrev, DMUnyt. En database med DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt på: www.dmu.dk

I årsberetningen findes en oversigt over årets publikationer. Årsberetning og DMUnyt kan ses på DMU's hjemmeside eller fås gratis ved henvendelse på telefon 46 30 12 00.

Borte med blæsten? Modeller til vurdering af luftforurening

Jørgen Brandt, Ole Hertel & Jes Fenger

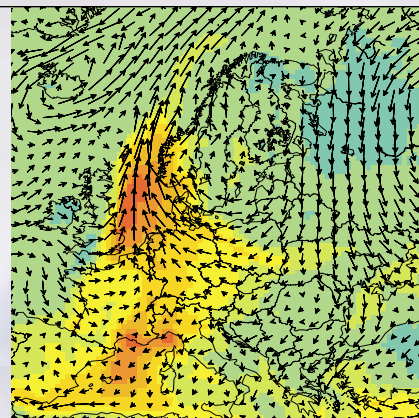
Danmarks Miljøundersøgelser
Miljø- og Energiministeriet



Ordet »model« kommer fra latin og er diminutiv af »modus«, der betyder målestok eller mål. Det bruges i dag i mange betydninger. En af dem er »En matematisk« repræsentation af fakta, faktorer og følgeslutninger af en størrelse eller en situation.

Og det er netop dét luftforureningsmodeller er. De giver først og fremmest en videnskabelig forståelse, men har også en række praktiske anvendelser, bl.a.:

- De kan tolke og generalisere måldata,
- de kan forudsige udviklingen i forurening nogle dage frem
- og de kan behandle helt hypotetiske situationer, hvor de besvarer spørgsmål af typen: Hvad vil der ske hvis....



Rapporten koncentrerer sig om udslip, spredning, omdannelse og afsætning af egentlig luftforurening. Den behandler derfor ikke drivhusgasser og klimamodeller. De mange modeller, der er udviklet til beskrivelse af effekter efter afsætningen, nævnes kun som en ramme.

ISBN 87-7772-629-4 ISSN 0909-8704