

Ozon

som luftforurening

Jes Fenger

Danmarks Miljøundersøgelser, 1995

TEMA-rapport fra DMU, 1995/3,
Ozon - som luftforurening

Forfatter: Jes Fenger
Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser
Udgivelsesår: 1995

Grafisk tilrettelægning og illustrationer: Karin Lykke Jensen

Tryk: Christensens Fotosats
Oplag: 1.000 stk.
Sideantal: 48
Papirkvalitet: 100% dansk genbrugspapir, CyclusPrint

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

ISSN: 0909-8704
ISBN: 87-7772-226-4

Pris kr. 80,00 (incl. 25% moms, excl. forsendelse)

Købes hos:

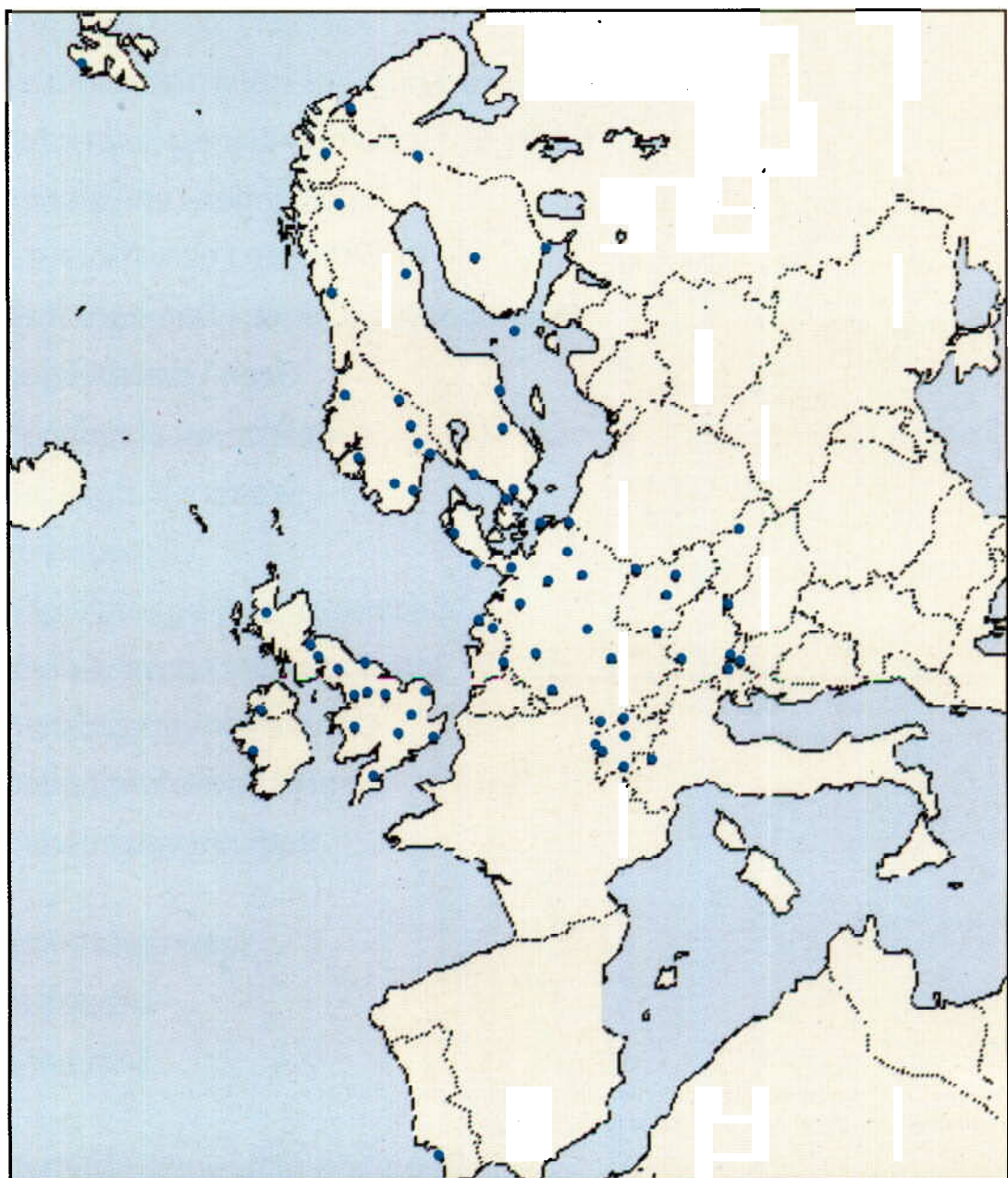
Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Frederiksborgvej 399, Postboks 358
DK-4000 Roskilde
Tlf. 46 30 12 00
Fax 46 30 11 14

Miljøbutikken
Information og bøger

Læderstræde 1
DK-1201 København K
Tlf. 33 92 76 92 (Information)
Tlf. 33 93 92 92 (Bøger)

Forord	5
Ozon - ven eller fjende?	6
Bestemmelse af luftforurening	8
Atmosfærens opbygning	10
Fotokemiske reaktioner	12
Fotokemisk luftforurening - et storskalafænomen	14
Kilder til kvælstofoxider og kulbrinter	16
Udviklingen i emissioner	18
Udviklingen i ozonniveauer	20
Hvor kommer ozonen i Danmark fra?	22
Ozon i danske byer	24
Belastning af helbred	28
Skader på afgrøder	30
Skovdøden	32
Grænseværdier og varslinger	34
Internationale konventioner	36
Danske handlingsplaner	37
De praktiske muligheder	38
Reduktionsscenarier	40
Sammenfatning	42
Litteratur	44
Summary	46
Danmarks Miljøundersøgelser	48



Forord

Ozon er hovedbestanddelen i fotokemisk luftforurening, der er et af tidens alvorlige miljøproblemer. Denne forurening giver imidlertid anledning til mange misforståelser, når den diskuteres i medierne. Der er i det væsentlige to årsager hertil:

Ozon findes ikke alene i troposfæren dvs. nær jorden, hvor den har en række skadelige virkninger, men også i den højtliggende stratosfære, hvor den skærmer os mod for meget ultraviolet lys fra solen.

Ozon i troposfæren er en såkaldt sekundær forurening, som ikke udsendes direkte af nogen kilder, men dannes i atmosfæren, når primære forureninger reagerer med hinanden. Derfor er der ingen simpel sammenhæng mellem udslip og forureningsniveauer et givet sted.

Denne TEMA-rapport forsøger i overskuelig form at gøre rede for disse komplicerede forhold. Efter en kort introduktion til hele problemstillingen beskrives først måle- og beregningsmetoder samt de enheder, der vil blive brugt i rapporten.

Derefter forklares atmosfærens opbygning samt dannelsen og udbredelsen af fotokemisk luftforurening. Endelig beskrives de skadelige virkninger og de muligheder, man har for at begrænse dem.

Temarapporten er blandt andet baseret på materiale til en engelsk-sproget rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, der udkommer i foråret 1996:

Photochemical Air Pollution
- Danish Aspects

og den har været diskuteret med denne rapport's bidragydere:

Annemarie Bastrup-Birk, Thomas Ellermann, Jes Fenger, Kit Granby, Ole Hertel, Mads Hovmand, Kåre Kemp, Lisbeth Mortensen, Finn Palmgren, Erik Runge, Henrik Skov, Zahari Zlatev.

Heri behandles mere detaljeret de aspekter ved fotokemisk luftforurening, som studeres ved Danmarks Miljøundersøgelser.

Endvidere er der anvendt materiale fra lærebogen:

Luftforurening
udgivet 1994 på Polyteknisk Forlag og redigeret af *Jes Fenger og Jens Chr. Tjell.*

Hvor intet andet er angivet, stammer materiale fra disse publikationer. Den foreliggende temarapport er kun forsynet med generelle referencer og forslag til supplerende læsning. Grundigere henvisninger findes i det nævnte baggrundsmateriale.

Figur 1. I denne rapport er fænomenet "Fotokemisk luftforurening" fortrinsvis set under en dansk synsvinkel. Det udspiller sig imidlertid i europæisk skala og studeres derfor i internationalt samarbejde. En del af dette sker inden for EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme). Kortet viser placeringen af de europæiske EMEP stationer, hvor der måles ozon. Når dette og senere kort over Europa "står skævt" er det af regnetekniske grunde. (Efter *Hjellbrekke 1995*).

Ozon - ven eller fjende?

Den klassiske "smog"

"Smog" (efter den engelske sammentrækning af "smoke", røg og "fog", tåge) har været kendt som luftforurening i byer i mange hundrede år, specielt i London, der siden slutningen af middelalderen har været prototypen på den forurenede storby.

Det er først efter Anden Verdenskrig at man, bl.a. inspireret af alvorlige forureningsepisoder, erkendte at industrialiseringen kunne forårsage en uacceptabel forringelse af vores omgivelser og livsbetingelser.

Figur 2. Fotokemisk smogepisode i Norditalien 50 km nord for Milano, der har en befolkning på 3 millioner indbyggere. Billedet er taget midt på dagen i januar 1982, hvor forureningsniveauerne var 300 ppb ozon og 500 ppb kvælstofdioxid (foto Christian Lohse).

I England førte en sådan forureningsepisode i 1952 med en overdødelighed på 4000 til den såkaldte "Clean Air Act"; den har betydet, at London i dag har en luftkvalitet, der er bedre end flere andre europæiske storbyers.

Den klassiske "London-smog" skyldtes forurening med svovl og sod fra rumopvarmning med fossile brændsler - først og fremmest kul. Og problemerne er her og i den øvrige vestlige verden stort set blevet løst ved anvendelse af renere brændsler, bedre fyringsteknik og overgang til fjernvarme produceret på store anlæg med røg-gasrensning og høje skorstene.

Den "fotokemiske smog"

I midten af 1940'erne blev man imidlertid opmærksom på en anden type forurening, der først blev observeret i Los Angeles i Californien. Den medførte en brunfarvning af atmosfæren, en reduktion af sigtbarheden, skader på planter og for mennesker svi- en i øjnene og åndedrætsbesvær. Det var dog først i begyndelsen af halvtredserne, at man forstod, at der var tale om såkaldte fotokemiske processer. Her reagerer kulbrinter og kvælstofoxider under påvirkning af sollys og danner bl.a. ozon, der er en såkaldt sekundær forurening.

Hovedkilden til de primære forureninger (kulbrinter og kvælstofoxider) er biltrafik, og det var derfor næppe noget tilfælde, at fænomenet først blev observeret i USA. En medvirkende årsag var dog, at Los Angeles har et varmt og solrigt klima, og at byen ligger omgivet af bjerge, således at både den primære og den sekundære (ozon) forurening holdes samlet.

Senere er denne "fotokemiske smog" - populært kaldet "ozonforurening" - blevet observeret i alle andre industrialiserede lande, i midten af halvøerne i Norge og Sverige og derefter også i Danmark.

Den oprindelige "Los Angeles-smog" var et udpræget byfænomen, og som sådan kan den også genfindes i midt- og sydeuropæiske lande. I Skandinavien, derimod, optræder de højeste niveauer på landet, medens der er relativt lave niveauer i byerne; netop på grund af biltrafikken! Årsagen hertil forklares senere.

Hvad er ozon?

Ozon er en meget reaktiv form for ilt, hvor molekylerne består af tre iltatomer i stedet for de sædvanlige to. Men det er sådan set en naturlig kemisk forbindelse, som ville dannes i små mængder, også i den nederste del af atmosfæren, selvom der ikke var nogen menneskelige aktiviteter. Ozon kan også fremstilles kunstigt ved elektriske udladninger eller i apparater, der laver UV-lys, fx kopimaskiner. Sommetider udnytter man den store reaktionsevne til forskellige rensningsformål, og den karakteristiske skarpe lugt af ozon blev tidligere opfattet som tegn på en særlig ren atmosfære, fx i bjergegne.

Ozonlaget i stratosfæren

Hvis vi ser bort fra specielle tekniske anvendelser, er ozon ved jordens overflade en skadelig luftart. Men ozon findes også i stor højde (10-30 km), hvor dette "ozonlag" beskytter jordens liv mod for megen UV-stråling fra solen. I begyndelsen af 1980'erne konstaterede man en udtynding af ozonlaget over Antarktis; fænomenet synes nu omend i mindre omfang - også at forekomme på den nordlige halvkugle. Det skyldes først og fremmest vores forurening af atmosfæren med bl.a. freon-forbindelser.

Freon indeholder bl.a. kloratomer, som frigøres når stofferne udsættes for den kortbølgede UV-stråling i stor højde. Gennem kædereaktioner kan hvert af disse kloratomer nå at nedbryde mange tusinde ozonmolekyler. Nedbrydningen af ozonlaget, og dermed forøgelsen af UV-strålingen ved jordoverfladen, kan for mennesker medføre forøget risiko for hudkræft og svækkelse af immunsystemet. I naturen kan der bl.a. ske en nedbrydning af havets plankton. Der er derfor gennem internationale aftaler og nationale love iværksat en begrænsning i brugen af ozonlagsnedbrydende stoffer.

Ozon på godt og ondt

Som de fleste andre stoffer kan ozon være både god og ond; det kommer ganske an på, hvor det optræder og i hvilke koncentrationer. Forholdene kompliceres af, at "den gode" og "den onde" ozon vekselvirker. Højtliggende ozon siver konstant ned mod jordoverfladen og bidrager dermed til et baggrunds niveau. Hertil kommer, at en nedbrydning af ozonlaget (og den deraf følgende forøgede UV-stråling ved jordoverfladen) vil give forøget fotokemisk aktivitet i troposfæren (og dermed mere ozon i lav højde).

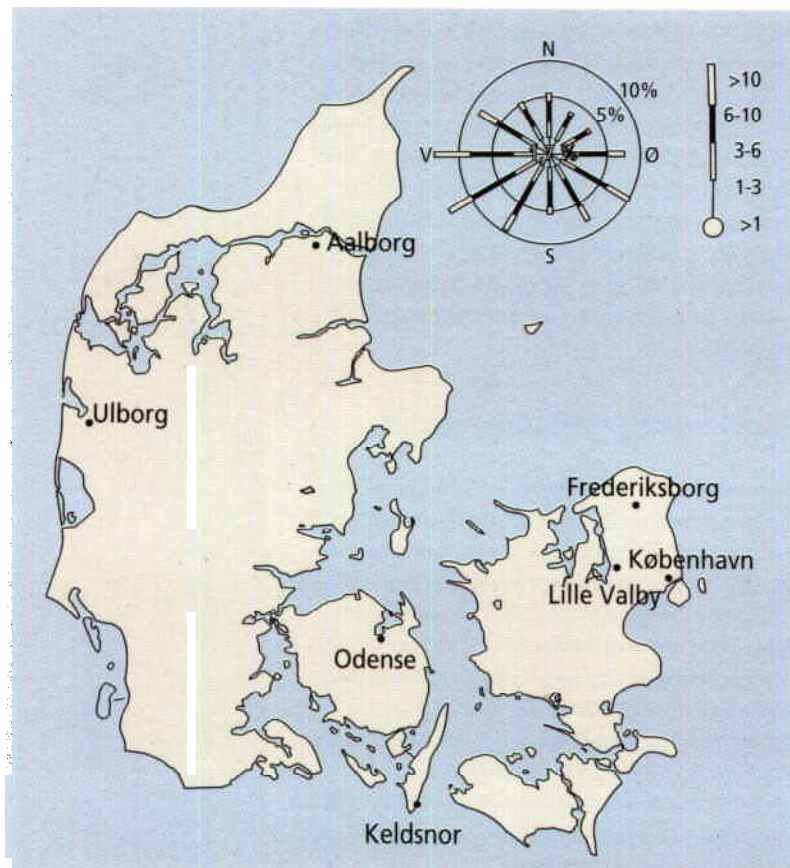
En nødvendig helhedsvurdering

Ozon kan også spaltes af UV-stråling, der slipper gennem ozonlaget (bølgelængde mindre end 280 nm), hvorved der dannes frie iltatomer, som er en vigtig komponent i mange kemiske reaktioner i troposfæren. Desuden har de stoffer, som danner ozon; kvælstofoxider og organiske forbindelser, skadelige virkninger i sig selv. Disse virkninger påvirkes selvfølgelig, hvis stofferne reagerer. Endelig kan virkningerne af forskellige stoffer modvirke eller forstærke hinanden. Derfor er det en grov forenkling at se på et stof ad gangen.

Bestemmelse af luftforurening

Forudsætningen for en forståelse af luftforureningsfænomener og for tilrettelæggelsen af en rationel bekæmpelsesstrategi er, at vi kender størrelsen - både af det, der slippes ud i luften (*emission*), og af det, man derefter finder i luften (*immission*, *koncentration* eller *forureningsniveau*).

Figur 3. I Danmark måles ozon i de tre byer: København, Odense og Aalborg, som for tiden udgør det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram (LMP). Endvidere måles ozon på fire landstationer, en af dem, Lille Valby, er baggrundsstation for bymålingerne. Vindrosen angiver hyppigheden og styrken af vinden målt nær Ll. Valby.



Målinger

Luftforurening kan bestemmes ved måling med registrerende instrumenter eller ved opsamling og efterfølgende laboratorieanalyser af luftprøver. Prøvetagningen sker normalt i en højde af ca. 3 m, men kan dog også, i specielle undersøgelser, ske på fx hustage eller i trækronehøjde.

Billedet på denne rapport's omslag viser Danmarks Miljøundersøgelses måleudstyr på taget af H.C. Ørsted instituttet i København. Der er tale om en avanceret, såkaldt DOAS (*Differential Optical Absorption Spectrometry*) opstilling, hvor en lysstråle udsendes og reflekteres fra et spejl, der kan være placeret op til flere kilometer væk. På strådens vej frem og tilbage absorberer forskellige forureninger lys ved karakteristiske bølgelængder. Ved at måle det resulterende spektrum, kan man bestemme luftens indhold af mange forskellige forureninger samtidigt - bl.a. også ozon.

Modelberegninger

Målinger er imidlertid dyre, tidskrævende og følgelig begrænset til få udvalgte lokaliteter; derfor benyttes ofte modelberegninger, hvor luftforureningens spredning simuleres på en computer. I så fald benyttes målinger fra udvalgte lokaliteter til at kontrollere, at modellen regner rigtigt.

Modeller til beskrivelse af forurening i gaderum (s. 25) skal selvfølgelig have en helt anden rumlig og tidsmæssig opløsning end modeller til beskrivelse af langtransport (side 15 og 41). Men alle modeller er baseret på meteorologiske observationer og opgørelser af forureningsudslip.

En væsentlig fordel ved modelberegninger er, at inputdataene ikke behøver at svare til den virkelige verden; man kan fx beregne, hvordan forureningen vil blive påvirket, hvis man bygger et større trafik anlæg eller reducerer forureningsudslippet i hele Europa som følge af internationale aftaler (side 36).

Tidsopløsning

Da luftforurening varierer i tid afhængigt af både udslip og af vind og vejr, bestemmer man altid koncentrationen i luften som midelværdi over en vis periode - fx en time, et døgn eller et år. Korttidsmiddelværdier kan også variere kraftigt; i stedet for at angive en (ret tilfældig) maksimumsværdi beregner man derfor såkaldte "fraktilværdier". En 98%-fraktil (eller 98-percentil) er således den værdi, som 98% af et større antal ensartede målinger eller beregninger ligger under.

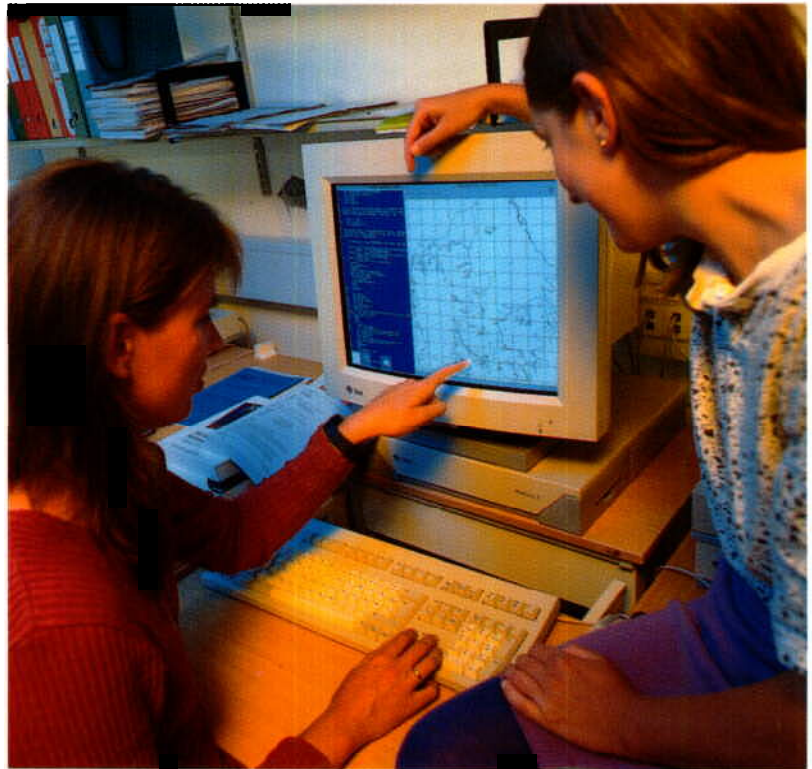
De forskellige virkninger af luftforurening afhænger på forskellig vis af forureningens tidsmønstre.

Kroniske virkninger - herunder allergier og cancer - afhænger af en samlet langtidsvirkning, og der synes ikke at være nogen nedre sikkerhedsgrænse (tærskelværdi).

Irritation af åndedrætsorganerne - specielt hos følsomme grupper som børn, ældre og astmatikere - afhænger af spidsværdier.

Påvirkning af vegetation er mere kompliceret, fordi den afhænger af sollys, fugtighed og tid på døgnet og året.

Disse forhold afspejler sig i den måde, hvorpå man måler og beskriver forureningen.



Enheder

Typiske enheder er $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og mg/m^3 . Koncentrationer kan dog også angives som volumenbrøk, der er antal forureningsmolekyler pr. totalt antal luftmolekyler; "ppbv" eller normalt bare "ppb" er således "dele pr. milliard", og "ppmv"/"ppm" er dele pr. million. I denne rapport benyttes begge sæt enheder, alt efter hvad der er anvendt i den citerede litteratur. Omregningen mellem de to typer enheder er ikke helt entydig, men fx for ozon svarer 1 ppb til omkring $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Læs nærmere herom i *Fenger, Tjell 1994*).

Figur 4. Mange studier af luftforurening sker med computersimulering. Man kan fx studere forureningens udbredelse under forskellige meteorologiske betingelser eller beregne resulterende forureningsniveauer. (Foto Thorkild Jensen)

Atmosfærens opbygning

Op til omkring 100 km højde er atmosfærens kemiske sammensætning stort set konstant, selvom der selvfølgelig sker et kraftigt fald i trykket. Regnet efter luftvolumen indeholder atmosfæren knap 21% ilt, 78% kvælstof, knap 1% argon og mindre mængder af en lang række andre stoffer. Selv luft, der er upåvirket af menneskelige aktiviteter, vil indeholde stoffer, som indgår

i luftforurening - fx svovldioxid fra vulkaner og kulbrinter fra afdampning fra vegetation.

Atmosfærens lagdeling

Der er dog en væsentlig undtagelse fra den ensartede sammensætning. Solens UV-stråling spalter iltmolekyler (O_2) i iltatomer (O), der reagerer med iltmolekyler og danner ozon (O_3). Processen afhænger både af strålingsintensiteten, der *stiger* med højden, og af trykket, der *falder* med højden. Resultatet er, at der bliver mest ozon i en højde omkring 20 km.

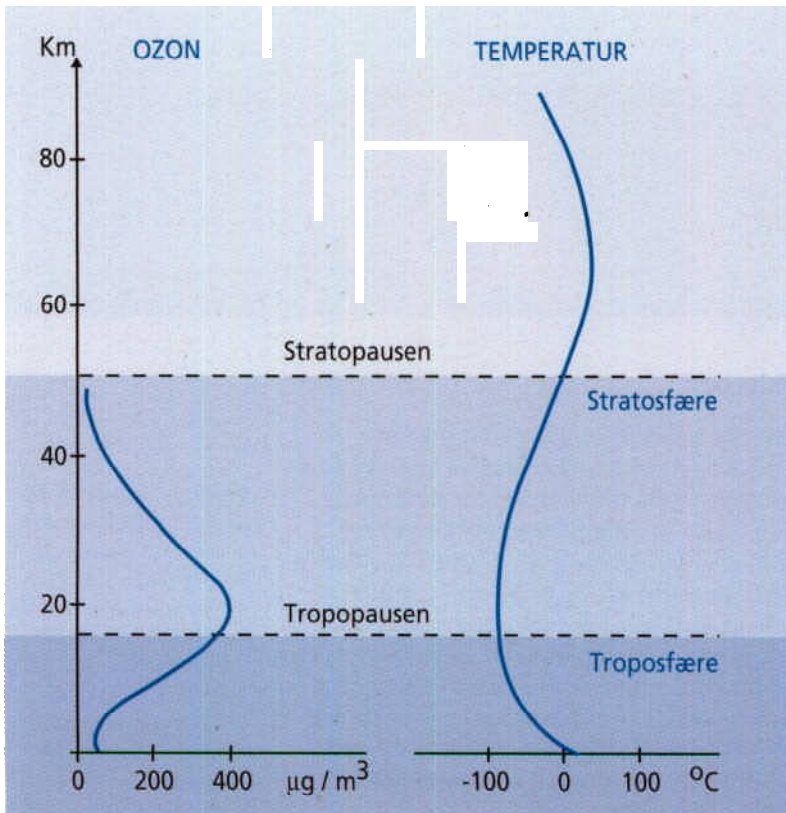
Atmosfæren er opdelt i lag, der karakteriseres ved faldende eller stigende temperatur (figur 5). Mønstret er det samme over hele jorden, men de enkelte maxima og minima ligger højere ved ækvator end ved polerne. Det er kun de nederste lag, der har interesse i forbindelse med luftforurening.

I *troposfæren*, der er nærmest jorden, og hvor vejrphenomenerne udspiller sig, falder temperaturen generelt med højden.

I *stratosfæren* derimod stiger temperaturen på grund af energiabsorption i ozonlaget.

Det er derfor lidt misvisende at tale om et ozonlag i stratosfæren, det er faktisk ozonlaget, der *skaber* stratosfæren ved at indføre en temperaturstigning (inversion). Den forhindrer lodret opblanding - ganske på samme måde som de lavtliggende inversioner, der kan give anledning til smogepisoder ved i praksis at lægge et låg over forureningen. Den nederste del af troposfæren, hvor luftbevægelserne direkte påvirkes af overfladen, kaldes det *planetare grænselag*.

Figur 5. Ozonkoncentrationen og temperaturfordelingen i den nederste del af atmosfæren. Energiabsorptionen i ozonlaget giver anledning til den temperaturinversion (stigende temperatur med højden), der skaber stratosfæren. Skillelinien mellem troposfæren og stratosfæren kaldes tropopausen.



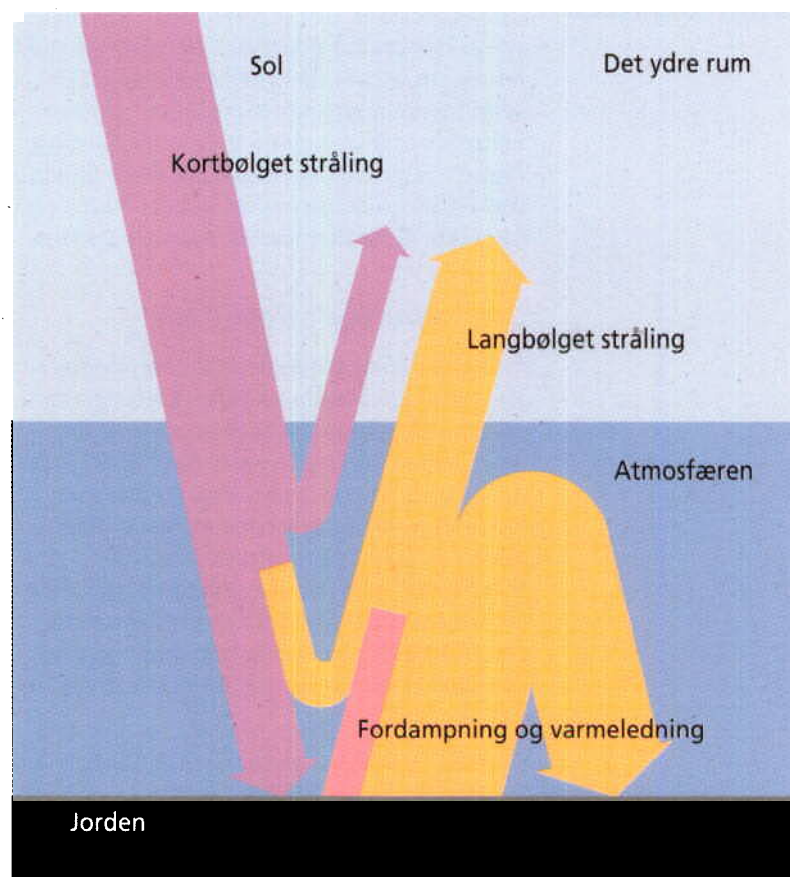
Dets højde varierer med tidspunktet på døgnet; om dagen kan højden være op til et par km. Om natten dannes ofte en inversion, der typisk starter 200 m oppe, og undertiden kan gå helt ned til jordoverfladen. Det har væsentlig betydning for ozonniveaueernes tidsvariation (side 22).

Drivhuseffekten

En anden strålingseffekt, der er lige så vigtig for forholdene på jorden, er den såkaldte drivhuseffekt (figur 6). Den bevirker, at middeltemperaturen er ca. 35° højere, end den ellers ville have været, og er dermed en væsentlig forudsætning for liv på jorden. Problemet er blot, at den stigende forurening af atmosfæren *forøger* drivhuseffekten, hvorved jordens middeltemperatur stiger. Hovedsynderen er kuldioxid, der dannes ved enhver form for forbrænding af kulstofholdigt materiale - dvs alle fossile brændsler. Men også andre stoffer spiller en væsentlig rolle, bl.a. metan og lattergas, der i høj grad er knyttet til fødevarerproduktion.

Et kompliceret samspil

Troposfærisk ozon er imidlertid også en drivhusgas med ansvar for måske en fjerdedel af nettoforøgelsen af den samlede effekt; herved bliver drivhuseffekten, nedbrydningen af ozonlaget og den fotokemiske luftforurening koblet sammen. En reduktion af ozonmængden i stratosfæren vil give en forøget UV-stråling i troposfæren og dermed en forøget fotokemisk aktivitet med dannelse af mere ozon og dermed en forøgelse af drivhuseffekten. Dette kompliceres så af, at en nedbrydning af ozonlaget for-



Figur 6. Kortbølget solstråling går relativt let gennem atmosfæren og opvarmer jordoverfladen. Varmeenergien skal stråles tilbage, men det sker ved længere bølgelængder, og en del af energien sendes tilbage mod jorden, som varmes op indtil der opstår strålingsligevægt. Denne "drivhuseffekt" har således væsentlig betydning for klimaet på jorden. Forholdene kompliceres af fordampning og varmeledning af vand, skydannelse mv.

modes at medføre en afkøling af jordoverfladen, hvilket modvirker drivhusvirkningen. Endelig er nogle af de stoffer, som nedbryder ozonlaget (freonforbindelserne), også drivhusgasser.

Fotokemiske reaktioner

Mængden af et stof et givet sted i atmosfæren er bestemt af processer, der tilfører stof, og processer, der fjerner det igen. For ozon i troposfæren er forholdene ganske komplicerede og endnu ikke fuldt forstået. Figur 7 viser i stærkt forenklet form de vigtigste transport- og reaktionsveje. Numrene henviser til de tilsvarende numre i teksten.

Den "naturlige" troposfære

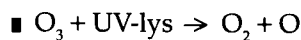
Størstedelen af atmosfærens ozon findes i stratosfæren. Herfra nedblandes langsomt ozon til troposfæren (1), hvor den nedbrydes i forskellige reaktioner eller afsættes på overflader (2). Hvis der ikke skete andet, ville det give en ozonkoncentration ved jordoverfladen på omkring $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Undertiden kan der ske gennembrud af tropopausen (side 10); det kan medføre koncentrationer på omkring hundrede $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hermed tangeres de grænseværdier, der er omtalt på side 34.

Selv den "naturlige" natur er altså ikke helt ren!

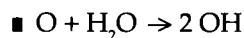
I praksis optræder imidlertid både meget lave og meget højere koncentrationer. Det skyldes en række sammenkoblede atmosfærekemiske processer.

Hydroxylradikaler

En vigtig rolle i disse processer spiller såkaldte *frie radikaler*, der er meget reaktive og derfor har kort levetid. I dagtimerne er det vigtigste radikal i atmosfæren er hydroxylradikalet (OH), som bl.a. dannes ved foto-lytisk spaltning af ozon:



Iltatomerne, der dannes på denne måde, er ofte meget energirige og kan derfor reagere med vand:



I en del processer, hvor OH-radikaler indgår, vil de gendannes, og de kan derfor reagere mange gange.

Dannelse af troposfærisk ozon

Stærkt forenklet starter dannelsen af ozon (O_3) i troposfæren ved at sollys med en bølgelængde mindre end 400 nm spalter kvælstofdioxid (NO_2) i kvælstofmonoxid (NO) og iltatomer (O). (3). Iltatomerne reagerer med iltmolekyler og danner ozon (4), kvælstofmonoxiden reagerer med ozon og gendanner kvælstofdioxid (5). Herved ville der, hvis der ikke skete andet, opstå en ligevægtssituation, hvor O_3 -koncentrationen afhang af strålingen og forholdet mellem NO_2 og NO.

De afgørende oprindelige mængder af kvælstofmonoxid og kvælstofdioxid afhænger i første omgang af, hvad der udsendes fra lokale forureningskilder. Ved høj forbrændingstemperatur som i eksplosionsmotorer findes det meste i form af NO - for benzinbiler over 90% (side 16).

Imidlertid er der flere reaktioner i atmosfæren, som ændrer forholdet mellem NO og NO_2 . Hydroxylradikaler kan reagere med enhver forbindelse, som indeholder brint og kulstof, i atmosfæren er det typisk flygtige organiske kulbrinter, der i denne forbindelse kan skrives som *bestående af et radikal (R) og et brintatom (H)*. Herved dannes organiske radikaler (6). Radikalerne danner

peroxyradikaler (RO_2) ved at reagere med luftens ilt (O_2) (7), hvorefter peroxyradikalerne reagerer med kvælstofmonoxid (NO) og danner kvælstofdioxid (NO_2) uden forbrug af ozon (8). Og så er vejen åben for dannelse af mere ozon.

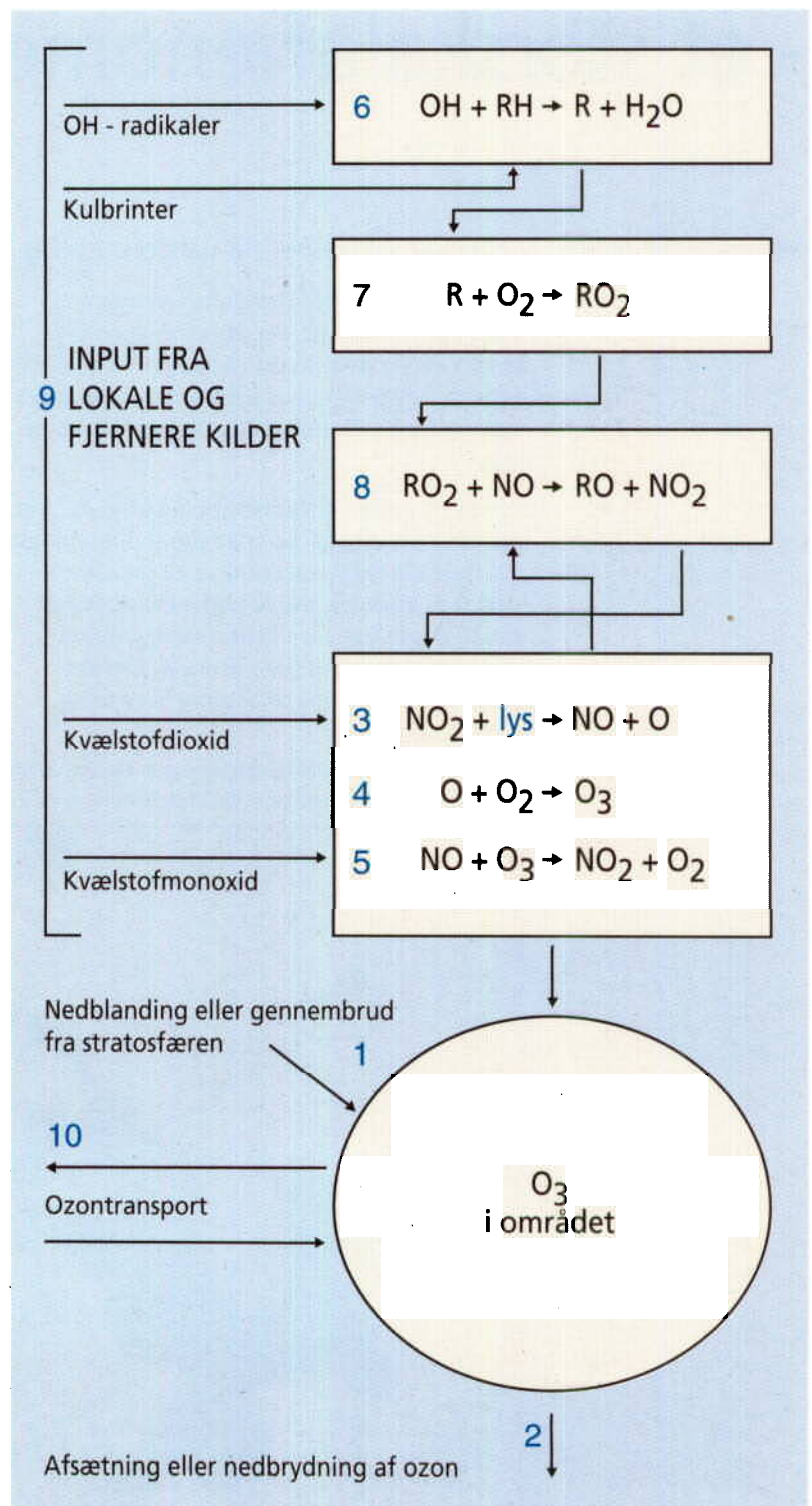
Det hele kompliceres yderligere af, at der løbende sker en transport af primære forureninger (9) og ozon (10) ind og ud af området. Herved får ikke alene forureningsudslippene, men også de meteorologiske betingelser betydning.

Det er endvidere ikke alene mængderne af kvælstofoxider og kulbrinter, der afgør, hvor meget ozon, der kan dannes, men også forholdet imellem dem. En reduktion af kulbrintenniveauet vil altid give *mindre* ozonproduktion, men i visse tilfælde kan en reduktion af kvælstofoxiderne medføre, at der kommer *mere* ozon.

Andre fotokemiske produkter

Selvom ozon er det væsentligste, og i hvert fald det mest omtalte, stof i "fotokemisk smog" har også en række andre stoffer betydning. Sideløbende med ozon, eller ved reaktion med ozon, kan der fx dannes stoffer som aldehyder og peroxyacetylnitrat (PAN), der *begge* virker øjenirriterende.

Desuden kan ozon reagere med kvælstofdioxid og danne nitreradikaler (NO_3), der bl.a. kan blive til salpetersyre. Herved bliver fotokemisk luftforurening koblet til forurening.



Figur 7. Processer der tilfører eller fjerner ozon et givet sted. Numrene refererer til teksten.

Fotokemisk luftforurening - et storskalafænomen

Grænseoverskridende luftforurening

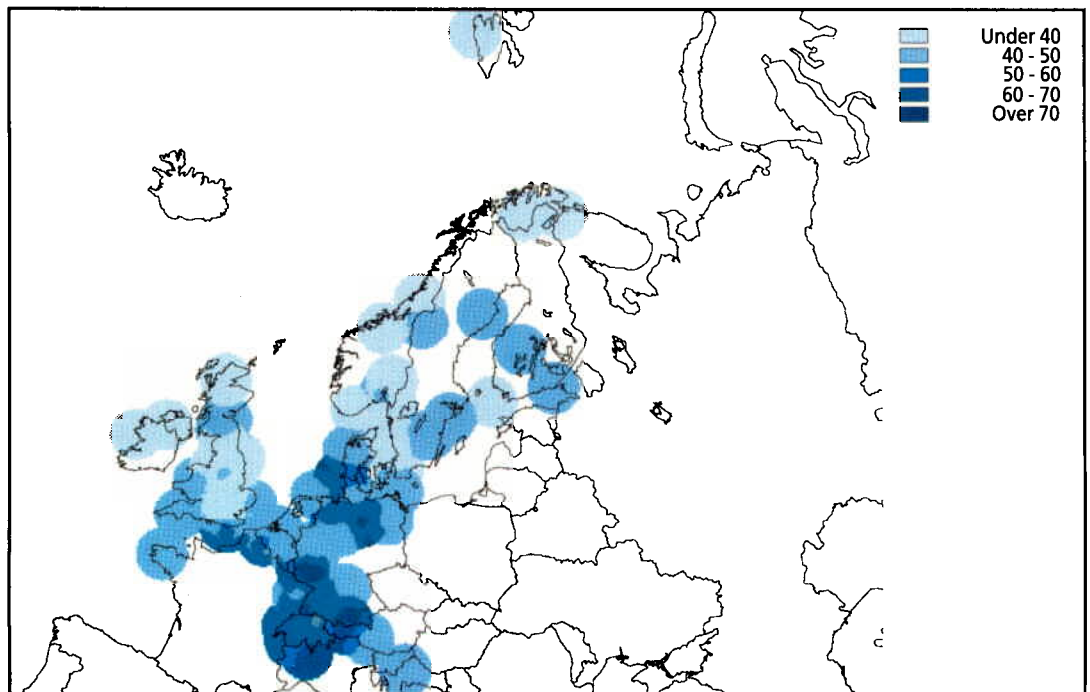
Siden forrige århundrede har det været kendt at luftforurening kan transporteres med vinden over lange afstande. Men det er først fra slutningen af 1960'erne, at fænomenet har haft videnskabelig og politisk interesse.

Med en typisk vindhastighed på 5-6 m/s er der tale om ca. 500 km per døgn. Da mange gasformige luftforureninger har middellevetider i atmosfæren af størrelsesordenen nogle dage, kan de derfor transporteres over områder som hele Europa. Denne grænseoverskridende forurening blev først

studeret i forbindelse med forureningsfænomener som følge af svovl- og kvælstof-forurening, men den gælder selvfølgelig også ozon og andre fotokemiske oxidanter. I ren luft har ozon en levetid på flere uger og kan derfor opblandes over stort set hele den nordlige halvkugle, før det nedbrydes kemisk eller afsættes fysisk.

De atmosfærekemiske processer, som blev beskrevet på side 12-13 kompliceres derfor af, at der løbende transporteres både primære forureninger (kvælstofoxider og kulbrinter) og sekundære forureninger (ozon og andre fotooxidanter) ind og ud af et givet område.

Figur 8. Gennemsnitlige daglige maximums ozonniveauer, der typisk nås om eftermiddagen, målt som timemiddelværdier i ppb i perioden april - september 1989 (opdateret efter Beck, Greenfelt 1994).



Et fænomen i europæisk målestok

Som en del af det Europæiske Monitorings og Evaluerings Program (EMEP) har ozon været målt i Nord- og Mitteleuropa siden 1988. Også i projekter under European Research Coordination Agency (EUREKA) har man studeret ozon og andre fotokemiske oxidanter i Europa.

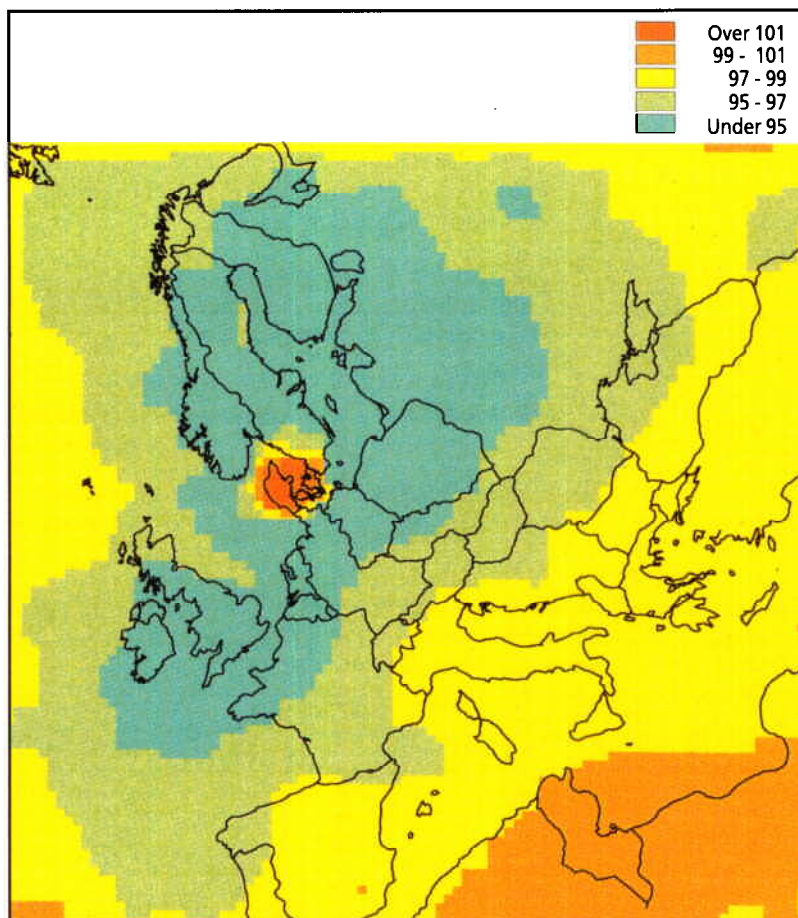
Generelt vokser koncentrationerne fra nord-vest mod sydøst, med maksimale niveauer på 30-40 ppb i Norge, Sverige, Irland og Skotland, 40-50 ppb på vestkysten af kontinentet og 50-70 ppb i Centraleuropa. I betragtning af emissionsmønstret og temperaturfordelingen er dette ikke overraskende (figur 8).

Episoder opstår under højtryk, hvor der er ringe lodret opblanding, svage vinde og meget sol. Det sker typisk om sommeren i Centraleuropa, hvor der samtidig er stor emission. Hertil kommer så, at høje temperaturer forøger afdampningen fra naturlige kilder, bl.a. vegetation.

Da både de primære og de sekundære forureninger kan transporteres med vinden over lange afstande, er der sjældent nogen simpel sammenhæng mellem lokale udslip og lokale forureningsniveauer. Man kan ikke engang være sikker på, at en reduktion af udslippene vil føre til en reduktion i forureningsniveauerne.

Et regneeksempel

For at demonstrere, at isolerede indgreb i små lande har meget lille virkning, er der i figur 9 vist, hvad der vil ske i den hypotetiske situation, at alle danske forureningsud-



Figur 9. Ozonkoncentrationer i Europa hvis alle danske forureningsudslip bliver sat til 0. Beregnet som månedsmiddelværdier og angivet i % relativt til normalsituationen. Data for juli 1989.

(Efter Zlatev, Fenger, Mortensen 1995).

slip - og kun disse - blev stoppet. Resultatet ville blive en smule mindre ozon i det samlede Europa, men der ville komme omkring 1% mere ozon i Danmark. Det skyldes, at de dominerende atmosfærekemiske reaktioner i Danmark medfører en netto nedbrydning af ozon.

Kilder til kvælstofoxider og kulbrinter

Hovedårsagen til menneskeskabt luftforurening er anvendelsen af fossile brændsler, dvs kul, olieprodukter og gas. Luftforureningen opstår på forskellig vis:

Som et slutprodukt ved forbrændingen, hvor det er dannelsen af fx kuldioxid, der frigør energien.

På grund af urenheder eller additiver i brændslet; typiske eksempler er svovl i olie eller bly i benzin.

Ved fordampning eller under selve forbrændingen, som kan være ufuldstændig eller føre til dannelse af nye forbindelser.

Kvælstofoxider og kulbrinter, som danner den sekundære fotokemiske luftforurening,

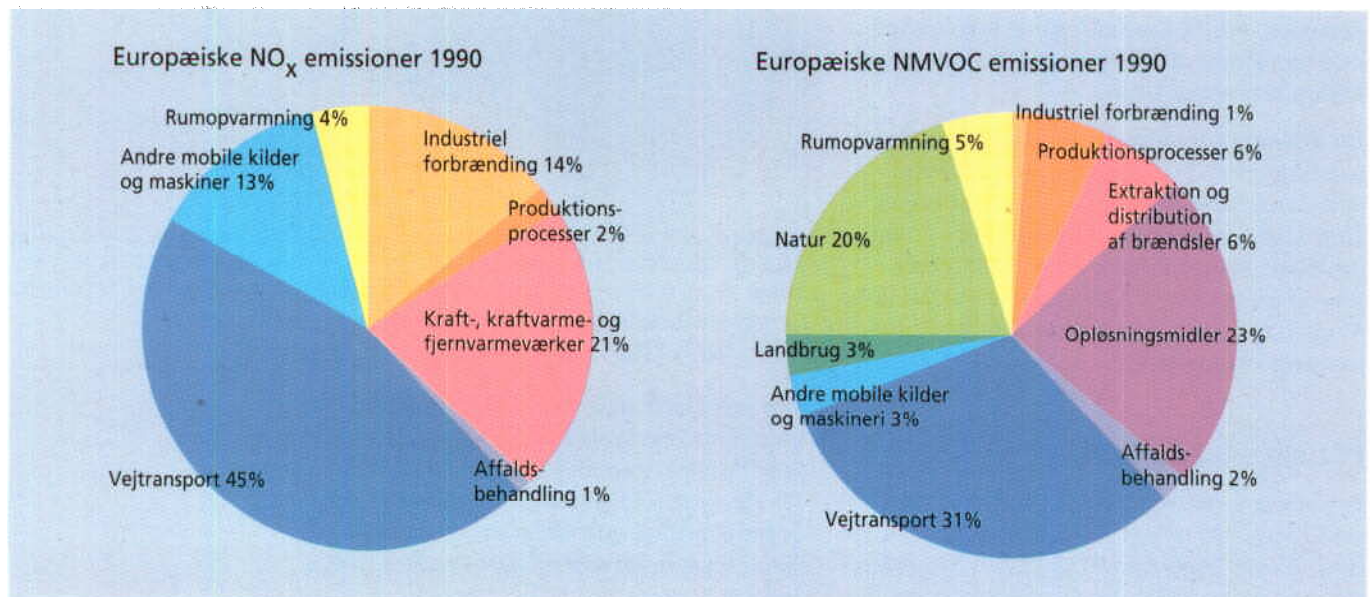
kan opfattes som værende af de to sidste typer.

Dannelse af kvælstofoxider

Til enhver forbrænding skal der bruges ilt (O_2), og den kommer normalt fra atmosfærisk luft. Luften indeholder imidlertid 78% kvælstof (N_2), der populært sagt vil brænde med og danne kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO_2). Hvor meget, der dannes, og hvordan det fordeles sig på de to kvælstofforbindelser, afhænger af forbrændingsbetingelserne.

I eksplosionsmotorer, hvor der er en høj forbrændingstemperatur og en hurtig afkøling

Figur 10. Venstre: Europæiske NO_x -emissioner i 1990 fordelt på forskellige kildetyper. Bidrag under 1% er ikke medtaget. Opgørelsen, der indgår i CORINAIR databasen, omfatter 29 lande med et totalt udslip på 29 mio tons. Højre: Samme for NMVOC, hvor det totale udslip var 22 mio tons.



af forbrændingsprodukterne, vil der dannes meget kvælstofoxid, fortrinsvis i form af NO. Af den samlede dannede kvælstofoxidsmængde, der betegnes NO_x, udgør NO₂ umiddelbart kun 5-8% for benzinerbiler, men op til 25% for dieselmotorer. I forskellige former for stationære fyringsanlæg fx kraftværker dannes der væsentligt mindre mængder kvælstofoxider for en given mængde produceret energi, og en større relativ andel findes i form af NO₂.

Dannelse af flygtige kulbrinter

Udsendelse af kulbrinter ved anvendelse af fossile brændsler skyldes i det væsentlige ufuldstændig forbrænding. Også her er eksplosionsmotorer i transportmidler, specielt biler, en væsentlig kilde. Der er dog også andre kilder til kulbrinter, først og fremmest afdampning af opløsningsmidler. Alt i alt er der tale om mange hundrede forskellige kulbrinter med vidt forskellige egenskaber, og en del af dem er sundhedsskadelige i sig selv. Det er imidlertid nødvendigt også at medregne naturlige kilder fx nåletræer, der afdamper terpener, og løvtræer, der afdamper bl.a. isopren. Disse kulbrinter er ikke i sig selv giftige, men de bidrager til den fotokemiske aktivitet.

Ved opgørelser af kulbrinter skelner man mellem metan (CH₄) og andre flygtige kulbrinter (NMVOC, non methane volatile organic compounds). Det er fortrinsvis de sidste, der har interesse i forbindelse med fotokemisk luftforurening.

Opgørelser af udslip

Ét er hvor meget forurening, der dannes, noget andet hvor meget, der slipper ud i atmosfæren. Det afhænger af eventuelle rensningsforanstaltninger. Forskellige muligheder er diskuteret på side 38-39. Udslip af luftforurenende stoffer (emission) kan opgøres ved at gange en aktivitet eller et brændselsforbrug med såkaldte emissions-

faktorer. Beregningerne er behæftet med stor usikkerhed, og forskellige opgørelser kan let variere over 10%

Europæiske udslip af luftforurening opgøres for 29 lande i den såkaldte CORINAIR-database under EU. I figur 10 er vist udslippene af kvælstofoxider og kulbrinter i 1990. NO_x-emissionerne domineres af vejtransport (biler), der sammen med andre mobile kilder er ansvarlig for over halvdelen af udslippet. Også når det gælder kulbrinte-emissionen kommer det største bidrag fra vejtrafik; relativt betyder det dog mindre, fordi der her er et væsentligt bidrag fra naturlige kilder (20-50%), fortrinsvis i de sydeuropæiske lande.

Udslip i Danmark

Emissionsmønsteret i Danmark (tabel 1) afviger lidt fra det europæiske gennemsnit bl.a. fordi det relativt kølige klima kræver mere opvarmning. Til gengæld giver det mindre naturligt udslip af flygtige kulbrinter. Karakteristisk er imidlertid i begge tilfælde dominerende bidrag fra vejtrafikken - dvs. bilerne.

Kildetype	Relativt bidrag i %	
	NO _x	NMVOC
Kraftværker, fjernvarme	33	1
Individuel opvarmning	2	5
Industriel forbrænding	5	
Produktionsprocesser		2
Udvinding af brændsler mm.	1	4
Opløsningsmidler		19
Vejtransport	37	55
Andre mobile kilder	21	7
Landbrug		1
Naturlige kilder		5
Samlet udslip i 1000 t/år	268	160

Tabel 1. Danske udslip i 1990. Der er vist det samlede udslip og den relative fordeling på forskellige sektorer for kvælstofoxider (NO_x = NO + NO₂) og flygtige kulbrinter (non methane volatile organic compounds). Kategorien "andre mobile kilder" omfatter bl.a. landbrugsmaskiner, dieseltog, fly og skibe. (Fordelingen er skønnet bl.a. ud fra data i Fenhann, Kilde 1994)

Udviklingen i emissioner

Omfanget af de menneskeskabte forureningsudslip har (i særdeleshed efter Anden Verdenskrig og indtil omkring 1970) stort set fulgt befolkningstilvæksten og den industrielle udvikling. Det europæiske svovludslip er nu ved at være under kontrol, men det er først i de senere år, at der har været gennemført emissionsbegrænsning for kvælstofoxider og kulbrinter bl.a. ved indførelse af katalysatorer på benzinbiler.

Kvælstofoxider

Det samlede udslip af kvælstofoxider i EMEP-området har været stort set konstant siden 1980 - omkring 22 mio tons, regnet som NO_2 , om året (Barrett et al. 1995). Der har dog været variationer for enkelte lande; således fx en vækst i Italien, Spanien og Portugal og en reduktion i det samlede Tyskland og Polen.

Emissionstætheden følger det generelle mønster med de største udslip i et bælte fra Midtengland over Ruhrdistriktet ind i Centraleuropa. Her kan den være 10-20 t NO_2/km^2 per år. I Danmark ligger den omkring 4 t/ km^2 , i det sydlige Europa på 1 og i det nordlige Skandinavien endnu lavere.

For Danmark har der været foretaget detaljerede opgørelser siden 1975 (figur 11 øverst). Op til 1991 ses en stigning på omkring 20%. Et tilsyneladende fald derefter sker samtidigt med indførelsen af katalysatorer på biler (side 39), men ligger i virkeligheden inden for de generelle årlige variationer. Disse hænger bl.a. sammen med variationer i udslip fra kraftværkerne, der skyldes klimatiske forhold og varierende import/eksport af elektricitet.

Organiske forbindelser

Oplysninger om kulbrinter er væsentligt mindre detaljerede, specielt hvad angår udslip uden for energisektoren. Hertil kommer, at der er tale om en lang række forbindelser med vidt forskellige egenskaber. Derfor er totalmængden af VOC kun et skøn over potentialet for at danne ozon.

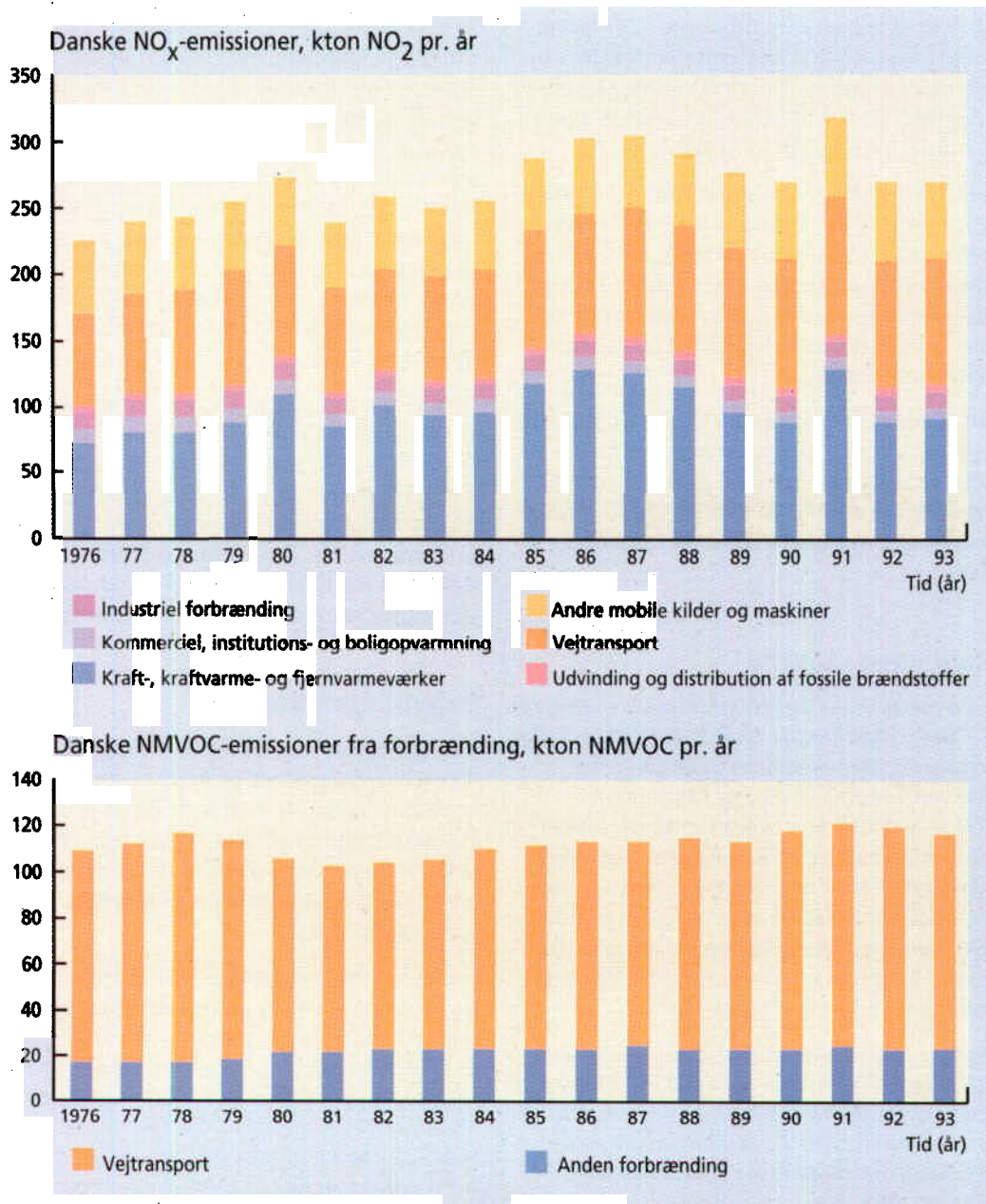
Der eksisterer ingen opgørelser over udviklingen i det samlede udslip i Europa, men i følge OECDs opgørelser (1993) har der siden 1970 været faldende udslip i Tyskland og Holland, stigende i Norge og konstante i England.

I Danmark har det samlede udslip stort set været konstant i de 20 år, det har været kortlagt (figur 11 nederst). Bemærk også at, til trods for et betragteligt bidrag fra vejtrafik, er der ikke noget tydeligt fald i de sidste par år. Formodentlig fordi virkningen af indførelsen af katalysatorer endnu ikke er slået igennem.

Udviklingen i fremtiden

Hvis de internationale konventioner (side 36) og de deraf afledede danske handlingsplaner (side 37) bliver opfyldt, betyder det væsentlige reduktioner i udslip af både kvælstofoxider og kulbrinter inden for de næste 5-10 år. Indtil nu har udviklingen imidlertid ikke virket overbevisende.

Specielt på transportområdet synes det at være vanskeligt at forene de politiske ønsker om vækst med planerne om begrænsning. Derfor kan udslipbegrænsningen på de enkelte køretøjer have svært ved at holde trit med væksten i trafikarbejdet.



Figur 11
Beregnete primære forureninger fra energisektoren.

Øverst: Årlige udslip af kvælstofoxider, beregnet som NO₂ og opdelt på sektorer.

Nederst: Årlige udslip af flygtige kulbrinter (fraregnet metan). Bidraget fra vejtrafik er angivet.

Alle andre bidrag er slået sammen. Hertil kommer bidrag fra fordampning af opløsningsmidler mm.

(Efter Fenhann, Kilde 1994)

Udviklingen i ozonniveauer

Ozon er et typisk eksempel på, at de fleste af de stoffer, som vi betragter som luftforurening, er ganske almindelige kemiske forbindelser. De findes naturligt i atmosfæren og indgår i naturlige stofkredsløb.

Problemet er blot, at menneskeskabte udslip nu får dem til at optræde i for høje koncentrationer på ubekvemme steder. Hvis man skal vurdere mulighederne for at bekæmpe forureningen, er det derfor nødvendigt, at man kender de naturlige niveauer og udviklingstendenserne.

Forholdene i byerne og på landet er helt forskellige. Det skyldes både forskellige udslipsmønstre og de deraf følgende forskellige atmosfærekemiske reaktioner. Der er også store forskelle mellem de forskellige byer.

Situationen i byerne

I en *oversigt* over luftforureningen i verdens 20 største byer finder *UNEP og WHO (1992)* de højeste ozon-niveauer i Los Angeles, Mexico City, Sao Paulo og Tokyo, hvor WHO's vejledende grænseværdi for time-middelværdier på $150\text{-}200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ jævnligt overskrides med en faktor 2. Los Angeles har stadig det største ozonproblem i USA; i 1990 var den højeste timemiddelværdi $660\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. I Mexico City svinger de årlige midelværdier omkring $200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Tokyo er niveauet generelt halveret siden omkring 1970, hvor det årlige gennemsnit lå omkring $80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Disse tal skal dog vurderes med forsigtighed, da de hænger sammen med niveauerne for kvælstofoxider (side 24 - 25).

Til sammenligning er årsmiddelværdien i en række engelske byer $20\text{-}60\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. I København er der i taghøjde målt omkring $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, men nede i lukkede gaderum langt mindre (side 24-27). I Central- og Sydeuropæiske byer finder man væsentlig højere værdier end i Skandinavien. Den seneste opgørelse fra Europakommissionen angiver således, at i Europa er grænseværdierne (side 34) blevet overskredet i 2800 tilfælde i maj, juni og juli 1995. Specielt gælder det Tyskland, Italien, Frankrig og Grækenland.

OECD har lavet statistiske opgørelser over spidsværdier på mere end 100 by-målestationer i Vesteuropa, USA og Japan for 1988-1992. I middel ligger de på godt $200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ med svagt stigende tendens i Japan og svagt faldende i USA. I Vesteuropa har der ikke været nogen klar tendens. For Danmark er der ingen længere tidsserier for byområder.

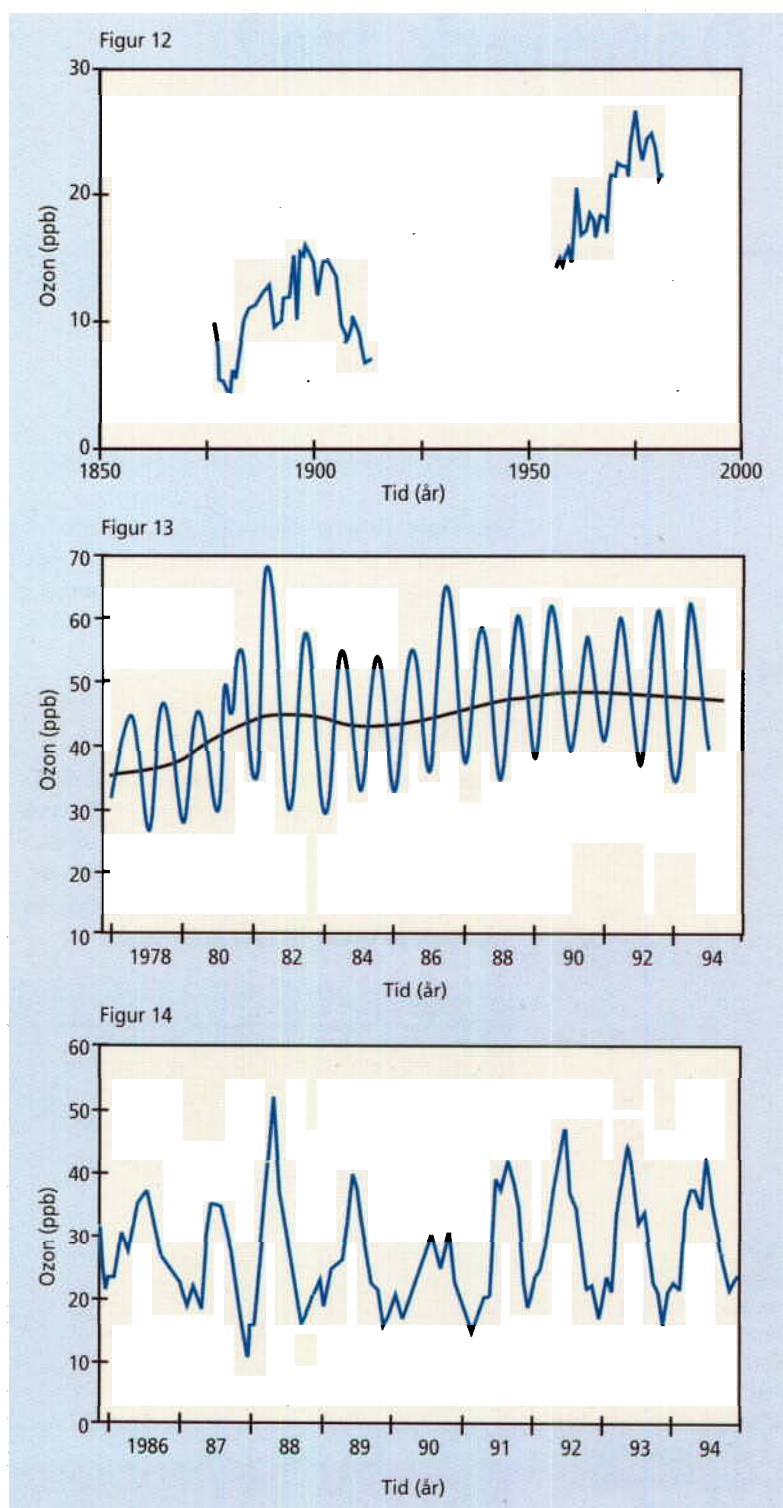
Baggrunds-niveauer

Ozonniveauerne på landet er i høj grad bestemt af udslippet af primære forureninger i byerne. Undertiden vil man finde de mest forhøjede niveauer i vindretningen et stykke uden for byerne. Generelle langtidstendenser skal derfor undersøges i egentlige baggrundsområder.

En af de længste ozonserier i Europa er målt på Rügen (figur 12), hvor den årlige middelværdi voksede fra 15 ppb i 1956 til 24 ppb i 1983. Ældre målinger ved Paris 1876-1890 viser niveauer omkring 11 ppb. Ganske vist skal man være varsom med at sammenligne målinger foretaget *forskellige steder* med forskellige teknikker, men noget tyder på, at

baggrunds niveauet af ozon er blevet mere end fordoblet i løbet af de sidste 100 år. (NB! 1 ppb er ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Senere målinger (figur 13) har vist yderligere stigninger frem mod midten af 1980'erne. Der rapporteres nu om svage stigninger og fald fra forskellige lande, men alt i alt synes der at være sket en stabilisering i de seneste år. Den længste tidsserie i Danmark går kun omkring 10 år tilbage (figur 14) og viser ingen klar tendens.

Dette generelle billede er i rimelig overensstemmelse med, at de europæiske emissioner af kvælstofoxider og kulbrinter også er steget kraftigt siden forrige århundrede, men dog har ligget ret konstant i de sidste 10 år.



Figur 12. Årlige middelværdier af ozonkoncentrationen målt ved Montsouris nær Paris (1876-1910) og ved Arkona på Rügen (1956-83). Man ser en stærk vækst i perioden efter 2. Verdenskrig; den synes at være i overensstemmelse de tidligere, mere primitive målinger omkring år 1900.

(Efter Volz, Kley 1988)

Figur 13. Månedlige gennemsnit af ozonkoncentrationen målt på Zugspitze (2962m) i Sydtykland. En udjævnet kurve viser, at væksten nu stort set er gået i stå.

(Forenklet efter Sladkovic, Scheel, Seiler 1994)

Figur 14. Månedlige gennemsnit af ozonkoncentrationen målt ved Ulborg i Vestjylland. Man ser som på figur 13 en tydelig årstidsvariation, men ingen klar langtidsudvikling.

Hvor kommer ozonen i Danmark fra?

Den forurening, man observerer i atmosfæren, kan groft taget have tre forskellige oprindelser:

- Naturligt baggrundsniveau
- Lokale kilder eller nedbrydning
- Langtransport, eventuelt som episoder

Den simpleste og umiddelbare metode til at spore en luftforurenings oprindelse består i at se på forureningsniveauernes afhængighed af tiden og af de meteorologiske forhold.

Tidsforløbet

Ozonkoncentrationen vil om sommeren i middel være lavest om natten og vil derefter vokse op i løbet af dagen til et maksimum om eftermiddagen. Om vinteren er der ikke nogen væsentlig tidsvariation, og niveauet er generelt lavt hele tiden.

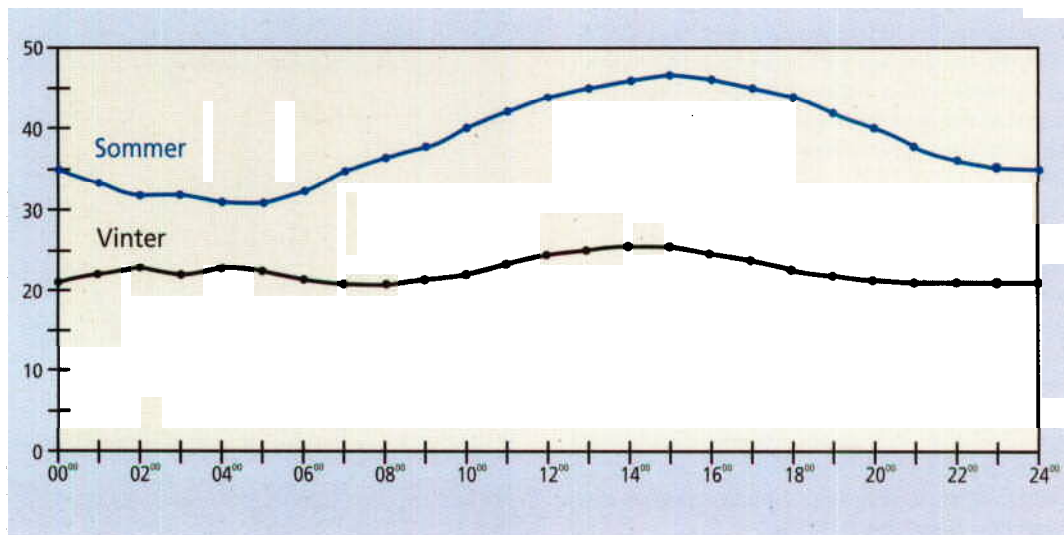
Dette forløb, der er illustreret i figur 15, kan skyldes to forhold:

- Ozon dannes om dagen, når solen skinner, og forureningsudslippet er størst.
- Om natten er grænselaget tyndt (side 11), den tilgængelige ozon bliver hurtigt forbrugt i reaktioner med kvælstofmonoxid og niveauet går ned. I løbet af den følgende dag, vokser grænselaget (måske op til et par km) og ny ozon kan nedblandes til jordenoverfladen.

Retningsafhængigheden

Forureningen blæser med vinden, og selv om den ikke går i rette linier tværs over hele Europa, kan ozonniveauernes afhængighed af vindretningen et givet sted sige en del om ozonens oprindelse. I figur 16 er niveauerne på 6 danske målestationer fordelt efter vindretning. Bystationerne er placeret på

Figur 15. Gennemsnitlig daglig variation af ozonkoncentrationen i Ulborg i perioden november 1991 til februar 1994. Målingerne er opdelt i sommer (maj-august) og vinter (november-februar), (ppb).



hustage, og er derfor ikke væsentligt påvirket af trafik (side 26)

Øverst er vist middelværdier af samtlige 1-time målinger i sommermånederne maj-august i 1993-94. Der er ikke nogen åbenlys retningsafhængighed og ingen større forskelle mellem de enkelte stationer. Specielt synes landstationer generelt ikke at være påvirket af nærliggende byer.

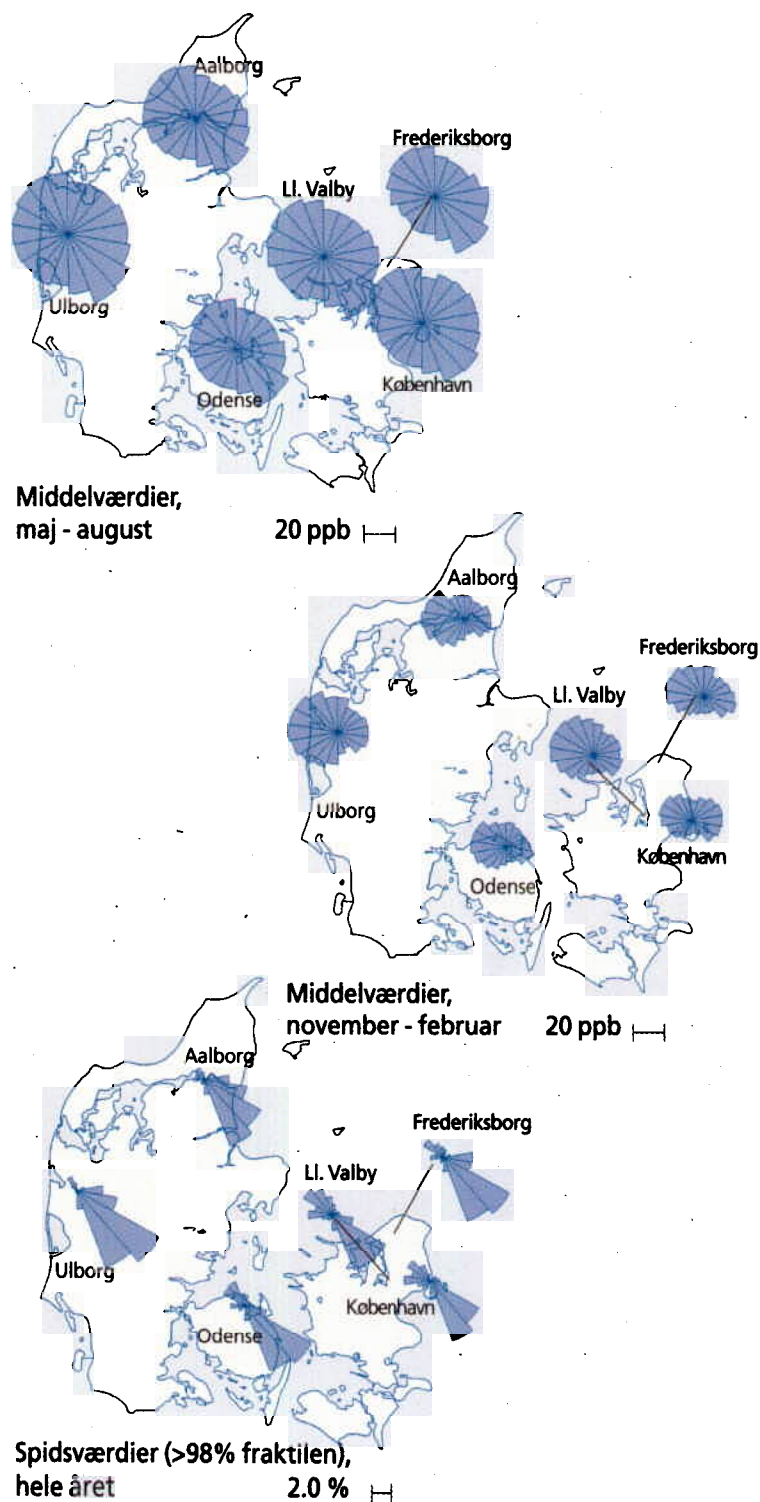
I midten er ligeledes anvendt samtlige målinger, men for vintermånederne november - februar i 1993-94. I overensstemmelse med figur 15 er niveauerne generelt lavere end om sommeren, og de er lavest, når vinden kommer fra sydøst. Igen er mønsteret stort set det samme på alle stationer.

Nederst er afbildningen en anden. Der er vist målinger fra hele 1993 og 1994, men der er udvalgt de værdier, som ligger over 98%-fraktilen; dvs. der er kun anvendt de 2% højeste værdier. Her ses en markant retningsafhængighed på alle stationer med den største hyppighed af spidsværdier, når vinden blæser fra sydøst.

Konklusion

Alt i alt viser disse observationer, at der i det væsentlige er tale om langtransport af forurening og kun i mindre omfang om lokal produktion af ozon. Episoder med stærkt forhøjede ozonniveauer har deres oprindelse i Centraleuropa og optræder om sommeren. Om vinteren vil den langtransporterede forurening med bl.a. kvælstofoxider nedbryde en del af ozonen; derfor vil vind fra Centraleuropa give lave ozonniveauer.

Figur 16. 1-time middelværdier af ozonkoncentrationer målt på 6 danske stationer og fordelt på 18 vindsektorer á 20°. De to øverste kort er baseret på samtlige målinger i henholdsvis sommer og vinter måneder 1993-94. Det nederste kort viser den relative fordeling af spidsværdier.



Ozon i danske byer

Ozon i by og på land

Når man i byer som Los Angeles og Mexico City kan have ekstremt høje ozonniveauer, skyldes det en kombination af flere omstændigheder: Store forureningsudslip og solrigt klima samt generelle landskabsmæssige og meteorologiske forhold, der betyder at både de primære og de sekundære forureninger bliver holdt samlet. Noget tilsvarende, omend knap så udpræget, kan ses i en række central- og sydeuropæiske byområder. I nordeuropæiske, og herunder danske, byer er situationen en helt anden. Her er den dominerende atmosfærekemiske reaktion, at lokal biludstødnings kvælstofmonoxid (NO) reagerer med udefra kommende ozon (O_3) og dermed danner kvælstofdioxid (NO_2). Resultatet er, som vist i figur 17, at

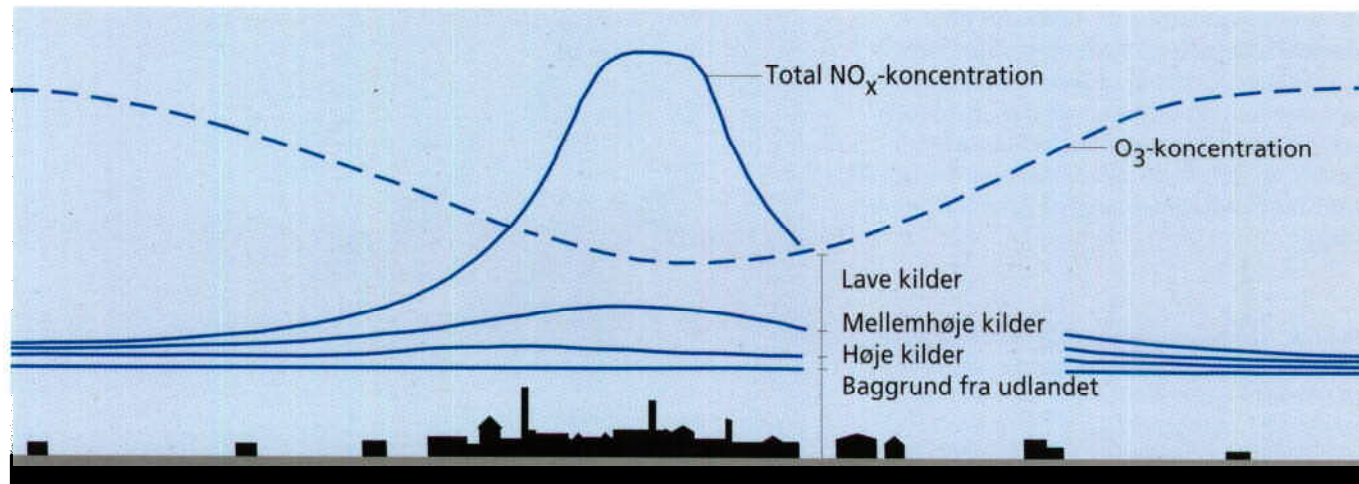
ozonkoncentrationen i *jordniveau* generelt er lavere i byen end i det omliggende land.

Dannelse af kvælstofdioxid

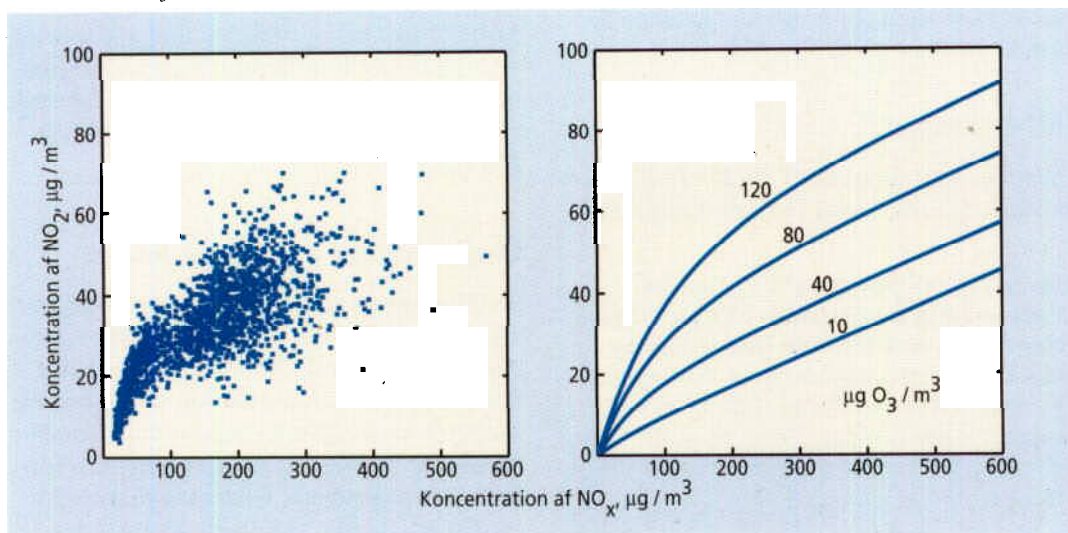
På denne måde bliver den udefra kommende ozon afgørende for, hvor meget NO_2 , der kan omdannes til NO_2 - og dermed for det resulterende NO_2 -niveau. Dette er illustreret i figur 18.

Pointen er, at jo mere ozon, der er i baggrunden, jo mere NO_2 bliver der dannet for et givet NO_x -niveau. Det fremgår endvidere, at NO_2 -niveauet ikke vokser proportionalt med NO_x -niveauet. Afhængigt af O_3 -niveauet og de meteorologiske forhold er der grænser for, hvor meget NO_2 , der kan dannes.

Figur 17. Snit gennem et byområde med gennemsnitlige koncentrationer i *jordniveau* af kvælstofoxider og ozon. Bemærk, at de varierer modsat. Kvælstofoxiden skyldes fortrinsvis lave kilder, dvs. biler. De relative kildebidrag og de generelle forløb er typiske for Danmark. Over *tagniveau* er ozonniveauet i byen stort set det samme som ude på landet.



Figur 18. Sammenhængen mellem koncentrationen af NO_x , dvs. summen af kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO_2), og koncentrationen af kvælstofdioxid. Til venstre er vist aktuelle 1-time middelværdier målt i gadeniveau på Jagtvej, København. Bemærk at der er anvendt forskellige skalaer på de to akser. For et typisk NO_x -niveau på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (regnet som NO_2) udgør NO_2 20-50%. Til højre er vist beregnede sammenhænge for forskellige niveauer af baggrundsoson, dvs. det niveau, der ville have været, uden vejtrafik og andre lokale kilder. De viste niveauer for O_3 findes ikke i gadeniveau, hvor O_3 netop forbruges til at danne NO_2 .



Tidlige ozon-målinger

De første ozonmålinger i Danmark blev foretaget af Sundhedsstyrelsen i København sommeren 1971. Der blev anvendt kemiske målemetoder og fundet 15 min. middelværdier op til $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I sommeren 1977 blev der foretaget monitoring af ozon med tobaksplanter i og omkring København (Rø-Poulsen *et al.* 1981). De observerede bladskader (side 30-31) svarede til, at den daværende amerikanske standard på $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ målt som 1-times middelværdi blev over-

skredet ved flere lejligheder. Ved instrumentmålinger, der var led i en opfølgning af tobaksplanteforsøgene, blev der bestemt ozon i et åbent område ved Landbohøjskolen i København fra juni 1980 til maj 1981 og på Risø fra juni 1980 til september 1982. Resultaterne er vist i tabel 2.

Det fremgår, at niveauerne i København stort set var halvt så høje som ved Risø. Her blev den maximale værdi på $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kun observeret en gang ud af i alt ca. 9000 målinger (se også figur 19).

Tabel 2. Ozonniveauer i København og på Risø i begyndelsen af 1980erne angivet som 50% og 98% fraktiler samt maksimum. Alle værdier er 1-time middelværdier i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. (Efter Fenger *et al.* 1983).

	København			Risø		
	50%	98%	max.	50%	98%	max
Vinter	16	52	80	40	78	124
Sommer	46	104	144	72	144	250

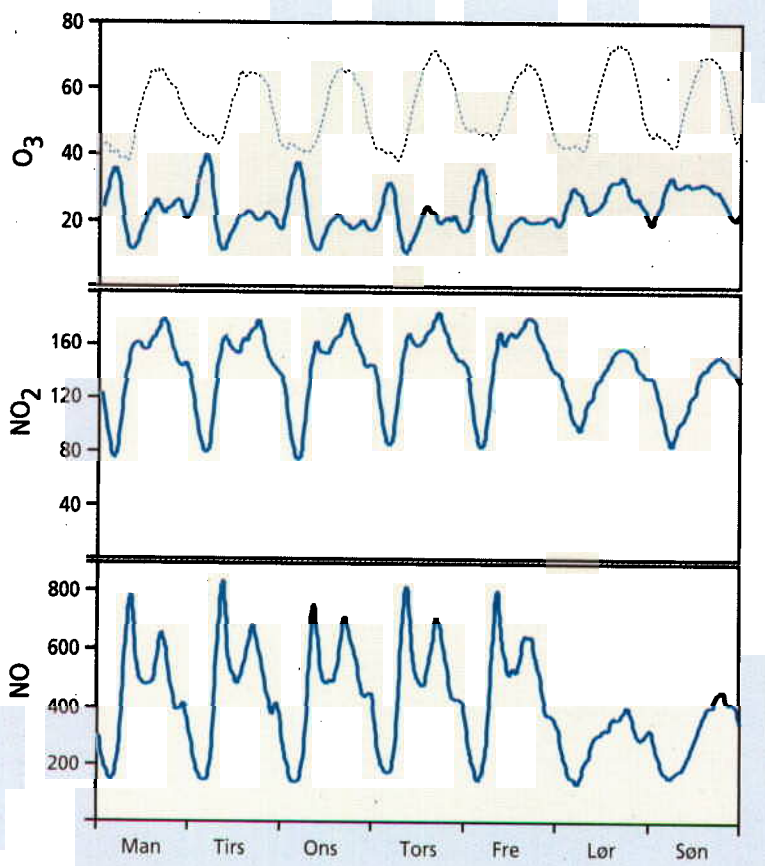
Miljøkontrollens målinger, København

Hovedstadsregionens Luftforureningsenhed under Miljøkontrollen i København måler ozon i gadeniveau, bl.a. på H.C. Andersens Boulevard (figur 19), der har en døgntrafik på 60.000 biler, heraf 50.000 personbiler, og hvor årsmiddelværdien er omkring $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (HLU 1994).

LMP-målinger

Ozon har kun været målt i få år i LMP, hvor de startede i midten af 1991 med etablering

Figur 19. Forenkede ugeforløb for O_3 , NO_2 og NO på H.C. Andersens Boulevard i København. Bemærk at der er meget mindre NO_2 end NO , og at ozon og de to kvælstofoxider varierer omvendt. Det gælder også for weekenden, hvor der er mindre kvælstofoxid og mere ozon. Til sammenligning er stiplede vist et typisk ozonforløb på en landstation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



af en baggrundsstation i Lille Valby nord for Roskilde. Målinger på tagstationer startede i Odense i august 1992 og i Aalborg i december 1992. I København startede løbende målinger i februar 1993. Resultaterne for 1993 viser, at der ikke er den store forskel mellem by og land med årlige middelværdier omkring $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og 98%-fraktiler af timemiddelværdier og maksimale døgnmiddelværdier på godt $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maksimale løbende 8-timers middelværdier er op til omkring $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Overskridelser af grænseværdier

Som beskrevet side 34 har Danmark på basis af et EU-direktiv fastsat tre grænseværdier for ozon. Året 1993 havde et vejr, der ikke specielt favoriserede dannelse af ozon; alligevel konstaterede man en række overskridelser på alle stationer, specielt om foråret. Den maksimale 1-times middelværdi på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ blev dog ikke overskredet.

I 1994 blev der ligeledes observeret overskridelser på LMP-stationerne, dog ikke af den maksimale 1-time middelværdi. Niveauerne overskred den grænse på $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddelværdi, der udløser information til befolkningen (side 34) på to dage: d.26 og 28 juli, hvor der blev udsendt pressemeldelser over radioen.

Målinger i gadeniveau i København (på Jagtvej) er først foretaget fra april 1994. Målingerne udføres som halvtimes middelværdier. En enkelt måling tangerer $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men ellers ligger alle under. Middelværdien er omkring $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - svagt faldende hen på efteråret. Bemærk at der er tale om niveauer på godt det halve af, hvad niveauerne er i taghøjde eller ude på landet.

Episoder

Forhøjede ozonkoncentrationer som følge af udbredte højtryksområder i Centraleuropa (figur 16, side 23) vil også kunne registreres på tagstationer i byområder. Normalt vil

der være tale om, at koncentrationerne opbygges over flere dage ofte parallelt med stigende temperatur. Som eksempel er (figur 20) vist forløbet i juli 1994 målt i København. Her nås de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dog kun d.28.

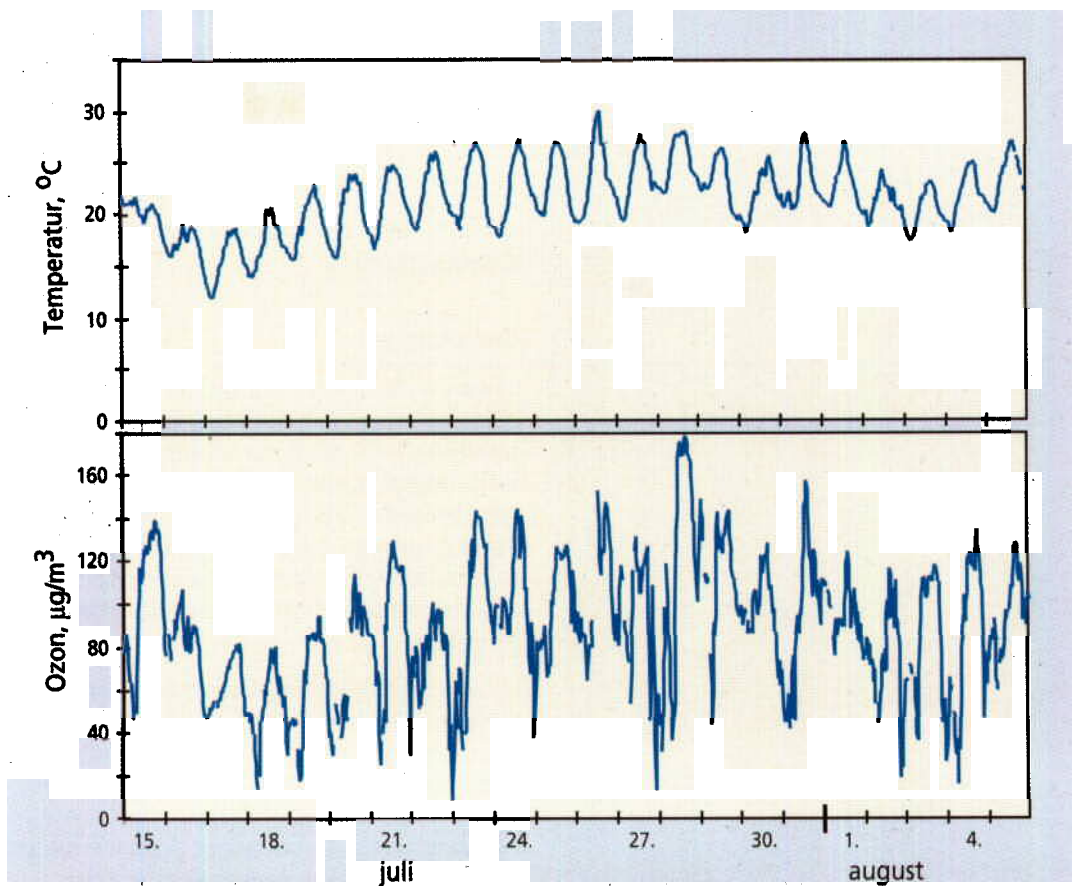
Samlet vurdering

Ozon har været målt i København i næsten 25 år, men med forskellige metoder og på varierende lokaliteter. Det er derfor ikke muligt, at sige noget sikkert om den generelle udvikling. Der er dog ingen iøjnefaldende forskel på de niveauer, som måles i dag, og dem, der blev målt i 1983. Den voksende biltrafik kan i gadeniveau have mod-

virket den stigning, som er set i andre europæiske byer. Indførelsen af katalysatorer (side 39) vil i danske byer umiddelbart kunne have samme effekt som en reduktion af trafikken, nemlig mere ozon. Men på længere sigt vil en reduktion i de samlede europæiske udslip af primære forureninger selvfølgelig give mindre fotokemisk luftforurening.

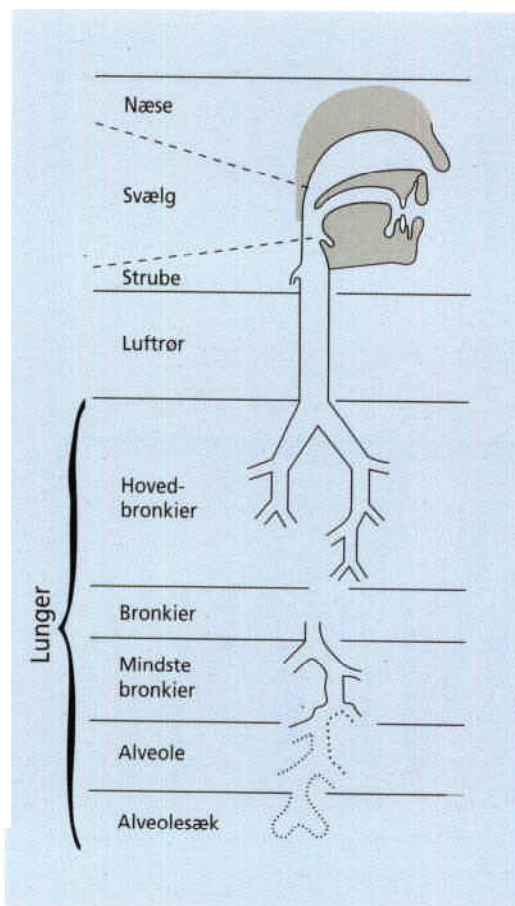
De nuværende ozonniveauer er i tagniveau sammenlignelige med niveauerne i åbne områder og på landet. Der er derimod generelt lavere værdier i gadeniveau, typisk $30\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i åbne områder og $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i gader med megen trafik.

Figur 20. Fotokemisk episode registreret i juli 1994 på taget af H.C. Ørsted instituttet (stationen er vist på omslagsbilledet). Ozonkoncentrationerne følger temperaturen og nåede $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d. 28.



Belastning af helbred

Mange stoffer kan optages i den menneskelige organisme ad forskellige veje fx gennem drikkevand og føde eller eventuelt direkte gennem huden. Fotokemiske oxidanter - og herunder ozon - har kun virkninger som luftforurening, der påvirker åndedrætssystemet (figur 21), samt som øjenirritant.



Figur 21. Menneskets luftveje starter med mund og næse og deler sig derefter op i mindre og mindre forgreninger. Yderst i systemet er der omkring en kvart million alveoler (lungeblærer). Den samlede overflade for udveksling af luftarter er ca. 70 m² for et voksent menneske.

Luftvejene

Ved indånding vil ozon reagere med makromolekyler i luftvejenes slimlag og vævs-overflader. Fordelingen vil afhænge både af ozonkoncentrationen og indåndingshastigheden; ved lav koncentration og hastighed vil ozon fortrinsvis påvirke de øvre luftveje, men ved større hastighed og koncentration forøges transporten til de finere forgreninger. Specielt synes overgangen mellem de yderste luftrørsforgreninger (bronkierne) og alveolerne at blive påvirket.

Ved lettere grader af ozonpåvirkning er de observerbare virkninger:

- Betændelsesreaktioner
- Tab af fimrehår og fimrehårsceller
- Påvirkning af slimdannende celler og deres funktion

Dyreforsøg

Ozons skadelige virkninger er blevet grundigt undersøgt i dyreforsøg, og de laveste niveauer, hvor man har set effekter ved kortvarig eksponering (timer til dage), ligger i området 100-1000 µg/m³. Ved højere koncentrationer og langvarig eksponering (måneder) er der hos rotter fundet kroniske effekter med øget bindevævsdannelse i lungerne.

Påvirkningen af lungevævet synes at afhænge af den totale dosis - dvs. af koncentrationen gange belastningens varighed. Der synes også at kunne forekomme en vis tilvænnning eller øget tolerance ved gentagne påvirkninger. Generelt er de belastninger, man skal op på for at se skader hos dyr,

højere end dem, mennesker normalt udsættes for. Det er imidlertid vanskeligt at overføre resultater fra dyreforsøg til mennesker, fordi der er væsentlige forskelle i opbygningen af luftvejene, både hvad angår den overordnede struktur og fordelingen af de enkelte celletyper. Bl.a. er forsøgsdyrenes øvre luftveje forholdsvis længere. Hertil kommer, at mange mennesker - modsat dyrene - trækker vejret gennem munden. Alt i alt betyder det, at mennesker vil få mere ozon i lungerne ved et givet forureningsniveau.

Forsøg med mennesker

I laboratorieundersøgelser med frivillige forsøgspersoner har man typisk anvendt kortvarig udsættelse for ozon i koncentrationer på 200-2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De observerede symptomer var hoste, tørhed i halsen, brystspændinger, øget slimproduktion, træthed, utilpashed og kvalme. Også den generelle lungefunktion var nedsat.

Der er meget store forskelle i den *almindelige befolknings* følsomhed overfor ozon, men *personer med kroniske luftvejslidelser* synes ikke i laboratorieforsøgene at udskille sig specielt. Ligesom hos dyr er der påvist en vis tilvænning.

Befolkningsundersøgelser

Luftforurening indeholder normalt en lang række forskellige kemiske forbindelser; i særdeleshed gælder det fotokemisk luftforurening, der yderligere kan føre til dannelse af partikler, der kan være bærere af organiske forbindelser og tungmetaller. Befolkningsundersøgelser siger derfor ikke umiddelbart ret meget om *virkningerne* af de enkelte stoffer. Hertil kommer, at forure-

ningsepisoder ofte er karakteriseret ved specielle meteorologiske forhold, fx med høj eller lav temperatur, der i sig selv kan påvirke menneskers helbred og velvære. Generelt viser en række undersøgelser dog, at der er en sammenhæng mellem ozonniveauet i udeluften og symptomer fra luftveje og lunger (irritation, hoste) samt hovedpine. Hos voksne synes virkningerne at sætte ind ved timemiddelværdier over 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hos børn lidt lavere. Sådanne niveauer er ikke usædvanlige i Central- og Sydeuropa.

Ved niveauer på 240-740 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ har den fysiske ydeevne hos sportsfolk været reduceret. Ved tilsvarende niveauer er der konstateret større hyppighed af astmaanfald og luftvejssymptomer hos astmatikere.

I følge WHO (1987) ses ingen helseeffekter, der kan tilskrives ozon, ved timemiddelværdier under 50 ppbv (ca. 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Situationen i Danmark

Ozonkoncentrationerne i Danmark (side 24-27) ligger generelt lavere end disse effektgrænser. De største værdier finder man på landet, i åbne områder og over tagniveau i byer, dvs. hvor der ikke er mange mennesker. I gadeniveau, og specielt i lukkede gaderum, er der mindre ozon.

Selvom grænseværdierne lejlighedsvis overskrides (side 26), må man konkludere, at ozon i Danmark ikke er noget stort sundhedsproblem i sig selv. Ozon kan derimod indirekte have betydning ved at være bestemmende for dannelsen af kvælstofdioxid (side 25), der i nogen udstrækning har samme virkning på luftvejene som ozon. Samtidigt kan andre stoffer, der dannes ved fotokemisk aktivitet, fx aldehyder, have generende effekter.

Skader på afgrøder

Allerede under de første fotokemiske smog-episoder i Californien observerede man skader på vegetation, specielt vin. Disse effekter er nu observeret mange andre steder, og også i Nordeuropa.

Ekperimentelle undersøgelser

Ozonskader på afgrøder har stor økonomisk betydning, og de studeres derfor intensivt i et EU-samarbejde, hvori bl.a. Danmarks Miljøundersøgelser deltager. Plantevækst er afhængig af mange faktorer, og det er derfor væsentligt at få de enkelte påvirkninger isoleret. På den anden side vil rene laboratorieforsøg ofte være for langt fra den "virkelige verden".

Figur 22. Et 1,8 meter højt "åben top kammer" på DMU anvendt til undersøgelse af ozonskader på hvedeplanter. Kammeret står på et "lysimeter". Det er i princippet en stor urtepotte, som giver mulighed for at undersøge gennemsvivende vand (foto *Thorhild Jensen*).



Man benytter derfor ofte såkaldte "åben top kamre" (figur 22); det er, som navnet antyder, en slags drivhus uden tag. Her kan man dyrke planter under tilnærmet naturlige forhold, samtidig med at man kan indblæse kontrollerede mængder af luftforurenende stoffer. Normalt er der tale om svovldioxid, kvælstofdioxid eller ozon, som kan doseres hver for sig eller i forskellige kombinationer. Men man studerer også, hvordan planter vokser i en atmosfære med højere indhold af kuldioxid.

Reaktionsmekanismer

Planter vekselvirker i det væsentlige med atmosfæren ved at optage eller afgive luftarter gennem bladenes spalteaåbninger (de såkaldte stomata). Det er små huller på bladens underside, og de er omgivet af specielle celler, der kan gøre dem større eller mindre. Væsentligst er her optagelsen af kuldioxid i forbindelse med fotosyntesen. Desuden sker der en afgivelse af vanddamp, som køler planten.

Samtidig med kuldioxid vil også luftforurening blive optaget gennem spalteaåbningerne. Ozon vil, efter at have passeret stomata, angribe bladens cellemembraner, som derved bliver ude af stand til at opretholde et stabilt miljø i cellerne. Det er også muligt, at ozon trænger helt ind i cellerne eller danner radikaler, som kan gøre det. Umiddelbart ses påvirkningen som misfarvede pletter af døde celler. Specielt er tobaksplanter følsomme; det har direkte været anvendt til registrering af ozon (side 25), idet man på forskellig vis har opmålt skadede bladarealer. Mere skjulte tegn kan bl.a. være nedsat fotosyntese og ændret transport og lagring

af næringsstoffer. Hos mange planter ser man accelereret nedvisnen af blade, nedgang i vækst og dermed reduceret økonomisk udbytte.

Følsomme perioder

Effekten afhænger ikke alene af ozonniveauet, men også af om stomata er åbne. Det er de fortrinsvis i vækstsæsonen og - for afgrødeplanter - om dagen. Stomata lukker sig derimod om natten, hvor der ikke er mulighed for fotosyntese; det er derfor kun ozonforureningen om dagen, der har betydning ved beregning af de kritiske forureningsniveauer (side 31,32,40,41).

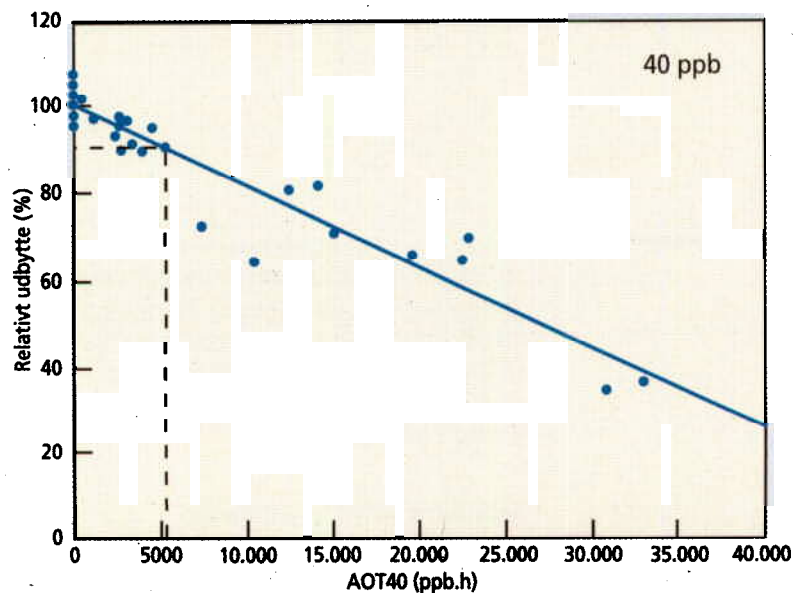
Stomata lukker sig ligeledes i tørkeperioder, for at planterne ikke skal miste vand ved fordampning. I områder med kraftig foto-kemisk luftforurening, fx Californien, rådes landmænd og gartnere derfor til ikke at vande afgrøderne under forureningsepisoder.

Kritisk belastning

Planter har altid været udsat for små mængder ozon og har derfor forskellige beskyttelsessystemer. Bl.a. vil stomata lukke ved koncentrationer over ca. $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og dermed reducere optaget. Der findes også kemiske reaktioner, som kan nedbryde ozon eller accelerere en reparation af skadede celler.

Det betyder, at der er en samlet kritisk belastning, som skal overskrides, før der sker skade. Dette fænomen kender man for effekter af mange forskellige stoffer, men for planteskader fra ozon er forholdene relativt komplicerede.

For afgrødeplanter er den kritiske periode vækstsæsonen maj-juli og den kritiske tid på dagen er dagtimerne fra solopgang til solnedgang. Den kritiske koncentration er, på baggrund af en række forsøg, valgt til 40 ppb. Man beregner nu summen af den kritiske tid (i timer) gange den størrelse koncentrationen overstiger det kritiske



Figur 23. Det relative høstudbytte af hvede, der er dyrket i "åben top kamre" ved forskellige ozonbelastninger i dagtimerne 9-16. Kurven er sammenstykket af danske, svenske, belgiske og schweitsiske resultater.

niveau. Resultatet betegnes AOT(40) (AOT= average above treshold). Figur 23 viser sammenhængen mellem AOT(40) og kerneudbyttet af vårhvede. Hvis man vil acceptere et udbyttetab på 10%, svarer det til et AOT(40) på 5300 ppb.timer. Beregninger af overskridelser af denne størrelse er vist side 40-41.

Skader i Danmark

En lang række afgrødeplanter har vist sig at være følsomme over for ozon, heraf mange der er udbredt i Danmark, bl.a. bønner, kløver, kartofler, spinat, tomat og - som vist i figur 23 - hvede. Derimod har byg vist sig at være mere resistent.

Der er ikke foretaget egentlige beregninger af de økonomiske konsekvenser. Et groft skøn baseret på udenlandske, bl.a. svenske, vurderinger, antyder dog, at der i Danmark årligt sker tab i landbrugsudbytte på af størrelsesordenen 1 milliard kroner som følge af ozonpåvirkning.

Træer påvirkes af ozon med samme mekanismer, og med samme umiddelbare symptomer, som afgrødeplanter. I praksis virker det dog lidt anderledes, fordi træer lever meget længere - typisk måske 100 år - og derfor udsættes for andre og mere langsigtede påvirkninger.

Gamle og nye skovskader

Det er ikke noget nyt fænomen, at træer trives dårligt i forurenede områder. I slutningen af 1970'erne begyndte der imidlertid at ske en svækkelse af skovene i Central-europa og Nordamerika i områder, som man normalt ville opfatte som renluftområder uden påvirkning fra lokale kilder. Der vil altid kunne forekomme omfattende ska-

der på træbevoksninger som følge af frost, tørke, saltnedslag og angreb af svampe eller insekter. Men det var en udbredt opfattelse, at der her var tale om en ny type skader, der måtte tilskrives ændringer i miljøet over lange tidsrum.

Forskellige årsager

I Centraleuropa syntes hovedårsagen at være svovlforurening fra stationære anlæg, medens den i USA snarere var fotokemisk luftforurening fra trafik. Skovøkosystemer er imidlertid meget sammensatte, og der synes ingen steder at være tale om én klar årsag til de observerede svækkelser, men derimod om en samlet virkning af en række påvirkninger. Luftforurening kan gennem længere tid svække træerne og derved gøre dem mere følsomme over for kortvarige belastninger som fx tørke eller insektangreb.

Hertil kommer, at luftforurening kan påvirke træer både *direkte* gennem gasoptag og *indirekte* gennem påvirkning af jorden. For ozon er der dog kun tale om direkte gaseffekter. Dette komplicerede samspil, der også studeres i Danmark (figur 24) er søgt illustreret i figur 25.

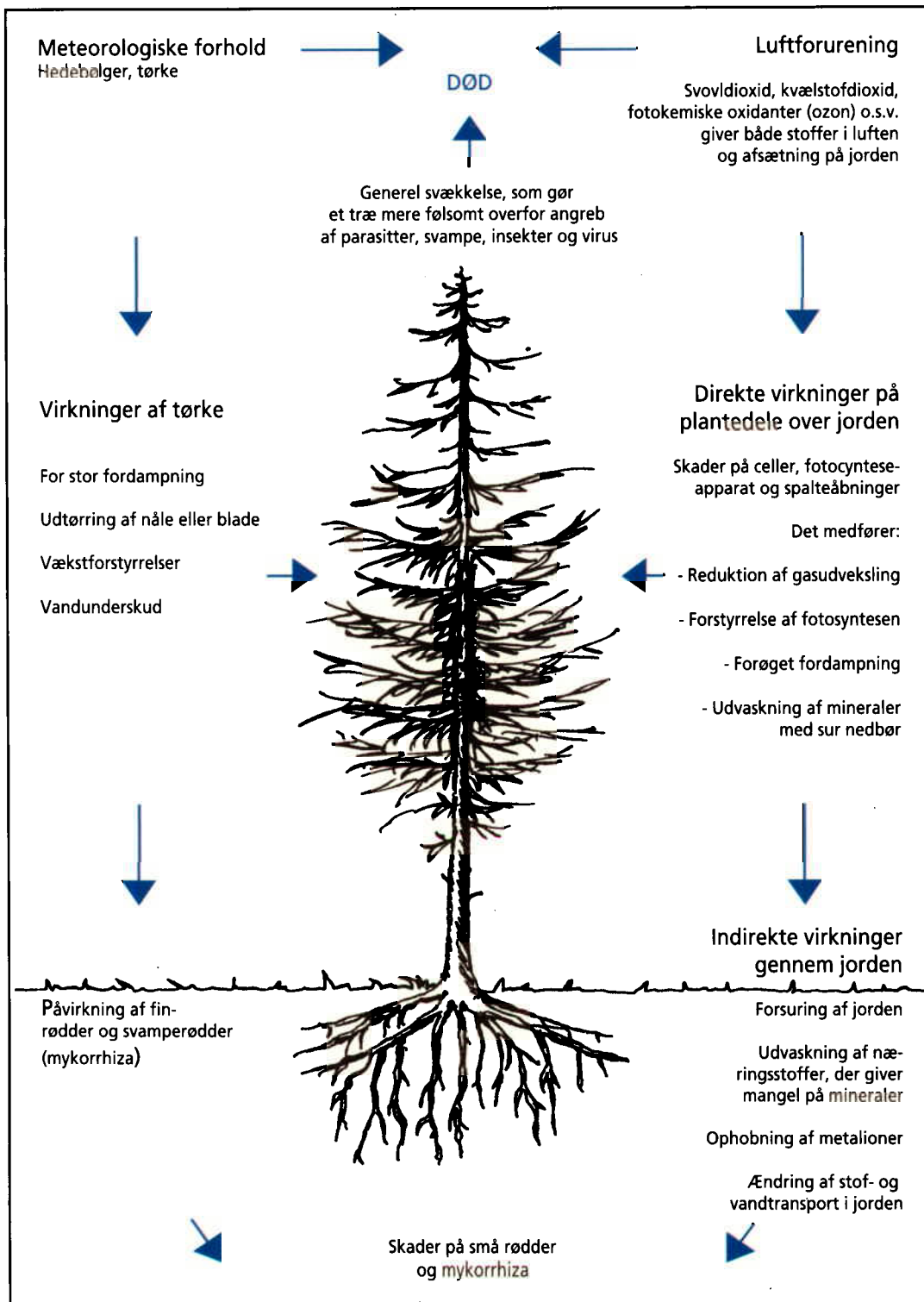
Kritisk belastning

Alligevel har man, baseret på forsøg, søgt at udskille effekten af ozon. Den kritiske belastning for skovtræer defineres her på samme måde som for afgrøder (side 31), men med andre parametre. Niveaue er stadig 40 ppb, men den relevante sæson er 6 måneder (april - september) og **hele døgnet** er kritisk. Ozonbelastning anses for skadelig for AOT(40) over 10.000 ppb.timer.

Figur 24

I et tværfagligt forskningsprojekt måles ozontilførslen til dansk skov. Billedet viser en 36 m. målemast i Ulborg skovdistrikt. Her undersøger Danmarks Miljøundersøgelser, Forskningscenter Risø, Københavns Universitet og Forskningscenteret for Skov og Landskab den samlede virkning af luftforurening.

(Foto Poul Hummelshøj)



Figur 25
Skematisk fremstilling af de faktorer, som formodes at spille en rolle ved den såkaldte "skovdød". Bemærk at ozon kun er én af mange belastninger. Hertil kommer, at træer, der ser ens ud (ligesom fx mennesker), kan have forskellige arvelige anlæg, som gør, at de har forskellig følsomhed over for belastninger. Derfor kan det være vanskeligt i naturen at påvise konkrete årsagsammenhænge.

Grænseværdier og varslinger

Administrativt og lovgivningsmæssigt forsøger man at begrænse luftforurening ved at opstille grænseværdier for såvel udslip (emission) som luftkoncentration (immission). For en sekundær luftforurening som ozon er dette ikke helt enkelt, fordi krav til luftkoncentrationen kun kan opfyldes ved, at man regulerer udslippet af primære forureninger.

Immissionsgrænseværdier

Grænseværdierne udtrykker de højeste forureningsniveauer, man mener at kunne acceptere, hvis naturen skal beskyttes, og alle mennesker - også særligt udsatte grupper - skal kunne færdes trygt i samfundet. Hvis der er mistanke om, eller blot tvivl om, skadelige effekter, anvendes forsigtighedsprincippet i form af sikkerhedsfaktorer.

En grænseværdi består ikke af et enkelt tal, men indeholder også regne- eller måleprocedurer. Fx kan det være angivet, at der er tale om en given fraktil af middelværdier over et givet tidsrum (side 9).

Flere typer af grænseværdier

Udformningen af grænseværdierne afhænger af de effekter, man vil beskytte imod. Akutte sundhedsvirkninger, typisk påvirkning af åndedrætsorganerne, kræver korttidsmiddelværdier, medens fx kræftfremkaldende effekter bedst beskrives med langtidsmiddelværdier. Det følger heraf, at der godt kan være flere grænseværdier for et enkelt stof. I nogle tilfælde synes der at være en tærskelværdi for virkninger; i så fald tager man - med en passende sikkerhedsmargen - udgangspunkt i den ved

fastsættelse af grænseværdier. Hvis der ikke er fundet nogen tærskelværdi, typisk for kræft, benyttes begrebet "livstidsrisiko"; det er den risiko, der er for udvikling af sygdommen ved konstant udsættelse for et givet forureningsniveau. Generelt antages en livstidsrisiko på 1:1.000.000 for tolerabel og en 10 gange mindre for acceptabel.

For skader på fx vegetation gør helt specielle forhold sig gældende, idet virkningerne også kan afhænge af årstiden og tiden på døgnet (side 30-33).

Grænseværdier for ozon

I 1992 blev der vedtaget et EU-direktiv om måling af ozon, og det blev implementeret i 1994. Direktivet giver tre grænseværdier:

- For døgn gennemsnit $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- For timemiddelværdier $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- For løbende 8-times middelværdier $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$

De to første grænseværdier tager sigte på at beskytte menneskeligt helbred og velvære, medens den sidste i højere grad skal sikre mod skader på vegetation.

Offentligheden skal informeres, hvis time-middelværdien overskrider $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og der skal alarmeres, hvis den kommer over $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Disse udmeldinger baseres på målinger fra alle DMU's målestationer, som indgår i det såkaldte "smogberedskab". I Danmark overskrides 8-timers middelværdien typisk omkring 10 gange om året, og så især i åbne områder. Information til offentligheden udsendes et par gange om året (side 26), og der har aldrig været alarm.

I Danmark er de mulige sundhedseffekter af ozon derfor næppe så meget knyttet til stoffet selv som til dets betydning for forureningen med kvælstofoxider. Ozon kan også være en indikator for andre fotokemiske luftforureninger.

WHO har vejledende grænseværdier for ozon, der ligger på linie med EUs (og dermed Danmarks); i Norge er de lidt strengere. Alle gældende grænseværdier ligger dog ret tæt på de niveauer, hvor man har set effekter, og en skærpelse har været diskuteret.

På den anden side må man erkende, at i Nordeuropa tjener grænseværdierne mest som informations- og varslingsgrænser, da man på kort sigt stort set er uden indflydelse på de faktiske niveauer.

Løbende information

Miljøkontrollen i København driver et informationssystem, hvor der to gange om

dagen udsendes oplysninger om luftforureningen i København. Meldingerne bringes i Københavns radio morgen og aften og kan høres dagen igennem på telefonsvareren. Udsagn som "lav", "middel", "lettere forhøjet" og "høj" svarer til niveauer, der alle ligger under vejledende grænseværdier, medens "meget høj" betyder, at der sker overskridelser.

Ved meldingen "meget høj" vil Miljøkontrollen udsende særlige advarsler og opfordre bilister til at lade bilen stå og i stedet benytte offentlige transportmidler. Der er imidlertid ikke som fx i Milano, mulighed for direkte at forbyde eller indskrænke bilkørsel. Risikoen for sådanne alvorlige ozonepisoder er dog forsvindende i Danmark. I øvrigt ville en reduktion i biltrafikken ikke reducere ozonniveauet - snarere tværtimod.

Miljøkontrollen har udgivet en pjece, der nærmere beskriver systemet.

Figur 26. Miljøkontrollens målestation på H.C. Andersens Boulevard i København. (Foto Miljøkontrollen)



Internationale konventioner

Geneve Konventionen

De Forenede Nationers økonomiske kommission for Europa (UN-ECE), der omfatter samtlige europæiske lande samt Canada og USA, har i mange år beskæftiget sig med begrænsning af luftforurening. I den forbindelse har ECE været et vigtigt forum for øst-vest drøftelser og målfastsættelser.

Det var derfor også i ECE regi at man i 1979 fik etableret og underskrevet den såkaldte Geneve Konvention om langtrækkende, grænseoverskridende luftforurening. Efter at det fornødne antal lande havde ratificeret konventionen, dvs. givet bindende tilsagn, trådte den i kraft i 1983.

Der er tale om en såkaldt rammekonvention, og der er i forbindelse med den forhandlet og vedtaget protokoller, der fastsætter mål for reduktion af udslip af henholdsvis svovldioxid, kvælstofoxider og flygtige organiske forbindelser. En nugældende og en kommende svovldioxid-protokol har således til formål at beskytte naturen mod forsurening.

Kvælstofforbindelser

Den første kvælstofdioxid-protokol, der tog sigte på forsurening, forpligter underskriverne til senest i 1994 at fastfryse de samlede udslip på 1987-niveauet. I en deklaration vedlagt protokollen går Danmark sammen med

11 andre lande imidlertid videre og forpligter sig til at reducere udslippet med 30% så snart som muligt og senest i 1998. Som basisår har Danmark valgt 1986.

Protokollen indeholder også forpligtelser om anvendelse af udslipnormer for nye stationære og mobile kilder, baseret på den bedste - økonomisk acceptable - teknologi. Desuden skal der indføres udslipsbegrænsning på bestående, store stationære anlæg. Endelig har de underskrivende lande forpligtet sig til at forhandle strengere forholdsregler, herunder en nedbringelse af den årlige emission efter princippet om kritiske belastninger.

Der er derfor indledt forhandlinger om en ny (kvælstof) protokol, som også vil omfatte ammoniak, og som også tager sigte på eutrofiering (overgødsning, der fører til iltsvind) og fotokemisk luftforurening.

Kulbrinter

Da kulbrinter sammen med kvælstofoxider danner ozon, er der udarbejdet en VOC (Volatile Organic Compounds)-protokol, der er underskrevet af næsten alle medlemslande. Den forpligtiger de underskrivende lande til at reducere udslippet af flygtige kulbrinter med 30% i forhold til 1985-niveauet inden 1999. VOC-protokollen er dog endnu ikke ratificeret af tilstrækkeligt mange lande til at kunne træde i kraft.

Danske handlingsplaner

Danmark og Brundtlandrapporten

I 1987 udgav *Brundtlandkommissionen* sin rapport "Vores fælles fremtid". Den erkender konflikten mellem på den ene side vækst i befolkningstal og materiel levestandard og på den anden side beskyttelsen af miljø og ressourcer, men ser dog vækst som en nødvendig forudsætning for kampen mod fattigdom og miljønedbrydning.

Den globale vækst skal imidlertid være "bæredygtig", og rapporten konkluderer, at de industrialiserede lande inden for de næste 40 år (dvs. inden omkring 2030) skal halvere energiforbruget per indbygger for at give plads for merforbrug i udviklingslandene. Som en direkte følge af Brundtlandrapporten blev der den 25 oktober 1988 fremsat forslag til folketingsbeslutning om en halvering af Danmarks energiforbrug.

Energihandlingsplanen

Resultatet blev i første omgang (1990) *Energiministeriets* handlingsplan for en bæredygtig udvikling "Energi 2000". Der angives her målsætninger, som fortrinsvis tager sigte på at beskytte mod forøget drivhuseffekt og de deraf følgende globale klimaændringer; men planen indeholder også en reduktion af det samlede udslip af kvælstofoxider på 50% i perioden 1988-2005.

Transporthandlingsplanen

"Energi 2000" behandlede ikke transportsektoren, som samme år fik sin egen handlingsplan (*Trafikministeriet* 1990). Af speciel interesse i forbindelse med fotokemisk luftforurening er målsætningen, at kvælstof-

oxid- og kulbrinteudslippet skal reduceres med mindst 40% i perioden 1988-2000, med mindst 60% inden år 2010, og reduceres yderligere frem til år 2030.

Opfølgningen

Efterhånden er det blevet klart, at de oprindelige målsætninger ikke kan opfyldes med de planlagte indgreb og foranstaltninger. *Energiministeriet* udgav derfor i 1993 en ny plan "Energi 2000 - opfølgningen". Igen var hovedsigtet en opbremsning af den forøgede drivhuseffekt, men de nødvendige energibesparelser vil også medføre en reduktion i udslippet af de stoffer, som bevirker dannelse af fotokemiske oxidanter.

Opløsningsmidler

Medens kvælstofoxider næsten udelukkende kommer fra energisektoren, er der et væsentligt bidrag af kulbrinter fra andre kilder (side 17). Den danske industri har netop i 1995 indgået en frivillig aftale med regeringen om at begrænse udslippene af opløsningsmidler. Man venter at det vil betyde en halvering af udslippene inden år 2000. Aftalen omfatter dog ikke metan og klorerede (klorholdige) opløsningsmidler; den dækker heller ikke udslip fra fx tankstationer, trafik og private husholdninger.

Konklusion

De danske handlingsplaner vil kunne opfylde de internationale forpligtigelser, men disse er, som vist side 40-41, ikke tilstrækkelige til at forhindre vegetationsskader af ozon.

De praktiske muligheder

Ét er en vedtagelse af at forurening skal begrænses, noget andet er de praktiske muligheder, man har, for at gøre det. Ozon og andre fotokemiske oxidanter kan kun bekæmpes gennem reduktioner i udslip af de primære luftforureninger, kvælstofoxider og kulbrinter. De har skadelige effekter i sig selv og søges derfor i forvejen begrænset.

Indgreb på langt og kort sigt

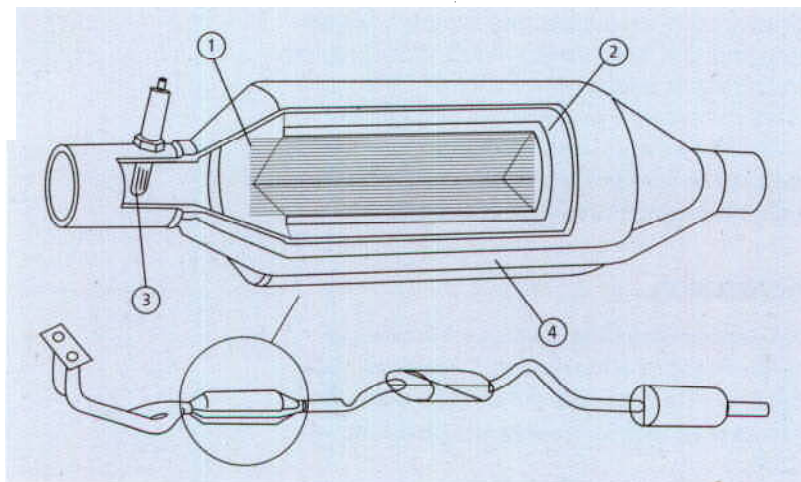
I Central- og Sydeuropa, hvor der kan være en dominerende lokal atmosfærisk produktion af ozon, vil man under fotokemiske smogepisoder kunne forbedre situationen ved at indskrænke aktiviteterne - specielt

biltrafikken. I Danmark derimod er situationen omvendt, specielt i byerne.

En kortvarig reduktion i forureningsudslippet fra danske biler vil tilsvarende forbedre den lokale luftkvalitet, men det vil ikke give mindre ozon - tværtimod. Fænomenet optræder hver weekend, hvor der generelt er mindre trafik og mere ozon i byerne (figur 19, side 26). I Danmark vil alarmprægede trafikrestriktioner derfor ikke kunne begrundes på basis af forhøjede ozonniveauer alene.

Derimod skal Danmark selvfølgelig deltage i den generelle, internationale udslipsreduktion. Den kan i princippet opnås med mange virkemidler:

Figur 27. Skitse af et biludstødningssystem med 3-vejskatalysator. 1: Katalysatorfyldning. 2: Isolering. 3: Lambdasonde. 4: Metalkappe. På selve katalysatorstoffet, der er en legering af ædelmetaller forbrændes kulilte og kulbrinter samtidigt med at kvælstofoxiderne reduceres til kvælstof. Det kræver et præcist forhold mellem luft og brændstof i motoren; det styres via en særlig detektor (lambdasonde) i udstødningssystemet.



Langsigtede aktivitetsbegrænsninger fx omlægninger i trafikken eller reduktion af boligstørrelsen.

Besparelser gennem udvikling af en mere effektiv teknologi, fx biler, der kan køre længere per liter benzin, eller huse, der er bedre isoleret og derfor kræver mindre opvarmning.

Anvendelse af renere teknologi, fx brug af vandbaserede opløsningsmidler.

Rensning for forbrændingsprodukter, det være sig i udstødningen fra biler eller i røggassen fra stationære forbrændingsanlæg.

Da fotokemisk luftforurening, set med danske øjne, er et storskalafænomen, er det i denne henseende uden større betydning, hvad det er for kilder, der gribes ind over for - og med hvilke midler. Det er den samlede udslipsreduktion, der er afgørende. Det skal dog bemærkes, at de forskellige

kulbrinter ikke er lige effektive i de fotoke-miske processer. Derfor giver fordelingen af udslip på forskellige sektorer (side 17) ikke et helt præcist billede af de respektive bi-drag til **dannelsen** af ozon og andre fotoke-miske oxidanter. Endelig er forskellige typer af indgreb ikke lige dyre, og nogle medfører begrænsning af udslippet af flere stoffer på en gang. I det følgende gennemgås kort de forskellige **kildetyper** med henvisning til tabel 1, side 17 og de teknologiske kapitler i *Fenger, Tjell 1994*.

Elproduktion

Kraftværkerne har stort set intet udslip af kulbrinter, men er ansvarlige for ca. en tredjedel af kvælstofoxiderne. I Danmark er de i alt væsentligt fyret med kul, der medfører et relativt stort udslip af kvælstofoxider - ca. halvanden gang så meget som olie og gas pr. produceret energimængde. Ændring i brændsel er derfor en mulighed. Men både A-kraft og vindkraft udsender kun indirekte primær luftforurening, fx via selve konstruktionen.

Ved forbedret fyringsteknik (bl.a. såkaldte lav-NO_x brændere) kan udslippet væsentligt reduceres. Man kan også **rense røggasen** for kvælstofoxider med forskellige kemiske metoder. På **Vendsysselværket** har man således siden 1991 anvendt en rensningsproces, der både fjerner kvælstofoxider og svovldioxid.

Rumopvarmning

En væsentlig del af Danmarks rumopvarmning sker med fjernvarme produceret på kombinerede kraftvarmeværker. Det giver både større samlet virkningsgrad og bedre muligheder for **røggasrensning**. Varme fra affaldsforbrænding anvendes ligeledes i vid udstrækning til rumopvarmning. Hertil kommer, at mindre, individuelle fyringsanlæg har et ikke forsvindende (i middel 5%) udslip af kulbrinter. Størst mulig anvendelse af fjernvarme vil derfor være en fordel.

Uanset hvordan energien og varmen produceres, vil en effektivisering og besparelse i forbrugsleddet selvfølgelig reducere forureningudslippene.

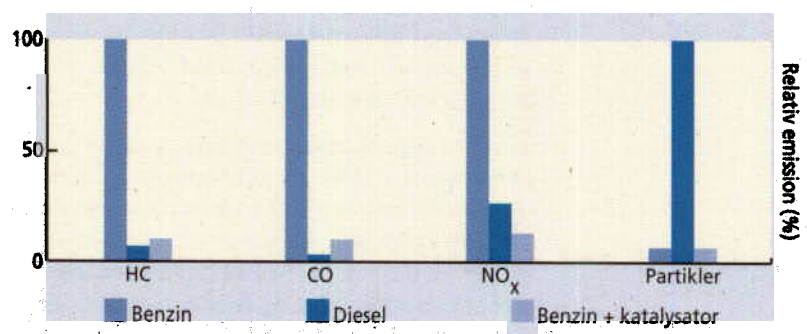
Industri

Industriens udslip af kulbrinter skyldes i det væsentlige anvendelsen af organiske opløsningsmidler, specielt til malinger og trykfarver. Det er ikke altid, at vandbase-rede overfladebehandlinger opfylder kvalitetskravene, men der er andre muligheder, fx brug af maling, der hærder i ultraviolet lys, eller påføres som pulver, der smelter sammen ved varmebehandling. Andre kilder er rensning og ekstraktion. Ofte vil ændringer i produktionsprocesserne, eventuelt med recirkulering af de kritiske stoffer i det lange løb være en økonomisk fordel.

Mobile kilder

Samlet er mobile kilder ansvarlige for omkring 60% af de danske udslip af både kvælstofoxider og kulbrinter - med dominerende bidrag fra vejtransport. Heldigvis er der - i særdeleshed for benzinbiler - tekniske muligheder for at reducere udslippene. Mest anvendt er tre-vejs katalysatoren (figur 27), der på en gang kan fjerne kulbrinter, kulilte og kvælstofoxider (figur 28).

Figur 28. Sammenligning mellem forureningsudslip fra benzinbiler, dieslbiler og benzinbiler med 3-vejskatalysator. Man ser at katalysatoren fjerner næsten 90% af forureningen fra benzinbiler, men at dieslbiler i flere henseender alligevel er renere. Til gengæld udsender dieslbiler flere partikler.



Hvilken virkning vil de planlagte *udslipsreduktioner* nu kunne få på de europæiske og de danske *ozonniveauer*? Det kan studeres ved hjælp af modelberegninger, baseret på en række fremtidsscenarier, hvor man forudsætter forskellige mønstre for forureningsudslip.

Sådanne beregninger er af mange grunde usikre, og bedre bliver det ikke, når man vil bestemme koncentrationsændringer. Det viser sig da også, at der er afvigelser mellem forskellige beregningsmetoder og aktuelle målinger. Modeller er dog gode til at vise tendenser og mønstre.

På side 15 blev det vist, at en isoleret dansk emissionbegrænsning stort set ville være virkningsløs og i Danmark endda kunne give lidt *mere* ozon. Reduceres derimod forureningsudslippene i *hele* Europa, bliver billedet et andet. Dette er ikke overraskende, da der er tale om et storskala-fænomen. Resultaterne kan opstilles på mange måder alt efter hvad det er, man vil vise.

Et regneeksempel

Figur 29 viser et eksempel på beregninger af ændringer i den kritiske belastning for afgrøder, som den er beskrevet side 31. Mønsteret kan variere fra år til år på grund af varierende meteorologiske forhold, men de generelle tendenser er ens.

Først er vist en basisberegning baseret på udslippene i 1989, og det fremgår, at den kritiske belastning må være blevet overskredet i stort set hele Europa - i de værste tilfælde med over 700%. Kun i den nordlige del af Skandinavien og Rusland synes der ikke at have været problemer.

NO_x eller VOC ?

Det næste billede viser, at en 30% reduktion i udslippet af kvælstofoxider alene giver en generel reduktion i overskridelserne af den kritiske ozonbelastning og også i Danmark. Der er dog områder i Central- og Vesteuropa, hvor der sker en vækst. Det hænger sammen med, at der er tale om en række vekselvirkende reaktioner, hvor kvælstofoxider indgår på forskellig vis (side 12-13).

Generelt synes en tilsvarende reduktion af udslippet af kulbrinter at være mere effektiv end reduktionen af kvælstofoxider. Det gælder dog ikke i Sydeuropa, men man skal her tage i betragtning, at der dér er naturlige udslip, som kan være lige så store som de menneskeskabte. Derfor vil en 30% reduktion af de menneskeskabte kulbrinter i Sydeuropa måske reelt kun svare til en 15% reduktion i det totale udslip.

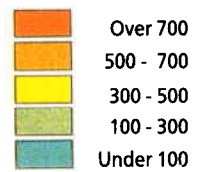
Hvor meget skal der til?

Størst effekt i de fleste områder opnår man dog ved samtidig reduktion af de to udslip. Alligevel vil de beregnede belastninger i Central- og Sydeuropa stadig være flere gange over det kritiske niveau.

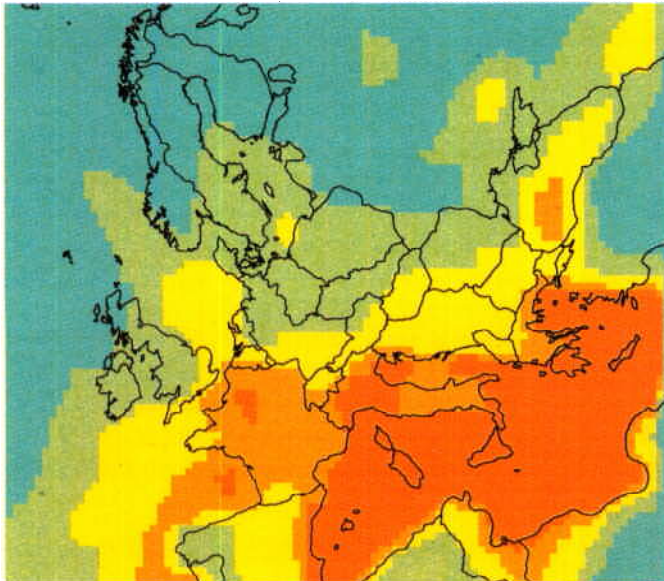
Med andre ord, de internationale aftaler, som blev beskrevet på side 36, vil ikke fuldstændigt beskytte vegetationen mod skader. Andre beregninger viser, at selv med udslipsreduktioner på 95% af den menneskeskabte forurening vil der være områder i Europa, hvor den kritiske belastning overskrides. I praksis kan man altså ikke helt undgå skader; det bliver derfor en politisk/økonomisk afvejning, der skal afgøre på hvilket niveau, man vil lægge sig.

Figur 29. Modelberegninger af den kritiske belastning af afgrøder i Europa som følge af ozonforurening. Landkortene viser belastningen i % i forhold til det kritiske niveau, som det blev defineret på side 31 (efter Zlatev, Fenger, Mortensen 1995).

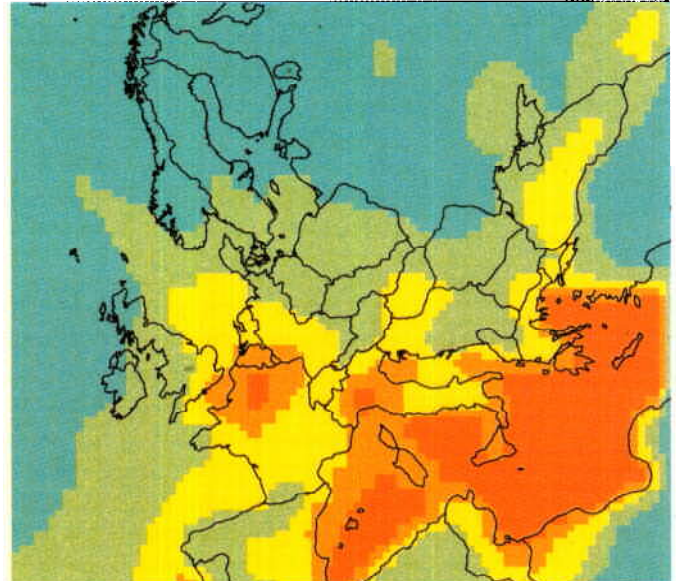
Beregningerne er foretaget for fire forskellige scenarier, og det er antaget, at de meteorologiske forhold var som i 1989.



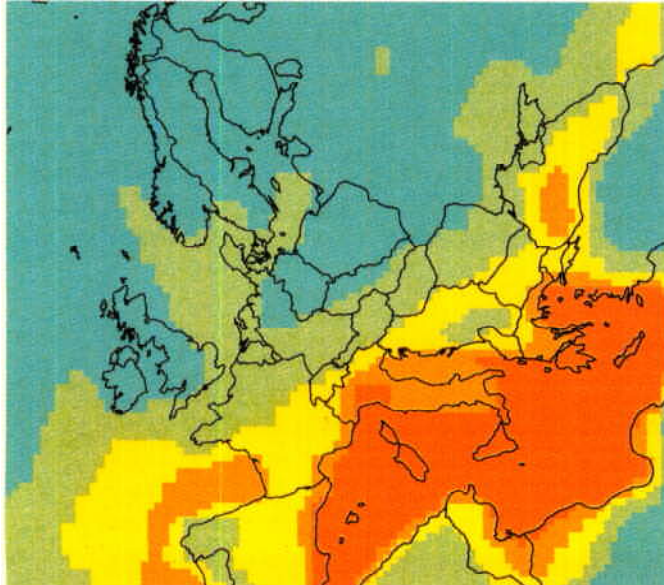
Alle europæiske emissioner, 1989



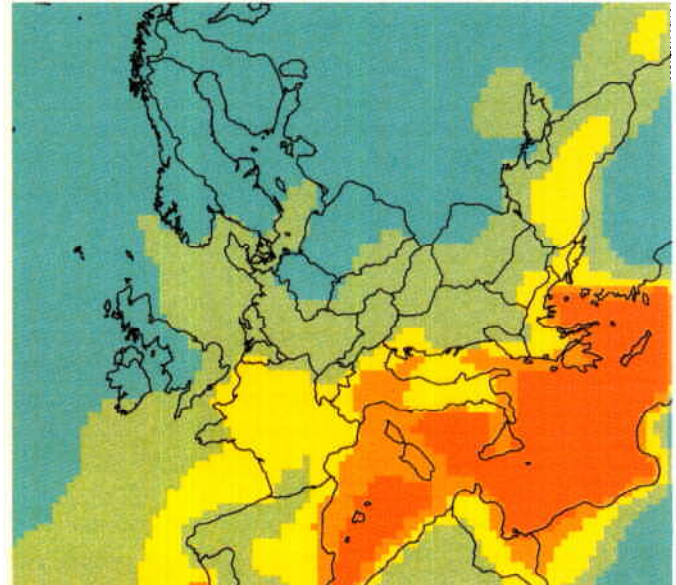
Alle antropogene NO_x-emissioner, reduceret med 30%



Alle antropogene NMVOC-emissioner, reduceret med 30 %



Både NO_x- og NMVOC-emissioner, reduceret med 30 %



Sammenfatning

Ozon - ven eller fjende?

I atmosfæren spiller ozon to helt forskellige roller. I stratosfæren beskytter "ozonlaget" jorden mod for meget UV-stråling. Men i troposfæren har fotokemisk luftforurening - eller "ozonforurening" efter hovedkomponenten - udviklet sig til et væsentligt miljøproblem.

Troposfærisk ozon er en sekundær forurening som, sammen med andre fotokemiske oxidanter, dannes i en kompliceret række af reaktioner mellem kvælstofoxider og kulbrinter under indflydelse af sollys. Både primære og sekundære forureninger kan transporteres over lange afstande, og fotokemiske episoder kan udstrække sig over store dele af Europa. Derfor er der ingen simple sammenhænge mellem lokale forureningudslip og forureningsniveauer.

Udslip af primær forurening

De europæiske udslip af kvælstofoxider og kulbrinter er steget i takt med den generelle vækst i menneskelige aktiviteter siden forrige århundrede. Dog synes i hvert fald stigningen i kvælstofoxider at være fladet ud i de senere år.

Danske udslip af kvælstofoxider fra energisektoren er steget omkring 20% i løbet af de sidste tyve år, i høj grad på grund af øget aktivitet i trafiksektoren. Udslippene af kulbrinter er ligeledes steget, men her er der dog et væsentligt bidrag fra rumopvarmning. Udviklingen forventes at vende med indførelsen af katalysatorer på benzinbiler indregistreret efter 1. januar 1993.

Ozonniveauer

I Europa er ozonniveauerne i landlige områder fordoblet i de sidste hundrede år, men synes nu at flade ud.

I Danmark måles ozon rutinemæssigt i tre byer og på fire landstationer. Der foreligger dog ikke længere tidsserier, som kan vise en udvikling i niveauer. Typiske niveauer i landlige områder er 50-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årlig middelværdi; 98-percentiler af time-middelværdier ligger på omkring det dobbelte. Tilsvarende værdier måles over hus-tage i byområder, men i gadeniveau er de meget lavere. I lukkede gaderum med meget trafik ligger niveauet omkring 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Oprindelsen af ozon i Danmark

Troposfærisk ozon i Danmark skyldes hovedsagelig langtransport undertiden med episoder, der har oprindelse i Centraleuropa.

I byområder er den dominerende reaktion en oxidation med ozon af NO fra biludstødning til NO_2 ; derfor varierer niveauerne af ozon og kvælstofdioxid modsat. Yderligere vil en reduktion af udslippet af NO umiddelbart føre til en stigning i ozon niveauet; dette ses allerede nu i weekenden, hvor der er mindre trafik.

Skadelige effekter

Ozon reagerer med overfladerne i åndedrætssystemet; symptomerne er hoste, tørhed i svælg og en generel reduktion af ydeevne og velbefindende. I følge WHO kan der ikke påvises sundhedsmæssige

virksomheder af ozon ved timemiddelværdier under $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De mulige sundhedsmæssige virkninger af ozon i Danmark skyldes derfor muligvis ikke så meget stoffet selv som dets betydning for niveauet af kvælstofdioxid.

Planter er mest følsomme over for ozon i vækstsæsonen og om dagen. Ozon optages i bladene gennem spalteåbningerne og angriber cellemembranerne. Resultatet er bl.a. nedsat fotosyntese; for Danmark kan det i dag medføre en 10% reduktion i udbyttet af flere nytteplanter.

Grænseværdier

I 1994 blev der i Danmark indført et sæt af grænseværdier for ozon. De er baseret på et EU-direktiv som tager sigte på at beskytte både menneskeligt helbred og vegetation. De helbredsrelaterede grænseværdier overskrides kun få gange om året, medens grænseværdien for vegetation overskrides jævnligt.

Internationale og nationale planer

De Forenede Nationers Økonomiske Kommission for Europa (UN-ECE) etablerede omkring 1980 den såkaldte Geneve Konvention om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening. Konventionen omfatter en række protokoller om enkelte forureninger. Den nuværende kvælstofilterprotokol forpligter de underskrivende lande til at stabilisere udslippene på 1987-niveauet.

Imidlertid har Danmark og 11 andre lande i en deklaration forpligtet sig til foretage en reduktion på 30% (for Danmark i forhold til 1986) før 1998. En protokol om flygtige kulbrinter opererer med en 30% reduktion i

perioden 1985-1999, men den er endnu ikke ratificeret af tilstrækkelig mange lande til at kunne træde i kraft. Danske handlingsplaner omfatter mere langsigtede reduktioner; således har "Transporthandlingsplanen" som mål en 40% reduktion i de nationale udslip af kvælstofoxider og kulbrinter i perioden 1988-2000 og en 60% reduktion før år 2010.

Reduktionsscenarier

Langtransportmodeller af fotokemisk luftforurening kan demonstrere virkningen af forskellige emissionsændringer på ozon-niveauerne. Generelt er reduktioner i emissionen af kulbrinter mere effektive end reduktioner i emissionen af kvælstofoxider. Selv med samtidige reduktioner på 95% for begge primære forureninger kan ozonforureningen i nogle områder i Europa nå niveauer, som er skadelige for plantevækst. Isolerede danske emissionsbegrænsninger for kvælstofoxider og kulbrinter kan være nyttige i sig selv, men vil have en forsvindende effekt for Europa som sådan og kan endda føre til en lille vækst i de danske niveauer.

Konklusion

For Danmark er fotokemisk luftforurening et storskalafænomen, som kun kan påvirkes marginalt ved isolerede nationale indgreb. I sammenligning med Central- og Sydeuropa er ozonniveauerne beskedne, og der er kun ringe direkte påvirkning af menneskeligt helbred og velvære. Indirekte har ozon imidlertid en effekt ved dannelsen af kvælstofdioxid. De observerede ozonniveauer er skadelige for planter, og de planlagte reduktioner i emissioner vil ikke fuldstændigt forhindre disse skader.

Listen indeholder både litteratur, som der er refereret til i rapporten og litteratur, som er egnet til uddybende læsning.

Populære fremstillinger er mærket med en blå bjælke.

Barrett, K. et al. 1995. European Transboundary Acidifying Air Pollution. Ten years calculated fields and budgets to the end of the first Sulphur Protocol. EMEP/MSC-W Report 1/95. MSC-W, Oslo. Var pag.

Beck, J.P., Greenfelt, P. 1994. Estimate of ozone production and destruction over Northwestern Europe. Atmospheric Environment 28, 129-140.

Brundtland Kommissionen 1987. Vores fælles fremtid: Brundtland Kommissionens rapport om miljø og udvikling. FN-forbundet og Mellemfolkeligt Samvirke, København. 360 s.

Christensen, N., Paaby, H., Holten-Andersen, J. (redaktører) 1993. Miljø og samfund - en status over udviklingen i miljøtilstanden i Danmark. Faglig rapport fra DMU nr. 93. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. 160 s.

Energiministeriet 1990. Energi 2000: Handlingsplan for en bæredygtig udvikling. Energiministeriet, København. 115+68 s.

Energiministeriet 1993. Energi 2000 - opfølgningen. En ansvarlig og fremsynet energipolitik. Energiministeriet, København. 41 s.

EØF 1985. Rådets direktiv 85/203/EØF af 7. marts 1985 om luftkvalitetsnormer for så vidt angår nitrogenoxid. De Europæiske Fællesskabers Tidende Nr. L 87/1. 27.3.85.

EØF 1992. Rådets direktiv 92/72/EØF af 21. september 1992 om luftforurening med ozon. De Europæiske Fællesskabers Tidende. Nr.L 297/1. 13.10.92.

Fenger, J., Johnsen, I., Mortensen, L., Ro-Poulsen, H. 1983. Fotokemisk Luftforurening. Miljøprojekter 45. Miljøstyrelsen, København. 152 s.

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

Fenger, J., Torp, U. (redaktører) 1992. Drivhuseffekt og klimaændringer - hvad kan det betyde for Danmark. Miljøministeriet, København. 288 s.

Fenger, J. (redaktør) 1996. Photochemical Air Pollution, Danish Aspects. Faglig rapport fra DMU, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Rapporten udkommer i foråret 1996. Bidragyderne er angivet i forordet.

Fenhann, J., Kilde, N.A. 1994. Inventory of Emissions to the Air from Danish Sources 1972-1992. Forskningscenter Risø, Roskilde. 111 s.

Fuhrer, J., Achermann, B. (redaktører) 1994. Critical Levels for Ozone, a UN-ECE Workshop Report. Schriftenreihe der FAC Nu.16, Liebefeld-Bern. 328 s.

- Grnedel, T.E., Crutzen, P.J.* 1993. Atmospheric Change. An Earth System Perspective. W.H. Freeman and Company, New York. 446 s.
- Hjellbrekke, A. G.* 1995. Ozone Measurements 1990-1992. EMEP/CCC-report 4/95. Norsk institutt for luftforskning, Kjeller. 90 s.
- HLU* 1994. Luftkvalitet i Hovedstadsregionen 1992-93. Miljøkontrollen, København. 47 s.
(Samt tilsvarende udgivelser fra andre år).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change)* 1994. Climate Change 1994. Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios. University Press, Cambridge. 339 s.
- Kemp, K., Palmgren, F.* 1994. Luftforurening i danske byer. Tema-rapport fra DMU 1994/2. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde. 40 s.
(Desuden udgives årlige rapporter).
- Larsen, P.B., Fenger, J., Jensen, S.S.* 1996. Sundhedsmæssig vurdering af luftforurening fra vejtrafik. Miljøstyrelsen, København. Udkommer i foråret 1996.
- Lefohn, A.S. (redaktør)* 1992. Surface Level Ozone Exposures and their Effects on Vegetation. Lewis Publishers, Chelsea. 366 s.
- Möller, L. (redaktør)* 1990. Stadsluften. En bok om luften i våre tätorter. Naturvårdsverket, Stockholm. 150 s.
- OECD* 1993. OECD Environmental Data. Compendium 1993. OECD, Paris. 324 s.
- Ro-Poulsen, H., Andersen, B., Mortensen, L., Moseholm, L.* 1981. Elevated ozone levels in ambient air in and around Copenhagen. OIKOS 36. 171-176.
- Seinfeld, J.H.* 1986. Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. John Wiley & Sons, New York. 738 s.
- Sladkovic, R., Scheel, H.E., Seiler, W.* 1994. Ozone Climatology at the Mountain Sites, Wank and Zugspitze. Proceedings of Eurotrac Symposium '94. SPD Academic Publishing bv. Haag s. 253-258.
- Trafikministeriet* 1990. Regeringens Transporthandlingsplan for Miljø og Udvikling. Trafikministeriet, København. 198 s.
- Trafikministeriet* 1994. Transportsektorens miljøbelastning, Trafikministeriet, København. 86 s.
- UNEP, WHO* 1992. Urban Air Pollution in Megacities of the World. Blackwell, Oxford. 230 s.
- Vilborg, I. (projektleder)* 1992. Marknära ozon och andra oxidanter i miljön. Rapport 4133, Naturvårdsverket, Stockholm. 67 s.
- Volz, A., Kley, D.* 1988. Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. Nature, 332. 240-242.
- Zlatev, Z., Fenger, J., Mortensen, L.* 1995. Relationships between emission sources and excess ozone concentrations. Indsendt til Mathematical and Computer Modelling.
- WHO* 1987. Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No.23. World Health Organization, København. 426 s.
- Forhandlinger om internationale konventioner beskrives normalt ikke i den åbne litteratur. Gode oversigtsartikler kan dog findes i ENVIRO, et tidsskrift som udgives af Naturvårdsverket (den svenske miljøstyrelse).

Ozone - friend or foe?

In the atmosphere ozone plays two quite different roles. In the stratosphere the "ozone layer" protects the life on earth from too much UV-radiation. In the troposphere, on the other hand, photochemical air pollution - or ozone pollution after its main component - has become a major environmental problem.

Tropospheric ozone is a secondary pollutant, which - together with other photochemical oxidants - is formed in a complex set of reactions between nitrogen oxides and volatile hydrocarbons under the influence of sunlight. Both primary and secondary pollutants can be transported over long distances, and photochemical episodes can be of European scale. Consequently there are no simple relations between local emissions and pollution levels.

Emissions of primary pollutants

European emissions of nitrogen oxides and hydrocarbons have increased with the general increase in human activities since the industrialization in the last century. However, at least the emission of nitrogen oxides now appears to have levelled off.

Danish emissions of nitrogen oxides from the energy sector have increased about 20% in the last two decades, mainly because of increased activity in the transport sector. Emissions of VOCs have likewise increased, but with a comparatively large contribution from domestic heating. The introduction of catalytic converters on petrol cars registered after 1. January 1993 will presumably reverse the trend.

Ozone levels

In Europe the rural levels of tropospheric ozone have roughly doubled in the last hundred years, but now appear to level off.

In Denmark the ozone concentrations are measured routinely in three cities and at four rural locations. So far however, the time series have not been sufficiently long to demonstrate significant trends. Typical levels at rural sites are 50-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ as annual mean values and with 98-percentiles of 1 h. measurements of about the double. Similar levels are measured at roof tops in cities. At ground level in cities - and especially in street canyons - the levels are much lower, typically about 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in streets with heavy traffic.

The origin of ozone in Denmark

Tropospheric ozone in Denmark is mainly due to long range transport, sometimes with episodes originating in Central Europe.

In cities the dominant reaction is an oxidation of NO from car exhaust to NO_2 by O_3 . Therefore the levels of ozone and nitrogen dioxide vary oppositely. Further, a reduction of urban emissions of nitrogen monoxide may lead to increased levels of ozone, as it is generally seen during weekends with less traffic.

Impacts

Ozone reacts with the surface in the respiratory system; the symptoms are coughing, dryness of the throat, and a general reduction in performance and wellbeing. According to WHO no health effects can be attrib-

uted to ozone at 1 h. average levels below $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The possible health effects of ozone in Denmark may thus not so much be related to the compound itself as to its influence on the levels of nitrogen dioxide.

Vegetation is most sensitive to ozone during the growing season and in the daytime. Ozone enters the leaves through the stomata and attacks the cell membranes. The result is i.a. a reduced photosynthesis. For some Danish crops it may correspond to a 10% reduction in yield.

Threshold values

A set of threshold values for ozone was implemented in Denmark in 1994. They are based on the directive 92/72/EEC, which aims at protecting both human health and vegetation. At present the thresholds for human health are only exceeded a few times per year, whereas the threshold for vegetation is frequently exceeded.

International and national reduction plans

The United Nations Economic Commission for Europe (UN-ECE) established around 1980 the so-called Geneva Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. It comprises a series of protocols concerning the reductions of specific pollutants. The present nitrogen oxide protocol commits the undersigning countries to stabilize the emissions at the 1987-level. However, in a declaration Denmark and 11 other countries have undertaken a reduction of 30% (for Denmark compared with 1986) before 1998. A protocol on volatile organic compounds operates with a 30% reduction of emissions in the period 1985-1999, but it has not yet

been ratified by a sufficient number of countries to be in force.

Danish action plans comprise other more longterm reductions. Thus "The Transport Action Plan" has as a goal 40% reductions in national emissions of nitrogen oxides and hydrocarbons in the period 1988-2000 and 60% reductions before year 2010.

Reduction scenarios

Longrange transport models of photochemical air pollution can be used to demonstrate the effects on ozone levels of changes in emissions. Generally reductions in emissions of hydrocarbons are more effective than reductions in emissions of nitrogen oxides. However, even with simultaneous 95% reductions of both primary pollutants the ozone pollution may in some parts of Europe reach levels which are harmful to vegetation.

Isolated Danish emission reductions will have a negligible effect in Europe as such and may even lead to a small increase in Danish ozone levels.

Conclusion

For Denmark photochemical air pollution is a large scale phenomenon, which can only be marginally influenced by isolated national measures. Compared to Central- and Southern Europe the levels are modest, and there are only little direct impact on human health and wellbeing. Indirectly however, ozone has an effect as a determining factor in the formation of nitrogen dioxide. The observed ozone levels are harmful to vegetation, and the planned reductions in emissions will not completely prevent damage.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Direktion og Sekretariat</i>
Postboks 358	<i>Forsknings- og Udviklingssektion</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Afdeling for Atmosfærisk Miljø</i>
DK-4000 Roskilde	<i>Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi</i>
Tlf. 46 30 12 00	<i>Afdeling for Miljøkemi</i>
Fax 46 30 11 14	<i>Afdeling for Systemanalyse</i>
	<i>Afdeling for Arktisk Miljø*</i>
	<i>*Indtil der er etableret faciliteter i Roskilde: Tagensvej 135, 4. sal, DK-2200 København N, Tlf. 35 82 14 15, Fax 35 82 14 20</i>

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afdeling for Ferskvandsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afdeling for Terrestrisk Økologi</i>
Vejlsøvej 25	
DK-8600 Silkeborg	
Tlf. 89 20 14 00	
Fax 89 20 14 14	

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afdeling for Flora- og Faunaøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	
DK-8410 Rønde	
Tlf. 89 20 14 00	
Fax 89 20 15 14	

DMU udgiver:

Faglige rapporter
Tekniske anvisninger
TEMA-rapporter
R&D Projects
Årsberetninger.

I årsberetningerne findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse på telefon: 46 30 12 00