

Danmarks Miljøundersøgelser  
December 2006  
- 2. reviderede udgave



## Undersøgelser af lugt fra flytrafik i Københavns Lufthavn

Udarbejdet af  
**Danmarks Miljøundersøgelser**  
(Jes Fenger, Niels Henrik Bastholm, Rossana Bossi,  
Uffe Kousgaard, Per Løfstrøm, Morten Winther)

med bistand fra  
**dk-TEKNIK, Energi og miljø**  
(Arne Oxbøl)

for **Københavns Lufthavne A/S**

## Indhold

Forord.....	2
1. Indledning.....	2
2. Problemstilling.....	4
3. Udenlandske undersøgelser af lugtgener i lufthavne.....	8
4. Danske undersøgelser af luftforurening i lufthavne.....	9
5. Forsøgsprogrammet.....	11
6. Prøvetagning.....	15
7. Løbende analyser.....	18
8. Bestemmelse af lugt.....	20
9. Emissionsopgørelser.....	27
10. Kemiske analyser af prøver.....	40
11. Spredningsberegninger.....	42
12. Konklusion.....	64
13. Litteratur.....	65
Dansk resumé.....	68
English summary.....	71

## **Forord til 2. reviderede udgave af rapporten.**

I forbindelse med udarbejdelse af to videnskabelige artikler baseret på resultaterne fra undersøgelsen af lugtgener fra Kastrup Lufthavn er DMU blevet opmærksom på, at der har været fejl i nogle af de lugtanalyser, der er udført på flymotorer og APU'er. Vi har konstateret, at for prøverne ved høj motorbelastning er der sket en omdannelse i prøveposerne af NO til NO<sub>2</sub> i tiden mellem opsamlingsstidspunktet og lugtanalysen. NO<sub>2</sub> har betydeligt lavere lugttærskel (målt i g/m<sup>3</sup>) i forhold til NO. Det er derfor besluttet ikke at anvende disse måleresultater for maksimum motorbelastning samt for APU motoren som input til de senere lugtberegninger. Alle resultater og kurver i rapporten er derfor genberegnet. DMU har derfor fundet, at det var nødvendigt at revidere rapporten.

Det nye beregningsgrundlag for lugtbelastningen betyder, at de beregnede lugtbelastninger vest for lufthavnen er reduceret; i stedet er lugtbelastningen øget ved Store Magleby, som nu er det mest belastede område.

## **1. Indledning**

I Miljøstyrelsens ”Rammegodkendelse af støj og luftforurening fra afvikling af flytrafik i Københavns Lufthavn, Kastrup, 30. april 1997” hedder det:

*”Lufthavnsselskabet skal senest den 31. december 2003 have gennemført en undersøgelse af omfanget af lugtgener fra uforbrændt brændstof i lufthavnens omgivelser. Undersøgelsen kan med Miljøstyrelsens godkendelse baseres på resultaterne fra anlægget til overvågning af luftkvaliteten”.*

Som det fremgår af det efterfølgende, er en sådan undersøgelse ikke nogen simpel sag. En del af lugten skyldes andet end uforbrændt brændstof - fortrinsvis kvælstofoxyder. Og lugtopplevelsen er vidt forskellig alt efter hvilke stoffer, der er tale om. En kraftig lugt kan være ganske behagelig og en svag lugt meget ubehagelig. Hertil kommer, at det ikke umiddelbart er muligt at vurdere lugt på grundlag af undersøgelser af almindelig luftforurening.

I brev af 16. januar 2002 (J.nr.: 8460-6) anmodede Københavns Lufthavne A/S Danmarks Miljøundersøgelser om at udarbejde et program for en undersøgelse af lugt fra uforbrændt brændstof. DMU anbefalede at gennemføre undersøgelsen på basis af bestemmelse af lugtemissioner fra karakteristiske flymotorer efterfulgt af emissionsopgørelser og spredningsberegninger. Lugtemissionerne skulle bestemmes af et lugtpanel, der blev udsat for luftprøver taget i udstødningen fra en eller flere flymotorer under forskellige driftsforhold. En aftale om gennemførelse af det foreslåede projekt blev truffet i kontrakt af 22. april 2002. Det blev endvidere aftalt, at prøvetagningen og lugtanalyserne skulle gennemføres af dk-TEKNIK (i dag Force Technology).

Det skal imidlertid pointeres, at det fra begyndelsen blev anset for umuligt fuldt ud at leve op til rammegodkendelsens krav. Dels på grund af lugtens sammensatte karakter, dels fordi Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi, som undersøgelsens resultater skulle holdes op imod, ikke omfatter lugtens karakter, og at denne i øvrigt ikke kunne vurderes objektivt.

Den foreliggende rapport beskriver den faglige baggrund, gennemførelsen af projektet samt konklusionerne. Generelt konkluderes det, at der sker overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi udenfor lufthavnsområdet. Det skal dog bemærkes, at der er usikkerhed i beregningen af de kortvarige belastninger, som er karakteristisk for lugt, på basis af de umiddelbart be-

regnede timemiddelværdier. Endvidere bestemmer lugtmålinger kun om lugt kan detekteres - ikke hvilken karakter og dermed hvilke genevirkninger lugten har. Det har således, som forventet, ikke været muligt endegyldigt at opfylde kravet fra Miljøstyrelsen i ovennævnte rammegodkendelse.

Groft taget overskrides en lugttærskel på 10 lugtenheder per  $m^3$  i en afstand af 3 km fra lufthavnen højest med en 1-minuts middelværdi i 7 enkelttimer per måned (1% af månedens 720 timer). Det skal understreges, at dette ikke er nogen sundhedsmæssig vurdering. Et stof kan sagtens optræde i koncentration med detekterbar lugt uden at være sundhedsfarlig.

Der er tale om en - i det væsentlige beregningsmæssig - undersøgelse af lugt fra flytrafikken. Bidrag fra køretøjer, varmecentraler, kantiner mv. er således ikke medtaget. Heller ikke lugt fra trafik eller andet udenfor lufthavnens afgrænsning er medtaget. Den samlede faktiske lugt i og omkring lufthavnen kan derfor godt være kraftigere end her angivet.

En række carbonyl-beslægtede forbindelser blev identificeret i udstødningen fra en af de undersøgte flymotorer, men i så lave koncentrationer, at de ikke kan bruges som lugt-indikatorer.

Den foreliggende rapport er en redegørelse for det konkrete projekt, i hvilket der naturligt blev foretaget forskellige opgørelser og beregninger, som ikke alle blev ført fuldstændigt igennem og anvendt i den endelige konklusion. Det gælder fx emissionsmålinger i Roskilde og emissionsberegninger for egentlig flyvning. Endvidere er der udført emissionsberegninger for 7 dage, men i forbindelse med spredningsberegningerne for et helt år er der kun anvendt de 4 af dagene til at beskrive flyaktiviteten under de 4 typiske start- og landingsretninger som forekommer.

## 2. Problemstilling

### Københavns Lufthavn i Kastrup

Københavns Lufthavn (figur 1) er placeret på Amager nær Kastrup ca. 10 km sydøst for Københavns centrum. Mod nordvest, nordøst og nord ligger store boligområder i Tårnby kommune. Mod syd ligger Dragørs gamle bydel omkranset af parcelhusområder. Vejtrafik til og fra lufthavnen sker altovervejende via et motorvejssystem koblet til den faste forbindelse til Sverige (figur 1).

Denne beliggenhed betyder på den ene side, at lufthavnen er en mulig kilde til miljøbelastning af væsentlige boligområder, og på den anden side, at den luftforurening, man konstaterer i og omkring lufthavnen, delvis kan have oprindelse i omgivende aktiviteter og eventuelt stamme fra København.

Det årlige antal flyoperationer var ved en luftforureningsundersøgelse i 1988-89 (Fenger et al. 1990) godt 200.000. Det er nu steget til omkring 290.000. Trafikken topper på hverdage omkring kl. 10 med typisk 75 operationer i timen. Desuden er der to lidt mindre toppe omkring kl. 16 og 20. Dette trafikmønster adskiller sig fra mønsteret i intensiteten af vejtrafik, der på hverdage har to myldretider henholdsvis omkring kl. 8 og 16.

### Luftforurening og lugt

Der er overalt i verden foretaget undersøgelser af almindelig luftforurening (svovldioxid, kvælstofoxider, kulilte, udvalgte organiske forbindelser og partikler) i og omkring lufthavne. Selvom der konstateres niveauer over baggrunden, er den generelle konklusion, at forureningen sjældent overstiger det niveau, man finder i forstadsområder med en blanding af boliger og let industri - det der i mange tilfælde ville have været, hvis der ikke netop var anlagt en lufthavn. Ofte kommer de største bidrag ikke fra flytrafikken i sig selv, men fra den vejtrafik, som lufthavnen genererer (fx Fenger et al., 1990). Væsentlige overskridelser af gældende grænseværdier ses dog sjældent.

Det er imidlertid almindeligt kendt, at der lugter af bl.a. uforbrændt brændstof i og omkring lufthavne, og problemet er da også blevet undersøgt nærmere i nogle få udredningsprojekter (ArguMet 2004, Bahmann et al, 1994 og Hüttig et al. 1996). I udlandet har der ofte været formelle klager over lugt fra lufthavne, men det sker efter det oplyste sjældent i Københavns Lufthavn, og i givet fald normalt i forbindelse med klager over støj. Det er dog på den anden side oplyst, at såvel passagerer og lufthavns personale som omkringboende hyppigt mærker ubehagelig lugt.

Det er ikke underligt, at konkrete undersøgelser har været sparsomme. Oplevelsen af lugt af denne type skyldes ikke en enkelt veldefineret kemisk forbindelse, hvis koncentration kan bestemmes med fysisk/kemiske metoder. Det er resultatet af en blanding af mange forbindelser, der kan optræde i meget lave koncentrationer. Hertil kommer, at der er tale om et fænomen, der varierer meget i tiden. I en lufthavn, der i følge sagens natur ligger i et fladt terræn, spredes de lugtende stoffer normalt let i skiftende vindretning. I forbindelse med kilder, der bevæger sig, betyder det, at oplevelsen af lugt skifter hurtigt, og at det normalt er vanskeligt eller umuligt at opsamle tilstrækkeligt store, repræsentative luftprøver til bestemmelse af lugten.



Figur 1. Københavns Lufthavn i Kastrup.

## Registrering af lugt

Da lugt således er vanskelig at måle fysisk-kemisk, foretages ofte en registrering med forsøgspersoner. Den kan gennemføres på forskellige måder:

Ved spørgeskema-undersøgelser udsendes skemaer til et større antal personer i det berørte område med spørgsmål om hvorvidt, og i givet fald hvornår, de mærker lugt. Selvom der i et vist omfang kan korrigeres for bias, er det en risiko, at det fortrinsvis er de utilfredse, som svarer. Det kan også blive vanskeligt at sammenholde resultaterne med vejr og aktiviteter og dermed bruge resultaterne systematisk.

Ved dagbogsundersøgelser registrerer udvalgte personer i omegnen – helst time for time – om de mærker lugt. Der kan være et problem med troværdighed, da man ikke ved, om alle registreringer er korrekt og ensartet udført (fx indendørs/udendørs).

Placering af forsøgspersoner i marken er en ret ressourcekrævende metode, når den skal dække et bredt spektrum af meteorologiske forhold og flyaktiviteter. Desuden er den usikker, da der kan være individuelle forskelle i opfattelsen af lugt, og der ikke i praksis kan opstilles flere forsøgspersoner på hver position.

Mest nøjagtig, praktisk gennemførlig og her anvendt er spredningsberegninger baseret på bestemmelser af lugtemission. Luftprøver direkte indsamlet fra kilden testes i forskellige fortyndinger på et panel af repræsentative, trænedede forsøgspersoner. Koncentrationen af lugtende stoffer bestemmes via lugttærsklen, der angiver den koncentration (fortynding), hvor netop halvdelen af panelet kan registrere lugt. Derefter benyttes panelresultaterne sammen med aktivitetsopgørelser ved opstilling af emissionsopgørelser som input til spredningsberegninger.

Selv med denne metode er de opnåede resultater dog ikke entydige, idet der kan være stor forskel i lugtintensiteten for forskellige lugte. Eksempelvis er lugten fra et hønsehus "tydelig" ved en koncentration 4 gange over detektionsgrænsen, medens der kræves 12 gange fra et lakereri (se nærmere nedenfor). "Accepterbarheden" af lugt er et samspil mellem intensitet, hyppighed og varighed. Dette skal tages i betragtning ved en vurdering af de opnåede resultater.

## Mere detaljeret om lugt

Lugt beskrives ved intensitet, karakter og accepterbarhed, som alle kan måles med et lugtpanel. *Intensiteten* er et mål for opfattelsen af lugtens styrke og er dermed et mål for sanseindtrykkets styrke. Der er foretaget mange undersøgelser af hvordan intensiteten afhænger af lugtstofkoncentrationen. *Lugtkarakteren* er en beskrivelse af lugtens art: sødlig, rådden, metallisk etc. *Accepterbarhed* (hedoniske kvalitet) angiver om lugten er behagelig eller ubehagelig. Nogle lugte kan ved lave intensiteter være behagelige, men er ved høje intensiteter meget ubehagelige. Denne overgang kan ske ved forskellige intensiteter for forskellige lugtstoffer. Lugtgener og lugtopfattelse er et samspil mellem lugtens intensitet, hyppighed og varighed.

### *Lugtintensitet*

Hvor kraftigt lugt ved forskellige koncentrationsniveauer opfattes af mennesker kan beskrives ved hjælp af lugtens intensitet. Der har været anvendt forskellige metoder til omsætning mellem lugtstofkoncentration og intensitet (Chen et al. 1999a), men den mest almindelige benyttede metode er *seks-punkts kategori skala* metoden (Chen et al. 1999b, Winneke et al., 1988). Her bedømmer et lugtpanel en given lugtkoncentration til en værdi fra 0 til 5, hvor 0 = ingen lugt, 1 = meget svag, 2 = svag, 3 = tydelig, 4 = stærk og 5 = meget stærk.

Denne seks-punkts metode er anvendt på en række forskellige danske kilder: Hønsehus, grise-stald, brødfabrik, blikemalagefabrik og lakereri. Resultatet er vist i figur 2. Det ses, at der kan være stor variation i lugtintensiteten for forskellige lugte ved samme lugtstofkoncentration. For



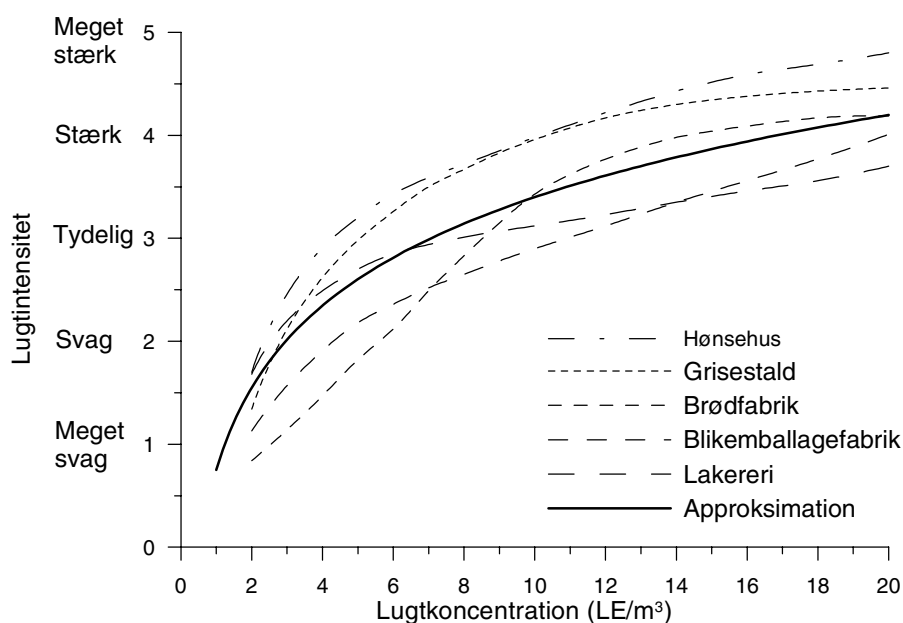
eksempel er lugten fra et hønsehus “tydelig” ved  $4 \text{ LE/m}^3$ , mens der kræves en væsentlig større lugtkoncentration ( $12 \text{ LE/m}^3$ ), før lugten fra et lakereri er “tydelig”.

For mange lugte er der gennem tiderne forsøgt opstillet forskellige matematiske relationer for lugtintensitetens afhængighed af lugtkoncentrationen - blandt andet potens og logaritmiske relationer (Chen et al. 1999b). Meget brugt er *Weber-Fechner loven*, som udtrykker en logaritmisk relation:  $I(c) = k_1 \cdot \log_{10}(c) + k_2$ , hvor  $I$  er lugtintensiteten,  $c$  er lugtkoncentrationen og  $k_1$  og  $k_2$  er konstanter tilpasset den specifikke lugt.

### Accepterbarhed og koncentration

Lugtens accepterbarhed følger som nævnt i nogen grad lugtintensiteten. Accepterbarheden kan her angives i en skala som går fra ‘meget behagelig’ over ‘neutral’ til ‘meget ubehagelig’. Hvis accepterbarheden indsættes i figur 2 i stedet for lugtintensiteten, vil man stadig få kurver, der ligner kurverne i figur 2 (Rovsing Olsen, 1992).

Det vil sige, at menneskets lugtopfattelse er logaritmisk, idet lugtopfattelsen kan beskrives med en logaritmisk funktion af lugtkoncentrationen. Man kan sige, at lugtens intensitet og dermed også accepterbarhed er en form for menneskets beskrivelse eller opfattelse af lugt og er dermed også en form for vægtning af ubehag ved lugt.



Figur 2. Eksempel på relation mellem lugtkoncentration og lugtintensitet for fem forskellige kildetyper (efter data fra C. Boholt, dk-TEKNIK). Kurven ‘approximation’ er et eksempel på en logaritmisk approksimation.



### 3. Udenlandske undersøgelser af lugt i lufthavne

En litteraturundersøgelse har vist, at der - i modsætning til undersøgelser af almindelig luftforurening - kun er offentliggjort ganske få rapporter om undersøgelser af lugt ved lufthavne. Uformelle direkte henvendelser til europæiske lufthavnes miljøafdelinger gav det samme billede af et vanskeligt, kun delvis opdyrket felt. Nogle få forskelligartede eksempler belyser situationen. Det skal her bemærkes, at lugttærsklen defineres lidt forskelligt i de forskellige undersøgelser.

*Flughafen Düsseldorf GmbH (Bahmann et al., 1994)*

Forsøgspersoner blev i maj-oktober 1993 opstillet på i alt 91 lokaliteter, herunder 53 i omegnen af lufthavnen, hvor de registrerede, om det lugtede eller ej, inden for en given time. Det var dog ikke altid muligt at skelne bidrag fra flytrafik og vejtrafik. Umiddelbart udenfor flyvepladsen blev lugttærsklen overskredet med en hyppighed på 1,9%. Spredningsberegninger viste, at for alle områder udenfor lufthavnsområdet var overskridelser under 2%. Det svarer til en lugtregistrering hver anden dag. Mht. emissionsmålinger og efterfølgende spredningsberegninger, blev *samme undersøgelsesprincip brugt i undersøgelsen af Hamburger Flughafen* (se nedenstående).

*Logan Airport, Boston (Wayson, 1995)*

Luftprøver blev indsamlet forskellige steder omkring lufthavnen og 17 forskellige kulbrinter (VOC) identificeret. Tre mulige lugtende stoffer (acetaldehyd, formaldehyd, naftalen) blev fundet i koncentrationer over lugttærsklen. Benzaldehyd var også en mulig bidragyder til lugtgener. Undersøgelsen viste korrelation mellem klager og vindretning og flyaktivitet.

*Hamburger Flughafen (Hüttig et al., 1996)*

*Lugtprøver blev opsamlet bag flyene ved gates og udtrykt ved lugt pr. mg organisk carbon, ud fra lugt og emissions-analyse. Den udsendte lugt fra alle fly blev kvantificeret som produktet af luftfaktoren og flyenes specifikke kulbrinteemissioner. Den efterfølgende spredningsberegning blev baseret på de timebaserede lugtemissioner i et tredimensionelt linjekilde system. Spredningsberegningerne viste, at der i nogle tilfælde var overskridelser af de tyske lugtgrænseværdier i visse områder tæt på lufthavnen.*

*Schiphol Airport, Amsterdam (TNO-PG og RIVM, 1999)*

En række belastninger af sundhed og velvære blev belyst med en undersøgelse baseret på 30.000 spørgeskemaer udsendt til beboere inden for en afstand på 25 km fra lufthavnen. Støj blev anset for den største belastning, men 5% klagede over lugtgener; indenfor en radius på 10 km klagede 19% over lugt (16% hvis der korrigeres for selektiv ikke-respons).

*Frankfurt Flughafen (ArguMet, 2004)*

*Samme undersøgelsesprincip som for Hamburger Flughafen blev benyttet her, og resultatet af spredningsberegningerne førte til tilsvarende konklusioner.*

## 4. Danske undersøgelser af luftforurening i lufthavne

*Københavns Lufthavn 1988-89* (Fenger et al., 1990; Jensen og Stenfalk, 1993)

Konventionel luftforurening (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub>, PAH) blev undersøgt, og niveauerne blev generelt fundet at være lavere end i det indre København. Tilsvarende resultater blev fundet for mutagen aktivitet. Der blev konstateret et væsentligt og måleligt kildeområde omkring terminalbygningen, mens bidragene fra start- og landingsbaner var så små, at de ikke kunne skelnes fra baggrunden. En målestation placeret nær start- og landingsbanerne viste ikke højere niveauer, end stationer placeret i lufthavnsområdet udkant.

Selvom der ikke blev foretaget en egentlig kildeidentifikation, tydede meget på, at den vejtrafik, som lufthavnen genererer, var den egentlige kilde. Senere undersøgelser i forbindelse med etablering af den faste forbindelse over Øresund (Fenger et al. 1996) viste dog ikke tegn på overskridelse af gældende grænseværdier.

*Billund Lufthavn 1998* (Berkowicz et al. 1999; Fenger et al. 1999)

En rent beregningsmæssig undersøgelse blev foretaget i forbindelse med en VVM-redegørelse for en planlagt udvidelse af Billund Lufthavn. Denne lufthavn ligger i et langt mere landligt område end Kastrup og påvirker derfor omgivelserne relativt mere. I udkanten af Billund By kunne der blive tale om et tillæg til baggrunden af kvælstofoxider på 20%. Der blev beregnet forhøjede niveauer langs start- og landingsbaner, men de var generelt lavere end langs befærdede veje.

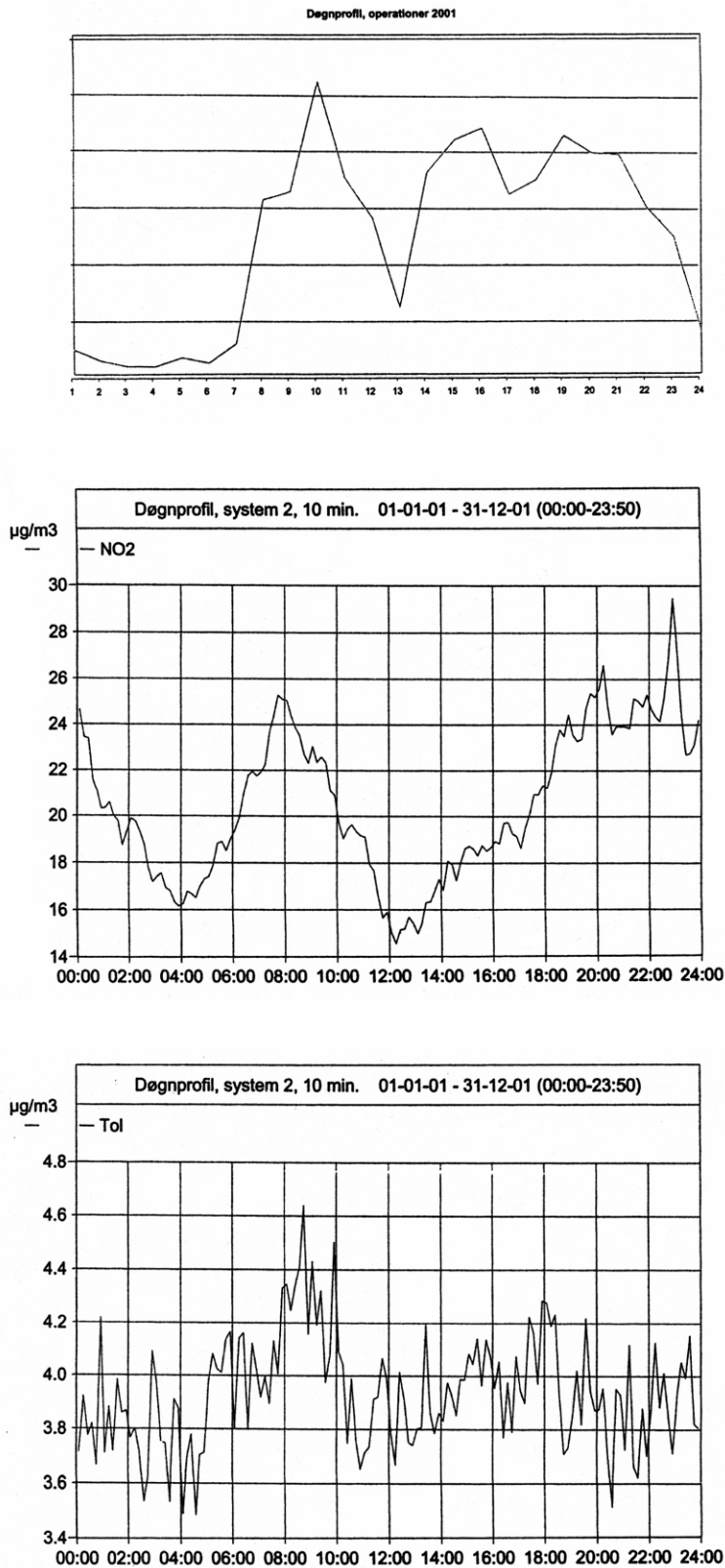
*Københavns Lufthavn, nyere målinger* (Schøn, 2002)

Københavns Lufthavn A/S har tidligere fået udarbejdet et notat fra Ingeniørfirmaet Rambøll (Arkil, 1998) med henblik på at få identificeret, hvilke stoffer det ud fra et lugtmæssigt synspunkt kunne være relevant at monitorere i Københavns Lufthavn. Notatet er baseret på en litteraturundersøgelse af hvilke uforbrændte kulbrinter, der udsendes fra flymotorer, hvorefter koncentrationer er sammenholdt med lugttærsklen for disse forbindelser. Der blev omtalt 17 forskellige kulbrinter i undersøgelsen, og man fandt at det ville være mest relevant at måle koncentrationer af formaldehyd, acetaldehyd og acrolein.

Efter udbygningen af Københavns Lufthavn har Miljøafdelingen under Københavns Lufthavn A/S foretaget en række målinger af luftforureningen med NO, NO<sub>2</sub>, formaldehyd, toluen og benzen. Målingerne er foretaget med DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy), der bestemmer en gennemsnitlig koncentration over en målestrækning på 300-450 m og en periode på 20 sek. - 2 min.

For de tre organiske komponenter lå de registrerede niveauer under lugttærsklen for de rene stoffer. Hvis stofferne i virkeligheden er koncentreret over en kortere delstrækning og/eller en kortere periode, kan det dog ikke udelukkes, at koncentrationer over lugttærsklen kan forekomme. Forsøg på at korrelere gennemsnitlige tidsforløb med vindretninger og flytrafik har dog ikke kunnet identificere bidrag fra flyaktiviteter. Tidsmønstret (figur 3) viste derimod to maksimale svarende til myldretider for biltrafik i overensstemmelse med den generelle observation, at den biltrafik, som lufthavnen genererer, er en større kilde til lokal luftforurening end selve flytrafikken.

I det store og hele er disse målinger i overensstemmelse med undersøgelserne fra 1988-89. De bekræfter endvidere antagelsen om, at undersøgelser af almindelig luftforurening - det være sig med konventionelt eller mere avanceret udstyr - ikke umiddelbart kan belyse problemer med lugt.



Figur 3. Døgnprofil for flyoperationer i 2001 sammenholdt med koncentrationer af NO<sub>2</sub> og toluen målt hvor man skulle forvente det største bidrag fra flytrafik. Det ses, at der ikke er nogen entydig sammenhæng.

## 5. Forsøgsprogrammet

Udgangspunktet er prøver udtaget i udstødningen fra en flymotor, der køres med forskellig, karakteristisk belastning. Disse prøver blev bedømt af et lugtpanel, hvorved lugtemissionen blev bestemt. På basis heraf samt oplysninger om flyaktiviteter blev foretaget samlede opgørelser for lufthavnsområdet af lugtemissionen i tid og rum. Endelig blev emissionsopgørelsen benyttet til - sammen med en meteorologisk statistik - at foretage spredningsberegninger af lugtenheder for hele lufthavnen over et år.

Sideløbende analyseres udstødningen kemisk for at identificere de forbindelser, der kan være årsag til lugten, samt at opstille en stofprofil for udstødningsgassen. For karakteristiske stoffer ( $\text{NO}_2$  og VOC) samt for carbonyllignende stoffer foretages ligeledes emissionsopgørelser og spredningsberegninger. Emissionsopgørelsen for  $\text{NO}_2$  foretages som  $\text{NO}_x$ , idet graden af omdannelse af NO til  $\text{NO}_2$  ikke kendes.

### Prøvetagning

Flymotoren køres ved belastninger, der repræsenterer virkelige situationer. Der måles ved lav belastning (taxifart, landing), høje belastninger (take off/stigning) og for cruisebelastning. Målingerne for høj belastning og cruise blev senere kasseret pga. falsk lugtomdannelse i de opsamlede emissioner i prøveposerne fra tiden mellem opsamling og senere lugtanalyse.

I princippet ville det være mest realistisk at foretage prøveopsamling i forbindelse med afprøvning af motorer i fly i lufthavnens prøvegård. SAS oplyste imidlertid, at der i driftssituationer med hovedmotorer opstår så store tryk, at man kun kan opholde sig 75-200 m væk. Derimod var prøvetagning direkte ved en APU (auxiliary power unit)-motor mulig. Det var derfor nødvendigt at foretage prøvetagninger på en hovedmotor i forbindelse med vedligehold på et prøveværksted. Her blev valgt Volvos værksted i Bromma (ikke lufthavnen), Sverige.

Det var planlagt at lave emissionsmålinger og opsamle lugtprøver for en række typiske flymotortyper. I praksis viste det sig imidlertid kun muligt - indenfor den givne tidsramme - at udføre målingerne på en Garreth TPE-331-5 motor i Roskilde Lufthavn, på en Honeywell GTCP 131-94 APU motor i Københavns Lufthavn samt en JT8D-219 motor i Bromma.

For hjælpemotorer bruges målingerne på Honeywell GTCP 131-94 APU motoren for alle fly. For flymotorernes brug ved taxifart på lufthavnens område og under take off simuleres andre motorers lugt og emissioner ud fra JT8D-219 motortypens målte værdier, ved at tage højde for de enkelte motorers emissionsniveau og brændstofforbrug i en forholdsregning (afsnit 9).

I forbindelse med prøvetagningen blev foretaget en række analyser, der beskrives nærmere i afsnit 7. Der blev også udtaget prøver til kemisk laboratorieanalyse (afsnit 10).

### Bestemmelse af lugt

Lugtanalysen blev udført i henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 4, 1985, om "Begrænsning af lugtgener fra virksomheder (Miljøstyrelsen, 1985) og udkastet til en kommende europæisk standard for lugtanalyser, PrEN 13.725.

En lugtanalyse er en olfaktometrisk analyse, idet den har med næsen at gøre (olfakto). Analysen udføres i henhold til den europæiske standard for lugtanalyse, EN 13.725, som ligger til grund for Miljøstyrelsens metodeblad MEL13 på metodelisten for anbefalede procedurer. Lugt har en logaritmisk karakter, og alle beregninger af lugtkoncentrationer skal derfor foretages på logaritmisk basis. Den logaritmiske karakter betyder, at lugtoplevelsen ikke stiger proportionalt med lugtkoncentrationen.

Den standardiserede metode baseres på et lugtpanel og fastlægger den fortynding, der giver en koncentration, der svarer til lugttærskelværdien. Den defineres som den lugtstofkoncentration,

hvor 50% af en gruppe mennesker kan erkende lugt i en prøve og de øvrige 50% ikke kan. Lugtkoncentrationen i prøven angives derfor som den fastlagte fortynding med enheden  $\text{LE}/\text{m}^3$ , idet  $1 \text{ LE}/\text{m}^3$  er defineret som koncentrationen ved lugttærsklen.

Lugtpanelisterne er udvalgt på grundlag af deres følsomhed over for referencestoffet n-butanol, således at deres lugtesans er repræsentativ for hele befolkningen og rimeligt konstant over tid. Ved analysen benyttes et olfaktometer, hvor prøveluften fortyndes. Den fortyndede luft fordeles ud til rør, som lugtpanelisterne skal snuse i. Hver panelist har desuden et rør med ren, lugtfri luft. Når prøven er sendt til lugtpanelisterne, skal de ved kortvarige indsnusninger til hvert af de to rør afgøre i hvilket, der er lugt. Ved svar skal der trykkes på knappen for det rør, man synes, der er lugt fra. I begyndelsen er fortyndingsgraden så høj, at det ikke er muligt at registrere lugt i rørene, men der *skal* svares. Svaret *skal* suppleres med angivelse af sikkerhed for svaret med enten "gæt" (usikker), "nogenlunde sikker" eller "sikker". Kombinationen "rigtigt rør" og "sikker" er et korrekt svar. Alle andre kombinationer er forkerte.

Efter den første fortynding øges koncentrationen gradvist, indtil alle panelister kan erkende lugten. Når der for en given lugtpanelist er registreret korrekt svar ved to på hinanden følgende fortyndinger - fx. ved 17.000 og 11.000 gange - registreres 17.000 gange som udgangspunkt for den videre beregning. Lugttærsklen er defineret som den koncentration, hvor 50% af en gruppe mennesker kan registrere lugten. Resultatet kan derfor ikke udtrykkes som den fortynding, hvor lugten med sikkerhed registreres af panelisterne. Det antages, at lugttærsklen kan beskrives som den logaritmiske middelværdi af den fortynding, hvor lugten kunne registreres, og den foregående fortynding. I eksemplet, hvor lugten kunne registreres ved 17.000 ganges fortynding, er den foregående fortynding ca. 25.000 gange. Den logaritmiske middelværdi af 17.000 og 25.000 er (afrundet) 21.000. Det er således resultatet for denne lugtpanelist i denne runde.

Når alle lugtpanelister har fået registreret et resultat, beregnes det logaritmiske gennemsnit af samtlige enkeltresultater. Dette resultat udtrykker den nødvendige fortynding for at nå en koncentration, der netop svarer til lugttærsklen for den aktuelle gruppe mennesker.

På grund af lugtens logaritmiske karakter kan usikkerheden ikke angives på traditionel vis som plus/minus en procentsats. Usikkerheden angives ved et 95% konfidensinterval omkring analyseresultatet. Der er en relativt stor usikkerhed på lugtanalyser. Et laboratorium, der kan godkendes efter kravene i den europæiske standard må således have en spredning mellem enkeltresultater på op til en faktor 2,2 – baseret på 95% konfidensintervallet. Hvis et måleresultat viser  $10.000 \text{ LE}/\text{m}^3$ , vil den sande værdi derfor med 95% sandsynlighed ligge i intervallet  $4.600 \text{ LE}/\text{m}^3$  til  $22.000 \text{ LE}/\text{m}^3$ . De enkelte, godkendte laboratorier kan evt. præstere smallere intervaller. Usikkerheden afspejler, at laboratoriet på forskellige dage evt. bruger forskellige panelister og forskellige operatører og, at panelisternes lugtesans også varierer inden for et godkendt interval.

I de udtagne prøver bestemmes  $\text{CO}_2$ -indhold, der omregnes til mængde kulstof per rumenhed ( $\text{g C}/\text{m}^3$ ), og det registrerede brændstofforbrug til gram kulstof per s. Det er på den måde muligt at beregne den totale lugtemission ved først at finde antal lugtenheder per gram kulstof og derefter at multiplicere med antal gram kulstof per s.

### **Emissionsopgørelser**

Opgørelsen omfatter kun emissionen fra flyenes udstødning og brugen af hjælpemotorer under normal drift. Der ses altså bort fra fordampning af brændstof ved motorstart og emissionen fra motorafprøvninger, brug af servicekøretøjer, benyttede afisningsprodukter samt øvrig aktivitet i lufthavnen, der anses for at være af marginal betydning. Emissionsopgørelserne bygger overordnet set på en række grundbestanddele:

- Operationsdata for lufthavnen
- Efterfølgende digitalisering af operationsdata.
- Emissions (- og lugt) målinger for udvalgte motortyper.
- En database med oplysninger om bl.a. motorfabrikat, antal motorer og maksimal startvægt for verdens flyflåde (afsnit 9).
- En database med oplysninger om brændstofforbrug og emissioner pr. motorfabrikat (afsnit 9).

Operationsdata blev fremskaffet af Københavns Lufthavn for døgnet trafik i syv travle hverdagsdøgn. I data indgår flytype, registreringsnummer, standplads, off/on block tid, angivelse af start/landing og baneanvendelse. Databasen med motorfabrikat oplysninger for alverdens flyregistreringsnumre er anskaffet specielt til projektet, mens databasen indeholdende information om brændstofforbrug og emissioner pr. motorfabrikat er opdateret til brug for projektet.

Ved digitaliseringen bruges et gitternet på 50x50 m på et elektronisk kort over lufthavnens område. På kortet afmærkes standpladser, position for start/landing på de seks start/landingsbaner og præferencerulleveje til/fra landing. Ud fra flyenes operationsdata og nærmere detaljer vedrørende kinematik mht. start og landing (afhængigt af flyenes vægt) samt princip for ventetidsberegninger er den endelige digitalisering udført (afsnit 9). De digitaliserede data indeholder således flyenes geografiske position, tidspunkt, motordriftsfase og tidsrum i hver beregningscelle.

Herefter kan en samlet lugt- og emissionsopgørelse i tid og sted laves for lufthavnen. Fremgangsmåden er først at forbinde de digitaliserede operationsdata med flyflåde databasen, sådan at motorfabrikat og antal motorer kendes for alle flyene i lufthavnen. Herefter forbindes fly/motorfabrikat oplysningerne med brændstof- og emissionsdatabasen pr. motorfabrikat. Lugten beregnes pr. motorfabrikat ud fra forholdsregning mellem de enkelte motorers brændstofflow/emissioner og brændstofflowet/emissionerne for den konkrete måling (motortypen JT8D-219) for sammenhørende driftsfaser.

Omregningen sker på to måder: Enten 1) direkte efter brændstofforbrug eller 2) således at for flyenes driftsfaser indgår HC emissionen i beregningen (afsnit 9).

Det endelige resultat er, at alle lufthavnens fly får tilknyttet lugt- og emissionsdata til præcist det detaljeringsniveau, som digitaliseringen af flyoperationsdata anvender.

I det 50x50m net, der anvendes i beregningerne, er aktiviteterne koncentreret på begrænsede områder (start- og landingsbaner, terminaler m.m.). Hvert af kvadraterne med emission håndteres som en arealkilde i de efterfølgende spredningsberegninger. Den tidlige variation over døgnet beskrives via emissionen for hver time i hver af arealkilderne. Emissionen for nogle få travle hverdagsdøgn anvendes som grundlag for samtlige døgn i den et år lange meteorologiske tidsserie, der anvendes i beregningen. Dette er et konservativt skøn, men afvigelsen fra en detaljeret vurdering er lille sammenlignet med den øvrige usikkerhed.

### **Spredningsberegninger**

Med emissionsopgørelser og meteorologiske data for hver time gennem et år er fortaget spredningsberegninger for lugtstoffer, kvælstofoxider og organiske forbindelser.

Spredningsberegningerne er udført med OML-modellen (Berkowicz et al., 1986; Løfstrøm and Olesen, 1988; Olesen et al., 1992), der henviser til danske miljøvurderinger, herunder lugt (Miljøstyrelsen, 1985, 1990). Som meteorologisk input benyttes et standardår for Kastrup 1976.

Som ved miljøgodkendelser for industrivirksomheder, der udsender lugtstoffer, skal OML-beregningerne udføres således, at resultaterne kan sammenlignes med lugtgrænseværdien fra Lugtvejledningen (MST, 1985). Det indebærer at man skal estimere 1-minutsmiddelværdier ud

fra OMLs beregnede timemiddelværdier. For punktkilder er den gængse metode beskrevet af Miljøstyrelsen (MST, 1990) og foretages via en fast korrektionsfaktor på 7,8.

For arealkilder er der ikke nogen veldefineret forskrift. Følgende forhold har bl.a. betydning for korrektionen: afstand fra kilden, kildens areal, kombination af flere kilder, udslipshøjde over jorden og meteorologiske forhold. Danmarks Miljøundersøgelser anbefaler værdien 2,8 som korrektionsfaktor, men problemet diskuteres i øvrigt i afsnit 8.

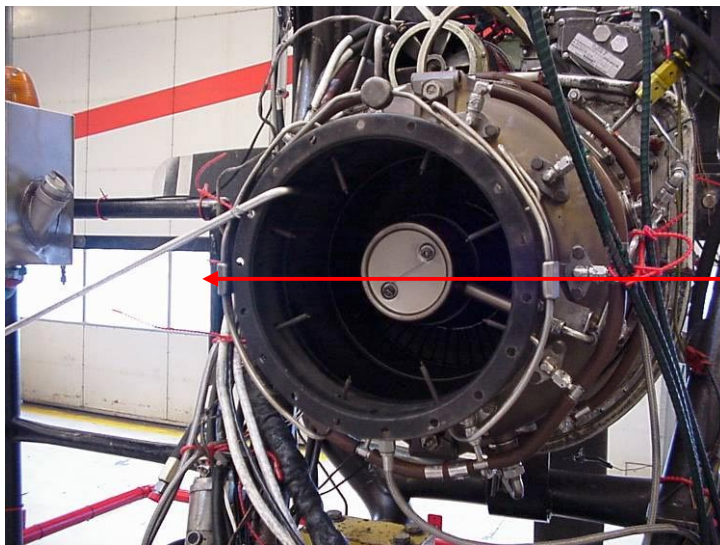


## 6. Prøvetagning

### Indledende forsøg i Roskilde

Der blev udført orienterende målinger hos DAO i Roskilde Lufthavn. Resultaterne fra disse målinger indgår ikke direkte i den videre databehandling. Den valgte motor er en turboprop Garreth TPE-331-5. Den maksimale ydelse var indstillet til 715 HK. To af denne type motor anvendes på fx fly af typen Pornier 228, der er et tysk fly med plads til ca. 18 passager.

Ved test af motorer hos DAO monteres disse på en specialbygget lastbil, som rummer måleinstrumenter, brændstoftank etc. Ved hjælp af et stålrør og en teflonslange etableredes en forbindelse fra motorens afkastrør (ca. 10 cm inde i afskærmningen) til lastbilens førerhus (figur 4). Gennem teflonslangen fyldes Tedlar-poser med 15-20 liter luft.



Stålrør

Figur 4. Prøvetagning i Roskilde på en Garrett TPE-331-5-motor.

Der er så stort statisk tryk i afkastet fra motoren, at det er muligt at fylde poserne uden brug af vacuumbeholder. Prøverne blev ikke fortyndet, idet fortyndingen af luften fra motoren er så stor, at luftens dugpunkt er tæt på 20 °C. Temperaturen i afkastet var op til 490 °C.

Der blev taget prøver ved fire belastninger af motoren. Disse fremgår af resultatskemaet (afsnit 8) sammen med registreringer af brændstofforbrug.

### APU-motor i Københavns Lufthavn

Prøvetagningen blev udført umiddelbart efter landing på forpladsen foran SAS' servicecenter. Motoren er en Honeywell GTCP 131-9A. Den maksimale ydelse er 131 HK. Ved hjælp af et håndholdt stålrør og en teflonslange etableredes en forbindelse fra motorens udstødningsrør til en Tedlar-pose, der blev fyldt med ca. 30 liter luft (figur 5).



Figur 5. Prøvetagning på APU motor (Honeywell GTCP 131-9A) i Københavns Lufthavn.

Der er så stort statisk tryk i afkastet fra motoren, at det er muligt at fylde poserne uden brug af vacuumbeholder. Temperaturen i afkastet var mellem 400 °C og 470 °C. Teflonslangen blev skiftet mellem hver driftstilstand for at eliminere risikoen for kontaminering fra prøve til prøve.

Det blev på forhånd oplyst, at der sker en relativt stor fortynding af luften efter motoren, og at der derfor næppe forekommer kondens. Ved den første prøvetagning kunne man konstatere en meget svag dugdannelse på posens inderside (udeluft temperatur 14 °C). De resterende prøver blev opsamlet uden fortynding. Fortynding ville også gøre det vanskeligere at opsamle stof nok på kul- og DNPH-rør. Det blev derfor vurderet, at der var flere ulemper end fordele ved fortynding. Efter opvarmning af prøverne til rumtemperatur forsvandt den dannede dug.

Der blev taget prøver ved varierende belastninger af motoren. Disse fremgår af resultatskemaet afsnit 8 sammen med registreringer af brændstofforbrug.

### **JT8D-219 motor hos Volvo i Bromma**

Der blev målt på en motor (JT8D-219; maksimal ydelse 96,52 kN). Motoren var ophængt i en testcelle med udstødningen vendt mod et stort rør der opfanger luften og sender den videre gennem et afkastårn. Et rør blev fastgjort i systemet og ført udenfor, hvor prøvetagningen blev foretaget. Der suges meget "blindluft" fra cellen med ind i røret; derfor bestemmes emissionen ud fra CO<sub>2</sub>-koncentrationen i den opsamlede prøve og brændstofforbruget i motoren.

Den store fortynding betyder, at der ikke forekommer kondens i prøveposerne, og det store statiske tryk fra motoren betyder, at det er muligt at fylde poserne uden brug af vacuumbeholder. Teflonslangen blev skiftet mellem hver driftstilstand for at eliminere risikoen for kontaminering fra prøve til prøve.

Der blev taget prøver ved fire forskellige belastninger af motoren svarende til tomgang (idle), start (take-off), flyvning (cruise) og landing (approach). Disse fremgår af resultatskemaet afsnit 8 sammen med registreringer af brændstofforbrug, der bestemmes løbende.

## 7. Løbende analyser

Sideløbende med prøvetagningen blev der foretaget en række rutineanalyser. Det samlede antal metoder fremgår af tabel 1.

Tabel 1. Målemetoder og parametre

Parameter	Metode
Kulbrinter	Infrarød photoakustisk spektroskopi (Brüel & Kjør Gasmonitor 1302) (i det følgende mærket med +)
CO <sub>2</sub>	Non-dispersiv infra-rød lysabsorption (Monitor Labs CO/CO <sub>2</sub> monitor) (i det følgende mærket med ***)
O <sub>2</sub>	Paramagnetisk målecelle (Servomex Oxygen Analyzer 572)
Nitrogen-oxider	Dräger rør 6710101 (NO <sub>2</sub> ) og CH 31001 (NO <sub>x</sub> ) (i det følgende mærket med *)
Nitrogen-oxider	Chemiluminescens (NO <sub>x</sub> -monitor CLD 700 El) (i det følgende mærket med **)
Lugt	Olfaktometri
Opsamling af luft til lugt-analyse	Luft opsamles i Tedlar poser ved hjælp af overtryk i afkast
Opsamling på adsorbenter	Luft suges fra posen gennem adsorptionsrøret ved hjælp af en pocketpumpe

Adsorptionsrør blev sendt til DMU for videre analyse for kulbrinter (kulrør) og carbonylforbindelser (DNPH dinitrophenylhydrazin rør).

### Bestemmelse af kulbrinter og kuldioxid

Indholdet af kulbrinter og kuldioxid bestemmes på indholdet af alle poserne i forbindelse med lugtanalysen med en Brüel & Kjør Gasmonitor 1302. Indholdet af kuldioxid bruges til beregning af emissionen af lugt.

### Målinger af nitrogenoxider

Der blev målt nitrogenoxider med Dräger-rør på nogle af prøveposerne umiddelbart efter prøvetagningen. I forbindelse med den senere lugtanalyse blev alle poserne analyseret med NO<sub>x</sub>-monitor CLD 700 El.

De indledende målinger med Dräger-rør blev foretaget for at kunne vurdere, om der sker dannelse af NO<sub>2</sub> i tiden fra prøvetagning til lugtanalyse. Da NO<sub>2</sub> har en lav lugttærskel, er det relevant viden i forbindelse med spredningsberegninger. Måleresultaterne er vist i tabel 2, hvor forholdet mellem NO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> er beregnet.

Tabel 2. Målinger af nitrogenoxider for to motorer. Kolonne 3-5 er målinger med Dräger rør. Kolonne 6-9 er målinger med CDL.

Motor	Drift (% el/air- condition)	NO <sub>x</sub> *	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>2</sub> */NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub> **	NO**	NO <sub>2</sub> **	NO <sub>2</sub> */NO <sub>x</sub>
		ppm	ppm		ppm	ppm	ppm	
Honeywell GTCP 131- 9A	22/0	30	10	0,3	21	3	18	0,9
	35/0	40	10	0,3	21	4	17	0,8
	35/0	35	15	0,4	22	4	18	0,8
	35/30	45	20	0,4	29	5	24	0,8
	35/22	40	20	0,5	25	4	21	0,8
	70/22	40	20	0,5	30	5	25	0,8
	50/22	40	15	0,4	25	4	21	0,8
JT8D-219	Tomgang	4	3	0,8	2	2	0	0,0
	Start	18	18	1,0	17	8	9	0,5
	Landing	2	1	0,5	2	2	0	0,0
	Cruise	8	8	1,0	10	5	6	0,6
	Cruise	10	7	0,7	9	5	4	0,4

## 8. Bestemmelse af lugt

CO<sub>2</sub>-indholdet i udstødningsluften omregnes til mængde kulstof (g C<sub>CO2</sub>/m<sup>3</sup> (20° C, våd)). Brændstofforbruget er i nedenstående tabeller angivet som kg/s.

Den omgivende luft indeholder altid CO<sub>2</sub>, som indgår i de målte værdier uden at stamme fra forbrændingen. Der fratrækkes derfor 400 ppm i beregningerne for tallene for APU-motoren og for turboprop-motoren, hvor prøverne blev udtaget udendørs, selvom denne korrektion er på grænsen af usikkerheden. Prøveudtagning for JT8D-219-motoren blev udført indendørs, og ventilationsluften kom derfor fra testcellen. Det generelle CO<sub>2</sub>-niveau i testcellen er 485 ppm, som er fratrukket måleværdierne. Her er korrektionen mere væsentlig, da fortyndingen er større.

Brændstoffets sammensætning antages at være som -CH<sub>2</sub>-, dvs. med en C-stofandel på 0,86. Omsætningen i motoren regnes som 99%, dvs. kun en lille del omsættes ikke fuldstændigt i motoren.

Den analyserede lugtkoncentration i LE/m<sup>3</sup> (20° C, våd) sammenholdes med indholdet af kulstof i CO<sub>2</sub>. Det betyder, at der kan beregnes en sammenhæng udtrykt ved LE/g C<sub>CO2</sub>. Ved at multiplicere dette tal med g C<sub>brændstof</sub> i CO<sub>2</sub>/s fås lugtemissionen i lugtenheder per sekund (LE/s). Denne værdi kan umiddelbart anvendes ved beregning af total emission, når driftstiden for den betragtede driftsform kendes. Alle koncentrationer er beregnet for tilstanden 20° C, 1013 mbar fugtig luft.

Når der refereres til lugt fra NO<sub>2</sub> bruges:

$$\text{Lugt fra målt NO}_2 = \text{målt NO}_2/\text{m}^3/0,03\text{mg}/\text{m}^3 \text{ (LE)}$$

hvor 0,03 mg/m<sup>3</sup> er lugttærsklen for NO<sub>2</sub>

$$\text{NO}_x \text{ per kg brændstof} = \frac{\text{LE}/\text{kg} * \text{mg NO}_x/\text{m}^3}{\text{LE}/\text{m}^3}$$

Refereres til kulbrinter bruges:

$$\text{Kulbrinter per kg brændstof} = \frac{\text{LE}/\text{kg} * \text{mg kulbrinter}/\text{m}^3}{\text{LE}/\text{m}^3}$$

## Resultater, Turboprop-motor (Garreth TPE-331-5), Roskilde

Tabel 3. Analyseresultater fra forsøg med Garreth TPE-331-5

Drift	CO <sub>2</sub> ***	O <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub> **	NO**	NO <sub>2</sub> **	Kulbrinter+	Brændstof
	(% vol/vol)	(% vol/vol)	mg NO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg C/m <sup>3</sup>	kg/s
Tomgang	1,7	19	2,9	Ikke målt	Ikke målt	350,0	0,014
Taxi	1,8	19	44	Ikke målt	Ikke målt	100	0,025
Cruise	2,7	17	120	Ikke målt	Ikke målt	47	0,042
Max	3,4	16	160	Ikke målt	Ikke målt	40	0,052

Tabel 4. Lugtemissioner og lugtkarakterer fra forsøg med Garreth TPE-331-5

Drift	Koncentrationer i prøve		Lugt/ kulstof	Emitteret kulstof	Lugtemission	Lugt fra målt NO <sub>2</sub>	Lugtkarakterer
	g C <sub>CO2</sub> /m <sup>3</sup>	(LE/m <sup>3</sup> )	LE/g C <sub>CO2</sub>	g C <sub>brændstof</sub> i CO <sub>2</sub> /s	LE/s	LE/m <sup>3</sup>	
Tomgang	8,5	77.000	9.100	12	110.000	96	Stearin, gas, os
Taxi	8,8	24.000	2.700	21	57.000	1.500	Stearin, ud- stødning, petroleum, olie
Cruise	13	10.000	790	35	28.000	4.200	Stearin, diesel, udstødning, petroleum, olie, gas
Max	17	7.000	410	44	18.000	5.400	Stearin, diesel, udstødning

Tabel 5. Brændstofs-specifikke emissioner fra forsøg med Garreth TPE-331-5

Drift	Kulbrinter/brændstof (mg/kg)	NO <sub>x</sub> /brændstof (mg NO <sub>2</sub> /kg)	Lugt/brændstof (LE/kg)
Tomgang	35.000	290	7.700.000
Taxi	9.900	4.300	2.300.000
Cruise	3.000	7.900	670.000
Max	2.000	8.200	350.000



## Resultater, APU-motor (Honeywell GTCP 131-9A), Københavns Lufthavn.

Tabel 6. Analyseresultater fra forsøg med Honeywell GTCP 131-9A

Drift (% el/aircon)	CO <sub>2</sub> ***	O <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub> **	NO**	NO <sub>2</sub> **	Kulbrinter+	Brændstof
	(% vol/vol)	(% vol/vol)	mg NO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg C/m <sup>3</sup>	kg/s
22/0	1,8	19	40	3,8	35	8,3	0,013
35/0	1,9	19	40	5	33	7,7	0,013
35/0	1,9	19	42	5	35	8,2	0,013
35/30	2,8	18	56	6,3	46	5	0,013
35/22	2,7	18	48	5	40	8	0,013
70/22	2,8	17	58	6,3	48	5,7	0,013
50/22	2,6	18	48	5	40	6,3	0,013

Tabel 7. Lugtemissioner og lugt karakterer fra forsøg med Honeywell GTCP 131-9A

Drift (% el/aircon)	Koncentrationer i prøve		Lugt/ kulstof	Emitteret kulstof	Lugtemission	Lugt fra målt NO <sub>2</sub>	Lugt karakterer
	g C <sub>CO2</sub> /m <sup>3</sup>	(LE/m <sup>3</sup> )	LE/g C <sub>CO2</sub>	g C <sub>brændstof</sub> i CO <sub>2</sub> /s	LE/s	LE/m <sup>3</sup>	
22/0	9,1	1.600	180	11	2.000	1.200	Chlor, gasolie
35/0	9,7	1.200	120	11	1.400	1.100	Gas, motorolie
35/0	9,6	1.300	140	11	1.500	1.200	Chlor, gasolie, benzin
35/30	14	780	56	11	640	1.500	Chlor, gas, kemisk
35/22	14	830	61	11	690	1.300	Chlor, gasolie
70/22	14	1.200	83	11	940	1.600	Chlor, gas
50/22	13	970	75	11	850	1.300	Chlor, gas, benzin

Tabel 8. Brændstofs specifikke emissioner fra forsøg med Honeywell GTCP 131-9A

Drift (% el/aircon)	Kulbrinter/brændstof (mg/kg)	NO <sub>x</sub> /brændstof (mg NO <sub>2</sub> /kg)	Lugt/brændstof (LE/kg)
22/0	780	3.800	150.000
35/0	680	3.500	100.000
35/0	720	3.700	120.000
35/30	300	3.400	48.000
35/22	500	3.000	52.000
70/22	340	3.500	70.000
50/22	410	3.100	63.000

Den mest almindelige driftstilstand på jorden i Københavns Lufthavn repræsenteres efter vores vurdering af et moderat strømforbrug og en moderat aircondition. Lugtemissionen er i den tilstand ca. 750 LE/s.

## Resultater, JT8D-219-motor, Bromma

Tabel 9. Analyseresultater for JT8D-219

Drifts-tilstand	CO <sub>2</sub> ***	O <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub> **	NO**	NO <sub>2</sub> **	Kulbrinter*	Brændstof
	% vol/vol	% vol/vol	mg NO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg C/m <sup>3</sup>	kg/s
Tomgang	0,11	21	3,8	2,5	0	2,0	0,13
	0,11	21	3,8	2,5	0	2,3	0,13
	0,11	21	3,8	2,5	0	2,1	0,13
	0,11	21	3,8	2,5	0	2,1	0,13
Start	0,27	21	31	8,8	17	4	1,4
	0,27	21	33	8,8	19	2,9	1,4
	0,27	21	33	10	17	3,9	1,4
	0,27	21	31	9,2	18	3,6	1,4
Landing	0,1	21	3,8	2,5	0	2	0,19
	0,11	21	3,8	2,5	0	2,1	0,19
	0,11	21	3,8	2,5	0	2	0,19
	0,11	21	3,8	2,5	0	2	0,19
Flyvning	0,22	21	19	6,3	12	3,2	0,90
	0,21	21	17	6,3	7,7	3,3	0,90
	0,21	21	19	6,3	9,6	3,2	0,90

Tabel 10. Lugtemissioner og lugtkarakterer fra forsøg med JT8D-219

Drifts-tilstand	Koncentrationer i prøve		Lugt/kulstof	Emitteret kulstof	Lugtemission	Lugt fra målt NO <sub>2</sub>	Lugtkarakterer
	g C <sub>CO2</sub> /m <sup>3</sup>	LE/m <sup>3</sup>	LE/g C <sub>CO2</sub>	g C <sub>brændstof</sub> i CO <sub>2</sub> /s	LE/s	LE/m <sup>3</sup>	
Tomgang	0,55	200	370	110	40.000	0	Kemisk, røget, vask
	0,54	170	300	110	33.000	0	
	0,56	130	240	110	26.000	0	
	<b>0,55</b>	<b>170</b>	<b>300</b>	<b>110</b>	<b>32.000</b>	0	
Start	1,3	720	540	1100	620.000	580	Chlor, røget, kemisk
	1,3	720	530	1100	610.000	640	
	1,4	720	530	1100	610.000	580	
	<b>1,3</b>	<b>720</b>	<b>540</b>	<b>1100</b>	<b>620.000</b>	600	
Landing	0,51	180	360	160	58.000	0	Kemisk, vask
	0,55	130	240	160	40.000	0	
	0,56	130	240	160	40.000	0	
	<b>0,54</b>	<b>150</b>	<b>280</b>	<b>160</b>	<b>45.000</b>	0	
Flyvning	1,1	670	620	770	480.000	380	Chlor, kemisk
	1,1	770	730	770	560.000	260	
	<b>1,1</b>	<b>720</b>	<b>670</b>	<b>770</b>	<b>520.000</b>	320	

Tabel 11. Brændstofs-specifikke emissioner fra forsøg med JT8D-219

Driftstilstand	Kulbrinter/brændstof (mg/kg)	NOx/brændstof (mg NO <sub>2</sub> /kg)	Lugt/brændstof (LE/kg)
Tomgang	3.100	6.000	320.000
	3.600	6.000	260.000
	3.200	5.800	210.000
	<b>3.300</b>	<b>5.900</b>	<b>260.000</b>
Start	2.500	20.000	460.000
	1.800	20.000	450.000
	2.400	20.000	450.000
	<b>2.200</b>	<b>19.000</b>	<b>450.000</b>
Landing	3.300	6.300	300.000
	3.200	5.900	210.000
	3.100	5.900	210.000
	<b>3.200</b>	<b>6.000</b>	<b>230.000</b>
Flyvning	2.500	15.000	530.000
	2.600	14.000	620.000
	<b>2.600</b>	<b>15.000</b>	<b>570.000</b>

## Vurdering

### Usikkerhed ved målingerne

Da lugt er en logaritmisk normalfordelt parameter, angives usikkerheden som et 95% konfidensinterval omkring måleresultatet, hvor intervallets øvre grænse er en faktor større end gennemsnittet af målingerne, og intervallets nedre grænse er den samme faktor mindre end gennemsnittet af målingerne. Faktoren beregnes af

$$\text{Faktor} = \frac{t_{0,975,10} * s}{\sqrt{n}}$$

hvor  $t_{0,975,10}$  er en værdi i Students t-fordeling med 10 frihedsgrader,  $s$  er laboratoriets spredning for de foregående 10 målinger af et referencestof og  $n$  er antallet af prøver ved hver driftssituation.

For målingerne på JT8D-219 er der gennemført tre målinger ved hver driftstilstand. For målingen på Honeywell GTCP 131-9A vurderes det, at to af de valgte driftstilstande repræsenterer de mest sandsynlige forhold. Resultatet er således et gennemsnit af to målinger. Laboratoriets spredning på de to måledage er hhv. 0,123 (Honeywell GTCP 131-9A) og 0,114 (JT8D-219).

Faktorerne beregnes til hhv. 1,6 (JT8D-219) og 1,4 (Honeywell GTCP 131-9A). For eksempelvis tomgang for JT8D-219 ligger den sande værdi således med 95% sandsynlighed i intervallet fra 120 LE/m<sup>3</sup> til 240 LE/m<sup>3</sup>.

Usikkerheden på målinger med monitorer er ca. ±10%, mens usikkerheden på måling med Dräger-rør vurderes at være op til ±50%.

### Gennemførelse af målinger og beregninger

Målingerne på Turboprop-motoren gav de ønskede oplysninger om teknikken ved prøvetagning. Resultaterne benyttes i øvrigt ikke i rapporten, da vi har vurderet, at motoren ikke var kommet i tilstrækkelig balance til, at resultaterne er repræsentative for motortypen. Desuden er motoren væsentligt mindre end de turboprop-motorer, der anvendes i Københavns Lufthavn. Det er imidlertid tankevækkende, at turboprop-motoren har de største lugtemissioner ved tomgangssituationer, mens JT8D-219 har de største lugtemissioner ved start og flyvning.

Målingerne på de motorer, der blev udvalgt som repræsentative for Københavns Lufthavn, blev gennemført uden vanskeligheder. Der er opnået gode gentagelser i alle tilfælde. Den beregnede usikkerhed på hhv. en faktor 1,4 til hver side for gennemsnittet for JT8D-219 er acceptabel. Det var ønskeligt med en mindre usikkerhed for Honeywell GTCP 131-9A end faktoren på 1,6. De senere spredningsberegninger har imidlertid vist, at APU-motoren (Honeywell GTCP 131-9A) ikke har den store betydning for det samlede resultat. Den større usikkerhed har derfor ikke væsentlig betydning for det samlede resultat.

Det er motorfabrikanternes erfaring at NO<sub>2</sub> udgør mellem 5 og 10% af den samlet emitterede NO<sub>x</sub> ved maksimum motorbelastning (P. Madden, Rolls Royce, pers. comm. 2005). For disse målinger er NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> forholdet 0,56, og det er derfor overvejende sandsynligt, at der er sket en omdannelse af NO til NO<sub>2</sub> fra tidspunktet ved prøveopsamling og til tidspunktet for analysen af prøverne. For APU-motoren anses NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> forholdet på 0,83 ligeledes at være urealistisk højt. Også her er det mest sandsynligt, at der sket en kemisk omdannelse i prøveposerne efter opsamlings-tidspunktet.

Det er overvejende sandsynligt, at den i poserne dannede NO<sub>2</sub> dominerer lugtresultaterne. Personerne i lugtpanelet karakteriserer lugten som udpræget kloragtig, og det er netop denne lugtkarakter, der erfaringsmæssigt gives til NO<sub>2</sub>. Ifølge FORCE Technology opnås det kritiske lugtniveau på 1 LE, når NO<sub>2</sub> koncentrationen er 0,03 mg/m<sup>3</sup>. Det teoretiske lugtbidrag fra NO<sub>2</sub> kan så findes som den målte NO<sub>2</sub> koncentration divideret med den kritiske NO<sub>2</sub> koncentration. På denne måde fås, at det teoretiske lugtbidrag for NO<sub>2</sub> udgør 80% af den af lugtpanelet samlede bestemte lugt; - og for APU-motoren bliver det teoretiske lugtbidrag endda større end lugtpanelets bestemmelse.

På grund af den store påvirkning fra den efterfølgende dannede NO<sub>2</sub> i prøverne, er det besluttet ikke at bruge måleresultaterne for maksimum motorbelastning samt for APU motoren som input til de senere lugtberegninger.

For tomgang er den målte NO<sub>2</sub>-koncentration meget lav (afrundet værdi: 0). Der er altså kun sket en marginal (eller slet ingen) omdannelse af NO til NO<sub>2</sub> i prøveposerne. Det antages derfor, at den målte lugt skyldes emissionerne af HC, og at disse målinger derfor kan bruges som grundlag for de efterfølgende lugtberegninger. Ved at bruge de målte værdier for lugt og mg C fra hhv. tabel 10 og 9 og samtidigt tage højde for et generelt C-total/HC forhold på 0,73 i forbrændingsprodukterne (Hüttig et al., 1996) fås den HC relaterede lugtemissionsfaktor som:

$$LE/mgHC = (0.73C_{total}/totalHC) \cdot \frac{(LE/m^3)}{(mgC/m^3)} \quad (1)$$

Lugtemissionsfaktoren beregnes til 57 LE/mg HC, og værdien ligger indenfor intervallet mellem 31 og 150 LE/mg C<sub>HC</sub> (~23 og 110 LE/mg HC), der er benyttet i Düsseldorf og Hamburg lufthavn undersøgelserne, og i Frankfurt lufthavn.

Lugtemissionsraten (LE/s) for APU motoren findes ved at bruge lugtemissionsfaktoren 57 LE/mg HC sammen med APU motorens fuel flow og de specifikke koncentrationer af C<sub>CO2</sub> og C<sub>HC</sub> i de opsamlede prøver.

Masseraten for kulstof (C) i CO<sub>2</sub>-emissionen (g C<sub>CO2</sub>/s) beregnes fra brændstofflowet (Tabel 6), idet der forudsættes en 99% ren forbrænding og en kulstofandel på 0,86 i brændstoffet (der antages at stamme fra CH<sub>2</sub>).

$$gC_{CO_2} / s = 0.99 \cdot (0.86C / CH_2) \cdot ff \quad (2)$$

Forholdet mellem mg HC og g C<sub>CO2</sub> i prøveposen er:

$$mgHC / gC_{CO_2} = \frac{mgC_{HC} / m^3 / 0.73}{gC_{CO_2} / m^3} \quad (3)$$

Lugtemissionsraten findes herefter som:

$$LR = (gC_{CO_2} / s) \cdot mgHC / gC_{CO_2} \cdot (LE / mgHC) \quad (4)$$

Lugtemissionsraten for APU motoren er 462 LE/s.

## 9. Emissionsopgørelser

På selve lufthavnsområdet benytter flyene enten fuld motorbelastning ved start på startbanen eller lave motorbelastninger i forbindelse med landing, ved taxifart på rulleveje og ved ankomst eller afgang fra standplads. Derudover gør flyene brug af hjælpemotorer (APU: Auxiliary Power Unit) ved standpladsen til produktion af elektricitet, drift af aircondition anlæg, start af hovedmotorer m.m.

### Metode

Det overordnede princip for emissionsopgørelsen er: at kombinere 1) konkrete målinger af lugt, emissioner og brændstofforbrug for udvalgte flymotorer, 2) digitaliserede flyoperationer ud fra Københavns Lufthavne oplyste operationsdata, og 3) motorspecifikke brændstofforbrug for de fly, der flyver på Københavns Lufthavn. Til projektet har Københavns Lufthavn fremsendt et elektronisk kort over lufthavnens område og har oplyst data for flyaktiviteten i syv travle hverdagsdøgn med fortrinsvis brug af hver af de seks startbaner. I data indgår flytype, registreringsnummer, standplads, off/on block tid, angivelse af start/landing, tidspunkt for start/landing og baneanvendelse. Ved den efterfølgende digitalisering er der brugt et gitternet på 50x50 m til understøtning af de videre spredningsberegninger.

### *Digitalisering af flyoperationsdata*

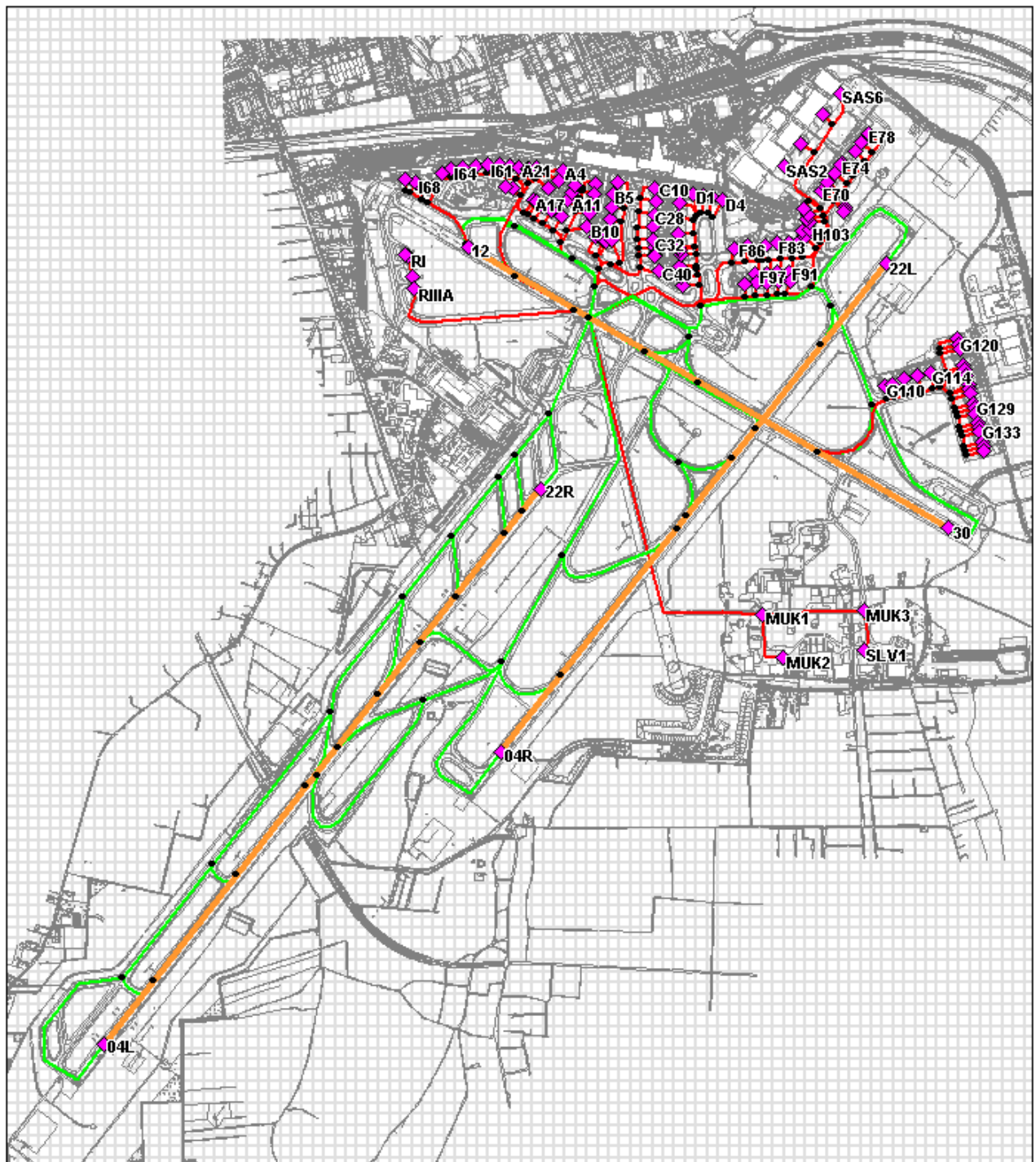
På figur 6 er alle standpladser markeret som violette punkter, og flyenes rulleveje er markeret med røde linjer frem til de fælles rulleveje, der er markeret med grønne linjer. De sorte punkter er knuder i det digitaliserede vejnet. De seks start/landingsbaner 22L, 22R, 04L, 04R, 12 og 30 er nummereret efter kompasretningen og med højre/venstre betegnelse til skelnen mellem de to parallelle baner. Fra hver standplads er der tegnet en rute, der fører hen til et fælles start/slutpunkt for passende grupper af standpladsers videre taxitur ad præferencerulleveje til/fra start/landingsbanerne.

### *Taxi før start*

Dokumentation fra Københavns Lufthavn i forbindelse med kortlægning af støjproblemer er brugt til at fastlægge præferencerullevejene (Delta Akustik, 1997). Til at fastlægge tidsforløbet og opholdet i de enkelte beregningsceller er som udgangspunkt brugt en fast taxihastighed på 8 m/s for alle fly. For hver taxitur mod start findes også en beregnet taxihastighed ud fra følgende ligning:

$$v_{\text{taxi}} = \frac{l_r}{(t_s - t_{\text{ob}})}$$

Hvor  $v_{\text{taxi}}$  = beregnet taxihastighed,  $l_r$  = rullevejslængde,  $t_s$  = tidspunkt for start,  $t_{\text{ob}}$  = off-block tid. I tilfælde hvor den beregnede taxihastighed er mindre end 8 m/s, regnes forskellen mellem taxitid ved 8 m/s og den sande taxitid som køtid på startstedet. Er den beregnede taxihastighed højere end 8 m/s, bruges den beregnede taxihastighed.



Figur 6. Ruter fra start/slutpunkt til start/landingsbane.



### *Start*

Til beskrivelse af bevægelsen på startbanen anviser lufthavnsselskabet oplysninger om brugt banelængde under accelerationen og sluthastigheden, når hjulene slipper asfalten (Jeppesen, 2003). Flyene opdeles til dette brug i de samme seks vægtklasser; 0-30, 30-50, 50-70, 70-120, 120-300 og > 300 tons maksimal startvægt (MTOW), som der benyttes i lufthavnens støjberegninger (Delta Akustik, 1997). For at kunne finde hvert flys tidsrum i hver beregningscelle, skal accelerationen findes ud fra følgende ligning:

$$a_s = \frac{v_s^2}{2 \cdot l_s}$$

hvor  $a_s$  = acceleration,  $v_s$  = sluthastighed,  $l_s$  = forbrugt banelængde.

### *Stigning*

Flyets bevægelse op til en lodret højde på 100 meter over startbanen medtages i digitaliseringen. I vandret plan beskrives flyets kurs som en lineær forlængelse af startbanen. Flyets fart antages at være konstant fra hjulene slipper startbanen og til det tidspunkt hvor flyet er steget 100 meter. For de seks vægtklasser regnes med stigningsprocenter der øges fra 8 til 18%, i spring af 2%, med faldende vægtklasser. Medtagelsen af den første del af flyenes stigning forlænger området med lugtudsendelse med mellem 556 og 1250 meter i vandret plan afhængig af flyenes vægt.

### *Indflyvning*

Under indflyvning medtages flyets bevægelse fra en lodret højde på 100 meter over landingsbanen. Hastigheden antages at være konstant og lig hastigheden, når hjulene berører asfalten ved landing. I vandret plan antages flyets kurs at være en ret linie sammenfaldende med landingsbanens orientering. Medtagelsen strækker området med udsendelse af lugt til 3333 meter regnet i vandret plan.

### *Landing*

Stedet på banen for landing antages at være det samme som stedet for start, når samme bane bruges til den omvendte operation. Ved landing findes hastigheden, når hjulene berører asfalten i de seks vægtklasser, som omtalt ved beskrivelsen af flyenes start (Jeppesen, 2003). Det antages, at nedbremsningen sker med en konstant deceleration, der numerisk set er den samme som startaccelerationen. Decelerationen antages at fortsætte, indtil flyenes hastighed kommer ned på 20 m/s. Denne hastighed fortsætter flyene med, indtil første afkørselsmulighed opstår, hvorefter taxiastigheden findes ud fra førnævnte formel. Den forbrugte banelængde ved nedbremsning til 20 m/s findes som:

$$l_L = \frac{v_L^2 - v_{20}^2}{2 \cdot a_L}$$

hvor  $a_L$  = acceleration,  $v_L$  = landingshastighed,  $v_{20}$  = hastighed efter nedbremsning (20 m/s),  $l_L$  = forbrugt banelængde under nedbremsning.

### Taxitur efter landing

Efter afkørsel fra landingsbanen findes taxihastigheden som:

$$v_{\text{taxi}} = \frac{l_r}{(t_{\text{ob}} - t_s)}$$

Hvor  $v_{\text{taxi}}$  = beregnet taxihastighed,  $l_r$  = rullevejslængde,  $t_s$  = tidspunkt for afkørsel,  $t_{\text{ob}}$  = on-block tid. I modsætning til taxituren før start bruges der ikke en fast taxihastighed efter landing. Den beregnede hastighed kan godt være større end 8 m/s, og omvendt vil en evt. køtid blot bidrage til at sænke den gennemsnitlige taxihastighed.

### Brug af hjælpemotorer

Af miljøhensyn er der restriktioner på brugen af hjælpemotorer, når flyene holder parkeret ved deres standplads. Ud fra lufthavnens oplysninger regnes der med, at hjælpemotorerne bruges fem minutter før off-block tid og fem minutter efter on-block tid.

### Sammenhæng mellem fly-registreringsnummer og motordata

Til brug for de videre lugtberegninger skal brændstofforbruget findes for de enkelte fly (angivet ved fly ID), der benytter lufthavnen. Første trin er at finde oplysninger om de enkelte flys motorfabrikat (motor ID) og antal motorer i en global database ”jp airline-fleets international 2003/2004” over alle fly (Klee, 2003). Næste skridt er at finde motorenes brændstofforbrug (og emissionsdata) for belastningen ved taxifart og start. Hertil bruges ICAOs Engine Exhaust Emission Database for jetmotorer med en trykkraft over 26,7 kN (ICAO, 1995). For turbopropmotorer og små jetmotorer bruges data tilsendt fra FOI (Töotalforsvarets Forskningsinstitut) i Sverige, der delvis kan genfindes i EMEP/CORINAIR (2002).

Selvom tabel 12 kun viser de mest almindeligt forekommende flymotorer for hhv. jet- og turbopropfly, er det samlet set lykkedes at tildele langt de fleste fly ID præcise motordata. De tiloversblevne fly har fået tildelt repræsentative motordata for en lignende flytype udfra et kvalificeret skøn.

Tabel 12. De mest brugte jet- og turboprop-motorer i Københavns Lufthavn (seks udvalgte dage i 2002).

Motor ID	Jetmotorer		Turboprop-motorer		
	Operationer	Op. Andel	Motor ID	Operationer	Op. Andel
JT8D-217C	929	26,7	PW150A	511	38,8
JT8D-219	305	8,8	PW120	239	18,1
CFM56-3C1	261	7,5	PW125B	127	9,6
CFM56-7B20	246	7,1	PW127F	126	9,6
LF507-1F	235	6,8	PW123	56	4,3
CF34-3B1	164	4,7	PT6A-34	44	3,3
CFM56-7B26	125	3,6	AE2100A	43	3,3
V2525-D5	114	3,3	CT7-5A2	40	3,0
V2533-A5	108	3,1	TPE331-12U-701G	24	1,8
AE3007A1	97	2,8	PW124B	19	1,4
Øvrige	894	25,7	Øvrige	88	6,7

## Beregning af lugt fra fly i lufthavnen

Den samlede lugtemission fra et fly i en gridcelle på et givent tidspunkt findes som produktet af den beregnede lugtemissionsfaktor, flyets motorantal, motorens specifikke HC indeks og brændstofflow, samt tiden flyet opholder sig i den givne gridcelle:

$$\Delta LE_{Aircraft,X}(t,i) = (LE / gHC) \cdot N_E \cdot EI_{HC,X} \cdot ff_X \cdot \Delta t(t,i) \quad (5)$$

i = gridcelle

t = tid (s)

$\Delta LE_{Aircraft,X}(t,i)$  = Lugtemissioner fra et fly med motortypen, x, i gridcellen, i, og tidspunkt, t, i tidsintervallet  $\Delta t$

$N_E$  = Antal flymotorer

$ff_X$  = Brændstofflow (kg/s) for en given motor, x, (data fra ICAO/FOI)

$EI_{HC,X}$  = HC emissions indeks (g/kg fuel) for en given motor, x, (data fra ICAO/FOI)

$\Delta t(t,i)$  = Tidsinterval for flyet in gridcelle i.

For APU motorer findes de samlede lugtemissioner pr. motor som produktet af lugtemissionsraten fra (4) og tidsintervallet for flyet i gridcellen:

$$\Delta OU_{Aircraft,APU}(t,i) = LR_{APU} \cdot \Delta t(t,i) \quad (6)$$

Lugtemissionsraten for APU motorer er meget lille sammenlignet med lugtemissionsraten på 32.000 der kan afledes af målingerne for JT8D-219 motoren. APU motorerne må derfor anses som en marginal kilde til lugtemissioner i lufthavnen, og usikkerheden ved at bruge den samme lugtemissionsrate for alle APU motorer anses for at være tilsvarende lav.

Den totale lugtemission fra flyaktiviteter i de syv dage der findes operationsdata for findes ved at opsummere udtrykkene (2) og (3) for alle fly, gridceller og tidsintervaller. I de senere spredningsberegninger bruges lugtemissionsresultaterne fra (2) i en gausisk spredningsmodel (OML model), se Olesen (1995).

## Resultater

Lugtemissionsresultaterne for de forskellige operationsfaser er vist i Tabel 13. Helt generelt udgør operationerne med lave motorbelastninger (taxifart, køkørsel og landing) 98% af den totale lugt. Lugtemissionsandelen for take off og climb out udgør lidt mindre end 2%, og lugtemissionen fra APU motorer er marginal (0,5% af den samlede lugt). Usikkerheden på lugtpanelets lugtbestemmelse er langt højere end usikkerheden på de øvrige beregningsparametre, og usikkerheden på lugtresultaterne antages derfor at være 60%.

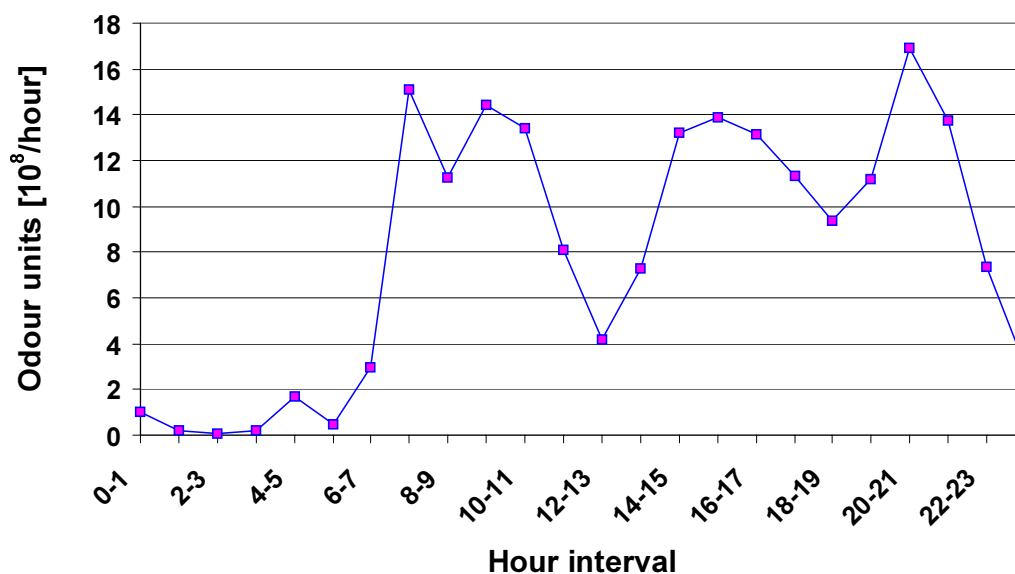
Tabel 13

Operation	Motorbelastning	Resultater	
		LE [ $10^9$ ]	LE andel [%]
Taxi (ankomst)	Tomgang	36.8	26.6
Taxi (afgang)	Tomgang	40.8	29.5
Køkkørsel (afgang)	Tomgang	49.0	35.3
Nedstigning	Tomgang	3.6	2.6
Landingsbane (deceleration)	Tomgang	2.9	2.1
Start/landingsbane (taxi)	Tomgang	2.4	1.7
Startbane (take off)	Maksimum	1.8	1.3
Climb out	Maksimum	0.5	0.4
APU	APU	0.7	0.5
Total		138.5	100.0

Lugresultaterne for Københavns lufthavn er beregnet for 7 ikke sammenhængende dage, og da fordelingen af operationsdata mht. tidsintervaller for de enkelte operationstyper, benyttet start/landingsbane osv. ikke vil være det samme for et helt år, er der ikke gjort et forsøg på at ekstrapolere resultaterne op til årsestimater for lugt. På den anden side kan procentfordelingerne mellem forskellige flyoperationsfaser godt sammenlignes med årsberegnete fordelinger fundet fra andre lugtstudier

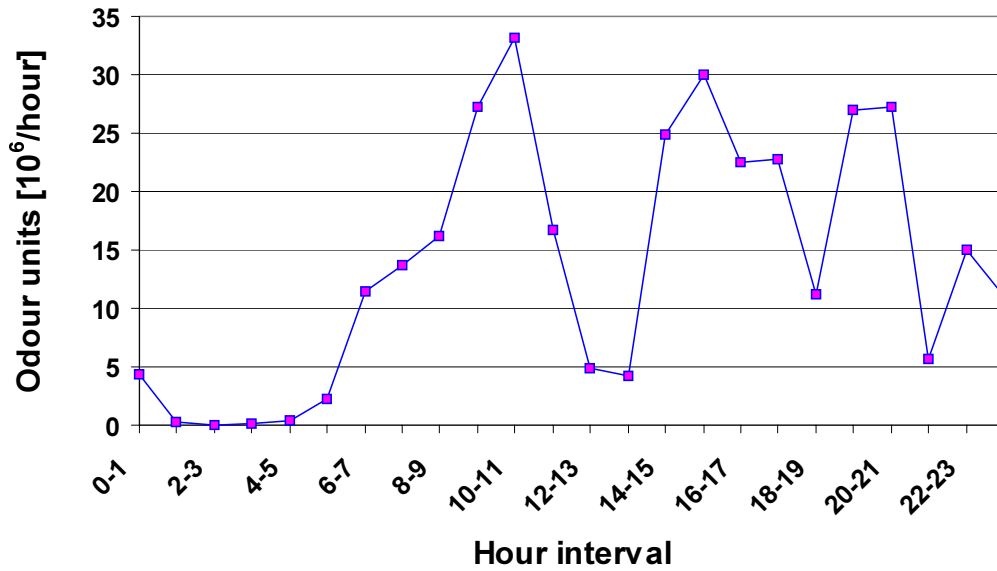
Procentfordelingerne for nedstigning (som enkeltkilde), de øvrige faser med lav motorbelastning, og take off/climb out fasen svarer til resultaterne fra Düsseldorf, Hamburg and Frankfurt lugtundersøgelserne. I de tyske lufthavnsundersøgelser er lugtandelene for APU omkring 5 gange større, svarende til den samme forskel i den benyttede lugtemissionsfaktor.

### Odour emissions (idle power)



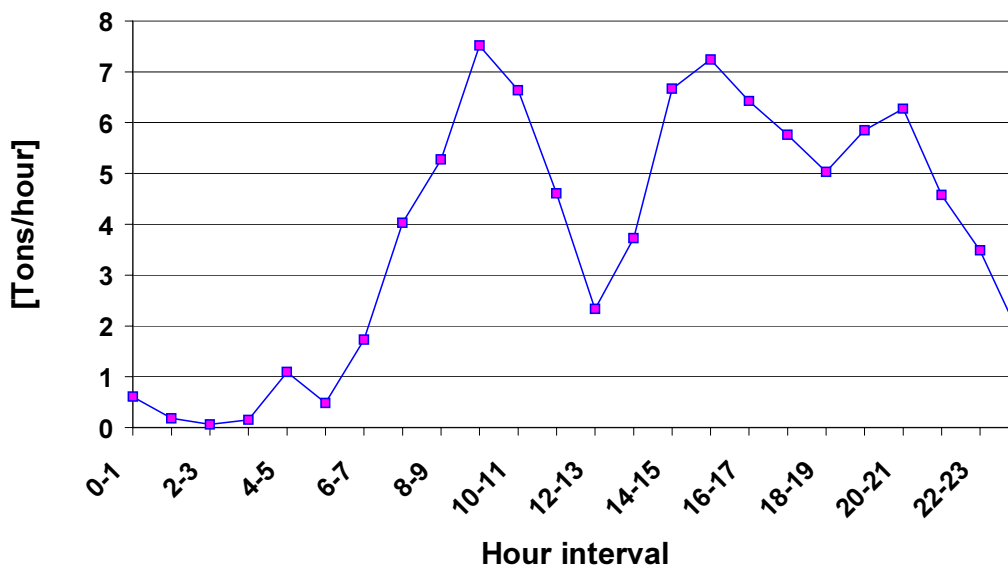
Figur 7: Samlet lugtemission i Københavns Lufthavn (timemiddelværdi)

### Odour emissions (take off and climb out)



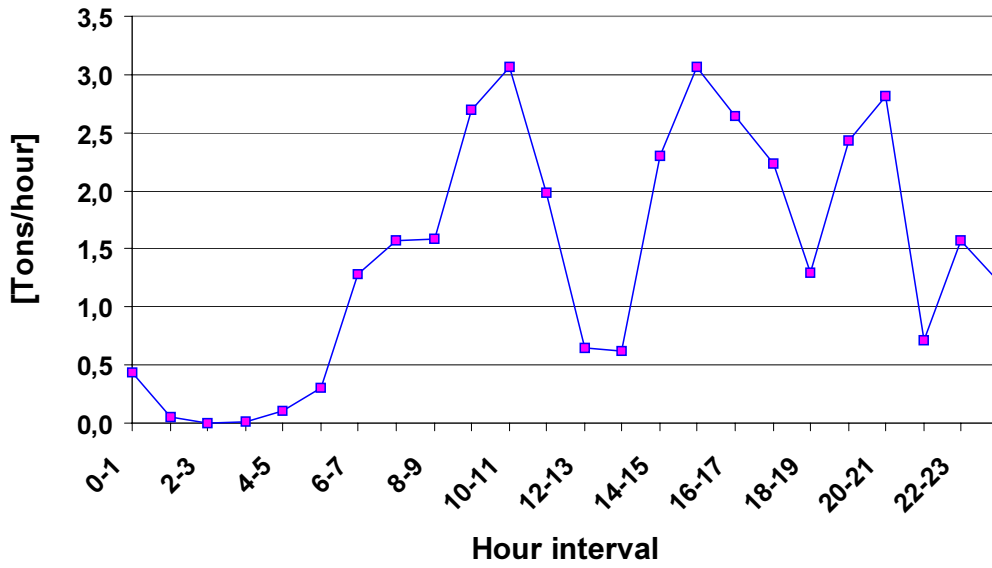
Figur 8: Samlet lugtemission i Københavns Lufthavn for take off og climb out (timemiddelværdi)

### Fuel burn (idle power)



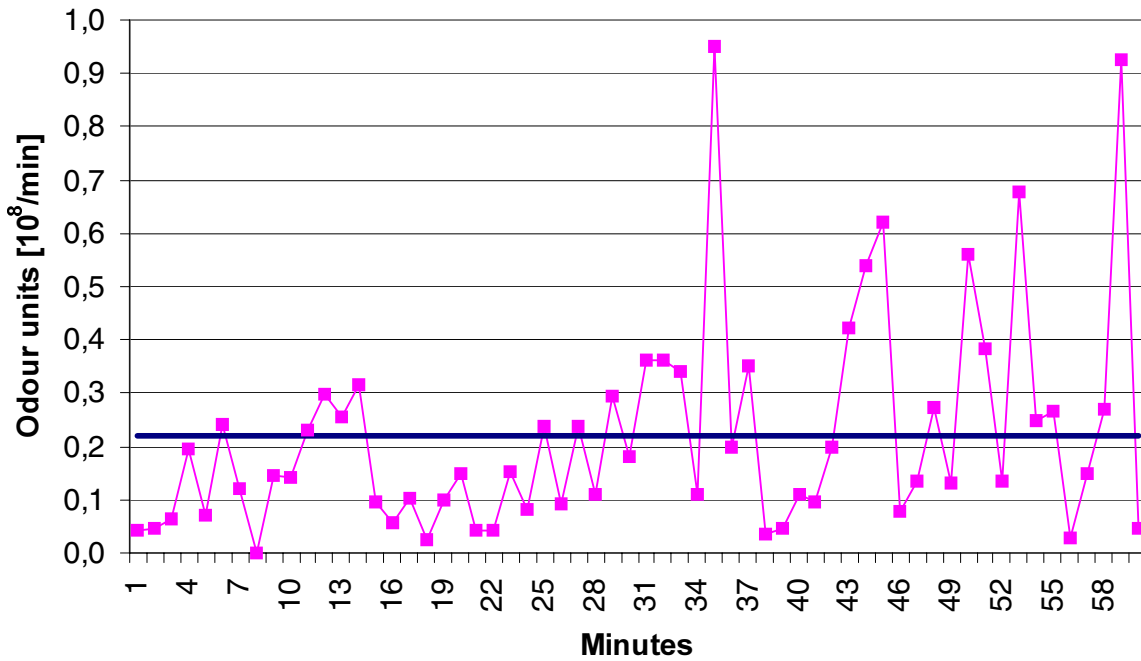
Figur 9: Brændstofforbrug i Københavns Lufthavn for flyoperationer ved lav motorbelastning (timemiddelværdi)

### Fuel burn (take off and climb out)



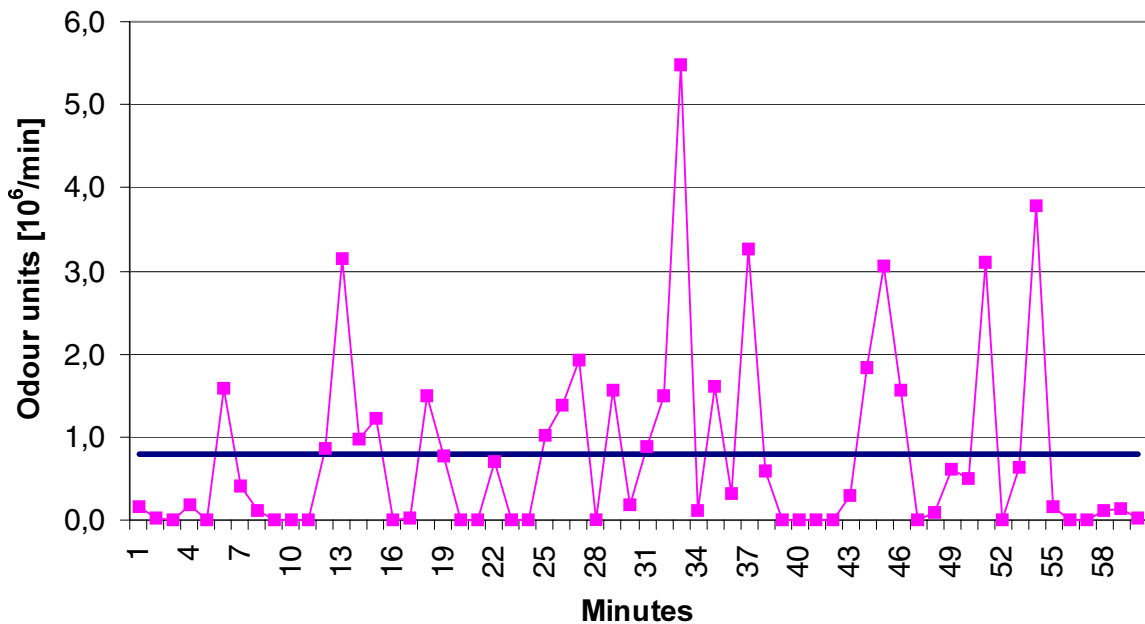
Figur 10: Brændstofforbrug i Københavns Lufthavn for flyoperationer ved maksimum motorbelastning (timemiddelværdi)

### Odour emissions (idle power)



Figur 11: Lugtemissioner pr. minut for en enkelt time i Københavns Lufthavn (lav motorbelastning)

## Odour emissions (take off and climb out)



Figur 12: Lugtemissioner pr. minut for en enkelt time i Københavns Lufthavn (maksimum motorbelastning)

Figur 7 viser døgnfordelingen af lugtemissionsraten som gennemsnit for de 7 dage operationsdata dækker. Da næsten al lugt bliver emitteret ved lav motorbelastning, viser Figur 7 i praksis også døgnvariationen for lugten udsendt ved lav motorbelastning. Døgnvariationen i brændstofforbruget for lav og maksimal motorbelastning er vist på hhv. Figur 9 og 10. Variationen i brændstofforbruget afspejler lufthavnens mønster i flyaktivitet.

For de fleste timeintervaller finder de største lugtemissioner sted når der er et stort brændstofforbrug ved lav motorbelastning (Figur 9). De største lugtbidrag beregnes for timerne mellem 7 og 8, 9 og 11, 14 and 17, og 20 og 22.

De store lugtemissioner mellem 7 og 8, og mellem 20 og 22, skyldes i høj grad lugtemissionerne ved lav motorbelastning for flytypen Antonov 26B. Her har motoren (AI-24VT) et HC indeks på 281 g/kg fuel. Antonov 26B betjener Københavns Lufthavn på rutebasis, og lugtresultaterne for denne flytype skal derfor medtages i de samlede lugtresultater og de efterfølgende spredningsregninger.

Lugtemissionerne fra de 11 Antonov 26B flyafgange mellem 7 og 8 er omtrent 0,8 mia. LE (beregnet som et gennemsnit over de syv dage), og særligt taxifarten før take off vejer tungt i beregningerne. De gennemsnitlige lugtemissioner for ankomsterne med Antonov 26B mellem 20 og 21 (seks ankomster), og mellem 21 og 22 (syv ankomster) er hhv. 0,4 og 0,6 mia. LE - igen beregnet som et gennemsnit over syv dage).

De fleste lugtemissioner udsendes fra taxifarten efter landing. Hvis lugtbidragene fra Antonov 26B udelades fra de samlede resultater, ville døgnvariationen for lugtemissionsraten (Figur 7) være næsten sammenfaldende med brændstofforbrugskurven vist på Figur 9.

Døgnvariationen af lugtemission (Figur 8) og brændstofforbrug (Figur 10) er omtrent ens ved maksimal motorbelastning (take off og climb out). Perioder med mange flystarter og/eller brug af store fly svarer til lugtspidser, når der kun ses på take off og climb out. Det skal dog understreges, at bidragene til den samlede lugt er meget små for maksimal motorbelastning.

På figur 11 og 12 er lugtemissionerne afbildet som minuttværdier for timen mellem 10 og 11 (30. april 2002) for hhv. lav og maksimal motorbelastning. De sammenhørende gennemsnitlige minuttværdier for lugtemissionerne er også vist som vandrette linjer. Figureerne viser tydeligt de karakteristiske udsving i lugtemissionen (og udstødningsgasser) for en lufthavn over en time.

Igennem hele timen sker der en lugtemission for lave motorbelastninger (taxifart, køkørsel og landing) og brug af APU. For maksimal motorbelastning falder lugtemissionerne til nul, i de minutter, hvor der ikke er flystarter, eller i nogle få tilfælde hvor databaseværdierne for HC emissionsindekserne angives som nul. For begge motorbelastninger optræder lugtspidserne generelt, når der er et stort brændstofforbrug. I nogle få tilfælde beregnes der også meget lugt pga. relativt store aggregerede HC emissionsindekser.

Figur 13 viser den beregnede lugtemission fra et MD80 fly, der ruller ud fra gate C36 (inkluderet 5 minutters brug af APU før off-block tidspunktet) og benytter startbane 30 til take off (2 minutters køtid før acceleration). Det skal bemærkes, at det øverste trin på lugtskalaen dækker et stort interval. Taxiruten afviger en smule fra den mest logiske rute, med en afstikker til den såkaldte "7-stjerne".

De taxirelaterede lugtemissioner varierer mellem gridcellerne, fordi taxiruten ikke er parallel med gridcellernes placering. De største akkumulerede lugtemissioner beregnes i startpunktet for take off på startbane 30, og lugtværdien afspejler de 2 minutters køtid før acceleration. Under den første del af accelerationen ligger lugtemissionerne i midten af lugtskalaen, idet brændstofforbruget er stort og hastigheden er lav. Senere falder lugtemissionerne til meget lave niveauer, efterhånden som flyets hastighed stiger, og flyet til sidst letter.

Tabel 14 Operationsdata for Københavns Lufthavn d. 30. april 2002

Operation	Bane	Antal operationer
Landing	04L	7
Landing	22L	358
Landing	22R	14
Take off	22L	34
Take off	22R	340

Operationsdata for Københavns Lufthavn d. 30. april 2002 er vist i Tabel 14. Denne dag foregår starter og landinger hovedsageligt på hhv. banerne 22R og 22L. De akkumulerede lugtemissioner er vist på Figur 14. Landingsbanernes afkørsler er vist med sorte symboler. På Figur 14 er det vigtigt at bemærke, at lugtskalaen er ikke-lineær, med markante trinvis stigninger i lugten. Med dette i erindring ses det helt generelt, at det meste lugt bliver emitteret på taxivejene relativt tæt ved lufthavnens terminalområde.



Landingerne på bane 22R (14 landinger) og 04L (7 landinger) giver små, men tydelige lugtbi-  
drag under nedstigningen. Det store antal landinger på bane 22L (358 landinger) giver tilsvaren-  
de mere lugt. På Figur 14 er det tydeligt, at mange (mindre) fly bruger den afkørsel, der ligger  
tæt på landingspunktet for 22L. Figur 14 viser også, at færre og færre fly (de største fly) bruger  
afkørslerne, efterhånden som afstanden til landingspunktet for 22L bliver større.

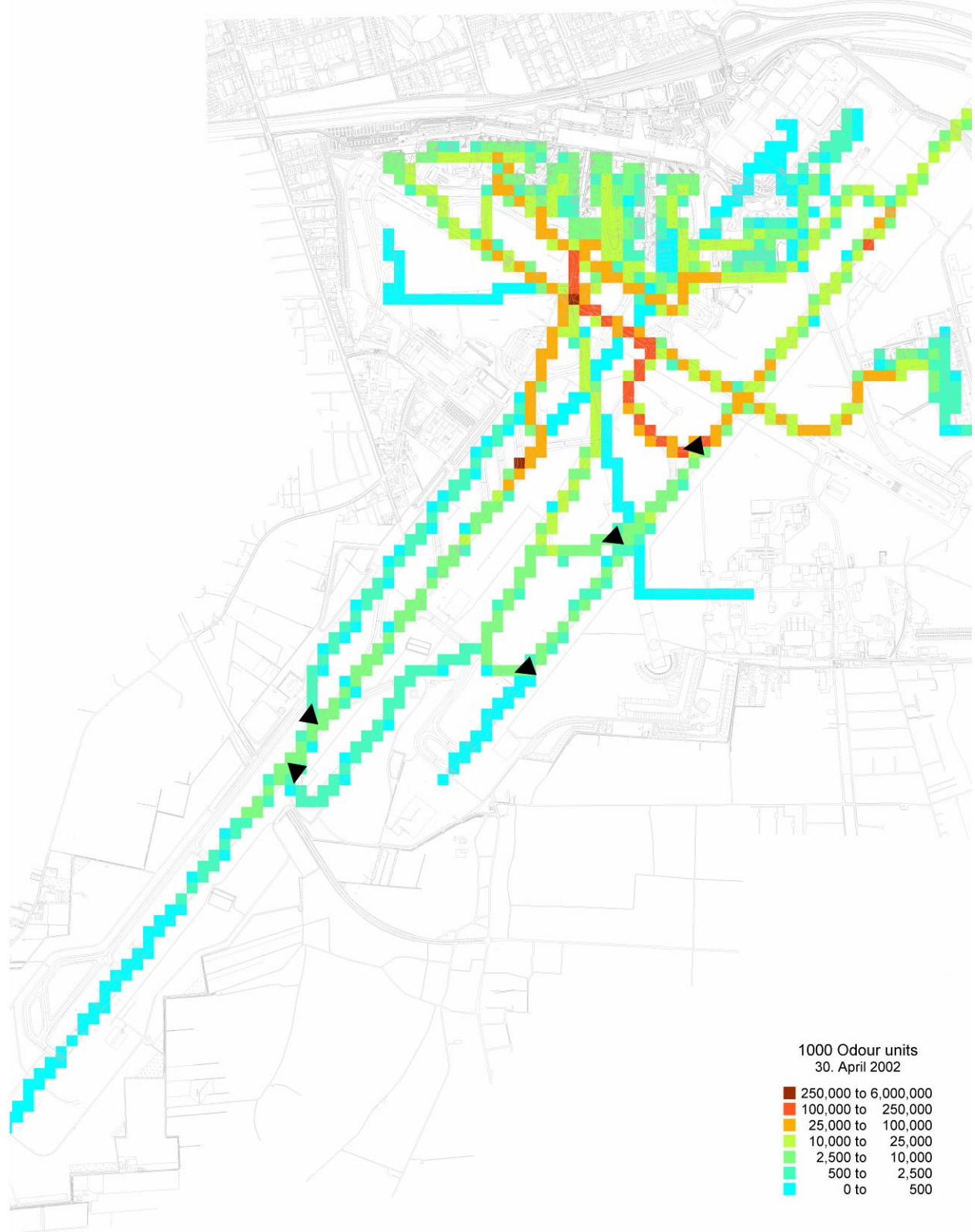
Figur 14 viser en tydelig lugtemission på bane 22R ifm. flyenes taxifart før start (i alt 340 star-  
ter). På startpunktet for take off, giver flyene i kø lugtemissioner på det højeste niveau af lugt-  
skalaen.

Lugtemissionerne på bane 22R efter startpunktet for take off, er summen af lugtemissionerne fra  
de 340 starter og 14 landinger (på 04L). Figur 14 viser også et synligt (men langt mindre) lugtbi-  
drag for enden af 22L, der stammer fra de 34 starter på banen.

Lugtemissionerne stiger på rullevejene efterhånden som flyene nærmer sig "7-stjernen". I dette  
punkt er lugtemissionen på det maksimale niveau. I det GIS forankrede rullevejssystem krydser  
flyene "7-stjernen" når de ankommer eller forlader gaten på terminalfingrene A, B eller C, som  
det er defineret i Københavns Lufthavns støj/rullevejsrapport (Svane et al., 1997).



Figur 13. Den beregnede lugt fra et MD80 fly fra det forlader standpladsen C36 (med fem minutters APU drift før off-block tid) til det starter på bane 30. Udslip estimeret via HC emissioner samt forbrug af brændstof.



Figur 14. Den samlede beregnede lugt for én af de udvalgte dage (d. 30. april 2002), hvor starterne fortrinsvist er sket på bane 22R og landingerne på bane 22L. Udslip estimeret via HC-emissioner samt forbruget af brændstof.

## 10. Kemiske analyser af prøver

Formålet med kemiske analyser af udstødningsgassen er at få et mål for indholdet af kendte lugtende stoffer og at undersøge sammenhængen med prøvens lugt som bestemt af lugtpanelet.

Der er opsamlet prøver til kemisk analyse af VOC-forbindelser (flygtige organiske forbindelser) på kulrør. I laboratoriet desorberes forbindelserne og analyseres ved gaskromatografi med massespektrometri-detektion. Formålet er om muligt at identificere om lugten skyldes forstøvet eller fordampet brændstof eller produkter fra forbrændingen.

Specielt er analyseret luftprøver for formaldehyd og lignende forbindelser (carbonylforbindelser) ved opsamling på rør indeholdende DNPH (dinitrophenylhydrazin). Rørene ekstraheres i laboratoriet og analyseres med væskrokromatografi (High-Performance Liquid Chromatography).

Absolutmængderne af de opsamlede forbindelser er bestemt i hvert tilfælde ved at måle CO<sub>2</sub> koncentrationen i gasprøverne og sammenholde den med brændstofforbruget under prøve kørslen, idet der med tilnærmelse regnes med fuldstændig forbrænding (99%).

### Ekstraktion af kulrør

To sektioner af kulrør (stor og lille) blev ekstraheret separat med henholdsvis 2 ml (lille) og 4 ml (stor) carbondisulfid (CS<sub>2</sub>) tilsat 2-fluorotoluen som intern standard. Prøverne blev sat i køleskab indtil kul var afsat på bunden. Der udtages 100 µl som overføres til en vial til videre analyse med GC-MS. Analysen udføres i full scan (50-350 amu). I de undersøgte prøver var der imidlertid ingen stoffer i tilstrækkelige høje koncentrationer til, at det var muligt at identificere dem. Det skal bemærkes, at koncentrationerne skal være i ppm område (µg/ml), for at GC-MS i full scan er følsom nok.

### Ekstraktion af DNPH rør

Formaldehyd og lignende forbindelser er opsamlet på rør coated med dinitrophenylhydrazin (DNPH), som reagerer med carbonyler (aldehyder og ketoner). Carbonyler der har reageret med DNPH ekstraheres fra kolonnen med 5 ml acetonitril. Ekstrakten analyseres med omvendt fase High Performance Liquid Chromatography (HPLC) med UV-detektion. Der kvantificeres over for standard indeholdende 16 DNPH-derivatiserede carbonyler.

Resultaterne for de undersøgte carbonyler fremgår af tabel 15a og 15b for henholdsvis GTCP 131-9A- og JT8D-219-motoren, hvor resultaterne er de umiddelbare koncentrationer i de opsamlede luftprøver. Analyseresultaterne i tabel 15 omregnes til emissioner på samme måde som for lugt ved reference til CO<sub>2</sub>. Resultaterne er vist i tabel 16.

Tabel. 15a. Koncentration af carbonyler ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) opsamlet på DNPH rør. GTCP 131-9A.

Drift (%el/aircon.)	Formaldehyd	Acetaldehyd	Propion-aldehyd	Methacrolein	Benzaldehyd
22/0	285	46	25	9	42
35/0	465	62	23	11	43
35/0	178	25	14	6	16
35/30	n.d.	7	n.d.	38	n.d.
35/22	14	12	n.d.	24	n.d.
70/22	3	3	n.d.	14	n.d.
50/22	4	11	n.d.	25	n.d.

Der er også analyseret for de følgende stoffer som ikke er fundet i prøverne: acrolein, acetone, crotonaldehyd, butanon, butylaldehyd, valeraldehyd, p-tolualdehyd og hexaldehyd. n.d. betyder ikke detekteret.

Tabel. 15b. Koncentration af carbonyler ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) opsamlet på DNPH rør. JT8D-219.

Drift (%el/aircon.)	Form-aldehyd	Acet-aldehyd	Acrolein	Acetone	Propion-aldehyd	Meth-acrolein	Benz-aldehyd
Tomgang	67	34	17	3	9	21	3
Tomgang	32	22	25	n.d.	7	9	n.d.
Tomgang	26	27	27	n.d.	8	10	17
Start	17	16	n.d.	4	6	n.d.	12
Start	5	3	n.d.	3	3	n.d.	5
Start	6	n.d.	n.d.	2	2	n.d.	2
Landing	22	27	7	n.d.	5	9	n.d.
Landing	23	46	50	n.d.	8	12	4
Landing	24	30	22	n.d.	7	10	3
Cruise	47	83	77	n.d.	20	17	17

Der er også analyseret for de følgende stoffer som ikke er fundet i prøverne: crotonaldehyd, butanon, butylaldehyd, valeraldehyd, p-tolualdehyd og hexaldehyd.

Tabel. 16a. Emission af carbonyler fra GTCP 131-9A- motor( $\mu\text{g}/\text{s}$ ). Prøvekoncentrationer i tabel 15a omregnet.

Drift (%el/aircon.)	Formaldehyd	Acetaldehyd	Propion-aldehyd	Methacrolein	Benzaldehyde
22/0	356	58	32	12	53
35/0	540	72	27	13	50
35/0	205	28	16	7	19
35/30	n.d.	6	n.d.	31	n.d.
35/22	12	10	n.d.	20	n.d.
70/22	3	3	n.d.	11	n.d.
50/22	4	10	n.d.	22	n.d.

Tabel. 16b. Emission af carbonyler fra JT8D-219-motor ( $\text{mg}/\text{s}$ ). Prøvekoncentrationer i tabel 15b omregnet.

Drifts tilstand	Form-aldehyd	Acet-aldehyd	Acrolein	Acetone	Propion-aldehyd	Meth-acrolein	Benz-aldehyd
Tomgang	13	7	3	0,6	2	4	0,6
Tomgang	6	4	5	n.d.	1	2	n.d.
Tomgang	5	5	5	n.d.	2	2	3
Start	15	14	n.d.	4	5	n.d.	10
Start	5	3	n.d.	2	2	n.d.	4
Start	5	n.d.	n.d.	2	2	n.d.	2
Landing	7	9	2	n.d.	2	3	n.d.
Landing	7	14	16	n.d.	2	4	1
Landing	7	9	7	n.d.	2	3	1
Cruise	33	60	55	n.d.	14	12	12

## 11. Spredningsberegninger

### Lugtgrænseværdien

Grænseværdien for lugt er ikke fastsat med henblik på sundhedsskadelige effekter, men for at forebygge og afhjælpe lugtgener. Lugt måles i lugtstofenheder, som er defineret via lugttærsklen.

I modsætning til Luftvejledningen (Miljøstyrelsen 2001), hvor grænseværdierne (B-værdierne) knytter sig til timemiddelværdierne, så knytter Miljøstyrelsens grænseværdi for lugt (Miljøstyrelsen 1985) sig til 1-minutsmiddelværdier. Det skyldes, at koncentrationerne inden for en time varierer meget på grund af blandt andet den varierende vindretning, og fordi lugt opfattes selv ved kortvarige høje koncentrationer. Miljøstyrelsen anbefaler en grænseværdi på 5-10 LE/m<sup>3</sup>.

Den almindelige metode ved sagsbehandling er, at der først gennemføres beregninger for lugtkoncentrationer på basis af timemiddelværdier (99%-fraktiler på månedsbasis), hvorpå fraktilværdierne omregnes til den maksimale forekommende 1-minutsværdi inden for den pågældende fraktiltime. For punktkilder anviser Miljøstyrelsen (1990) at omregningen fra timemiddelværdier sker ved at multiplicere med 7,8. Faktoren 7,8 er dog usikker. For fladekilder findes ingen anvisning; men DMU anbefaler at anvende en faktor 2,8 (se begrundelse i et senere afsnit).

Faktorerne er usikre. Følgende forhold har bl.a. betydning for korrektionen, men kan ikke simpelt kvantificeres: afstand fra kilden, kildens udstrækning, kombination af flere kilder, udslipshøjde over jorden og meteorologiske forhold. Generelt bør faktoren for lave kilder, som her, aftage med afstanden fra kilden, men hvor hurtigt og hvor meget vides ikke.

Denne procedure for beregning (brugen af en faktor 2,8) betyder *ikke*, som det ofte fejlagtigt tolkes, at der beregnes 99%-fraktiler af 1-minutts middelværdierne på månedsbasis. Derimod vil beregning af en given 1-minuttskorrigeret 99%-fraktilværdi betyde, at der i hver af højst 7 enkelte timer på en måned (1% af månedens 720 timer) forekommer mindst én 1-minutts-episode, hvor lugten i middel har oversteget den beregnede fraktilværdi.

Menneskets opfattelse af lugtens styrke (lugtintensiteten) er logaritmisk, dvs. at for lugtkoncentrationer under ca. 10 LE/m<sup>3</sup> kan der tydeligt differentieres mellem forskellige lugtintensiteter/koncentrationer, men for lugtkoncentrationer over ca. 20 LE/m<sup>3</sup> vil det normalt være vanskeligt at skelne mellem forskellige niveauer. Det medfører, at en ændring i lugteksponeringen udtrykt ved at 99%-fraktilen ændres fra 100 til 50 LE/m<sup>3</sup> betyder, at opfattelsen af spidsværdierne ikke vil ændres væsentligt, men hyppigheden af koncentrationer over lugttærsklen vil aftage.

### Den anvendte model

OML-modellen er en atmosfærisk spredningsmodel. Modellen er en del af grundlaget for Miljøstyrelsens Luftvejledning (2001), og er almindeligt accepteret til brug for denne type opgaver. OML-modellen beregner statistikker (fx. 99%-fraktiler) baseret på beregninger af timemiddelværdier af koncentrationer i omgivelserne for hver time over et år.

Modellen har samme præcision som de bedste internationale operationelle modeller med tilsvarende anvendelser, hvilket er dokumenteret i flere videnskabelige artikler. Den er afprøvet på mange forskellige eksperimentelle datasæt og har med gode resultater indgået i internationale evalueringer. Modellen håndterer både punkt- og flade/arealkilder.

## Emissioner

Emissionsopgørelsen er som nævnt foretaget for 7 forskellige dage (seks i 2002 samt en i 2001, der blev medtaget på et sent tidspunkt for at belyse brugen af bane 30), der hver repræsenterer dage med anvendelse af hovedsageligt én af de fire baner 04, 22, 12 eller 30. Der er til spredningsberegningerne udvalgt fire dage til at beskrive emissionen fra de fire baner (tabel 17).

Tabel 17. Dage, hvor der er foretaget emissionsopgørelser

Dato	Bane	Brugt til beregning
13/8 2002	04	
15/8 2002	04	+
20/2 2002	12	+
28/10 2002	22	
30/4 2002	22	
30/5 2002	22	+
21/2 2001	30	+

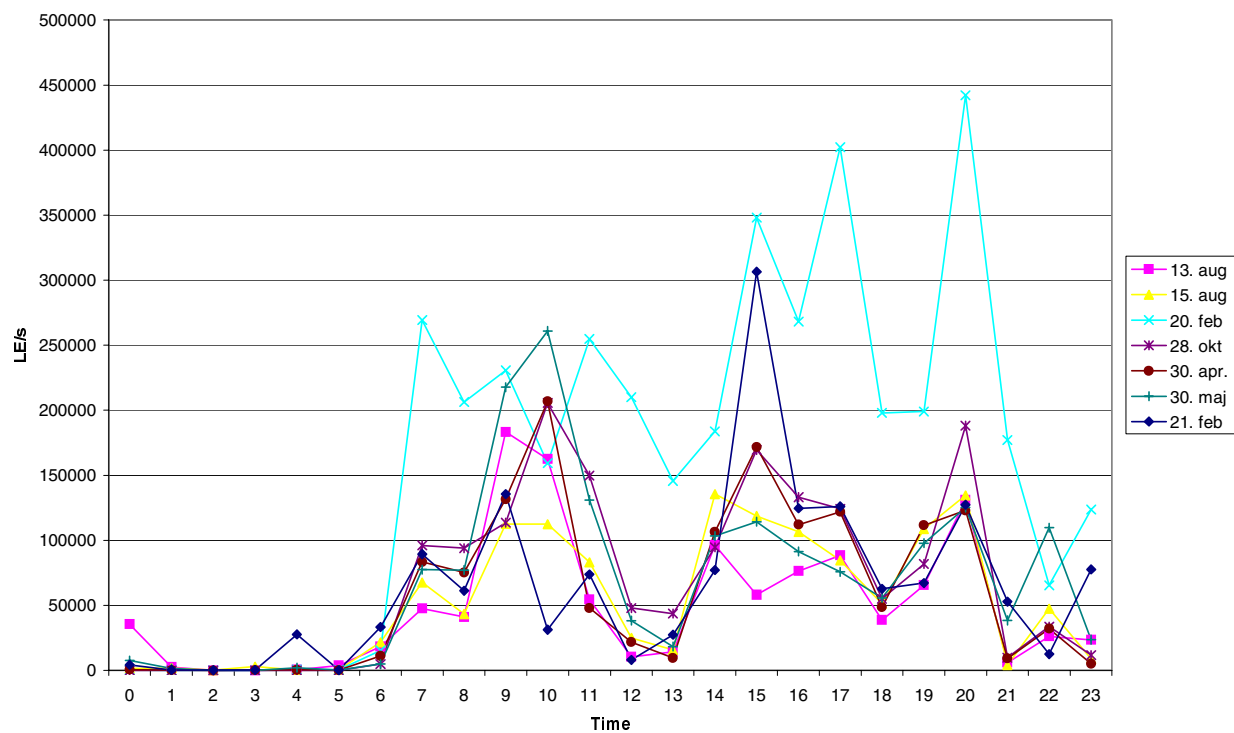
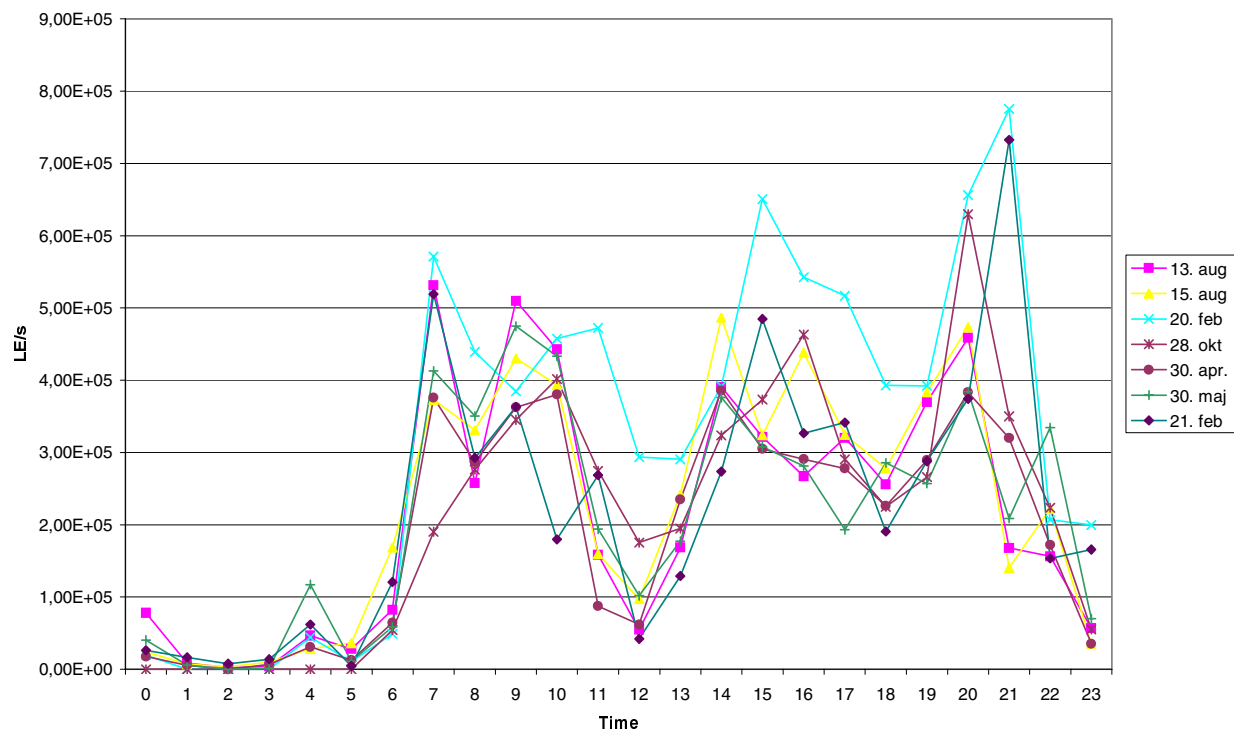
For bane 12 og 30 er der kun én mulighed. Dagene for bane 04 og 22 er udvalgt som de dage, hvor den samlede døgnemission bestemt via brændstofforbrug har været størst (figur 15). Dagene falder også sammen med den største samlede maksimale emissionen fra enkelt felter i 50x50 m nettet udlagt over lufthavnen.

Hver dato/bane repræsenterer emissionen i samtlige af døgnets timer og samtlige felter over hele lufthavnen inkl. indflyvning og udflyvning op til 100 m. Den tidlige variation i hvert felt er således individuelt beskrevet for hver af dagene. Ved at vælge dage på denne måde får man et konservativt skøn over lugtbelastningen, men variationerne er ikke så store, at det får nogen betydning - den øvrige usikkerhed taget i betragtning.

Spredningsberegningerne foretages som nævnt for hver time gennem et år. Her er anvendt meteorologiske data for Kastrup 1976, som også er et 'standard år' i Luftvejledningen. For en given time i beregningerne styrer den aktuelle vindretning og vindhastighed hvilken bane, der skal repræsentere emissionsforholdene.

For vestlige vinde anvendes bane 22, for østlige bane 04, og kun for meget høje vindhastigheder fra nordvest eller sydøst anvendes bane 30 hhv. 12. En præcis beskrivelse fremgår af tabel 18. Med den benyttede meteorologi blev banerne 22, 04, 30 og 12 anvendt i henholdsvis 53%, 42%, 3% og 2 % af timerne i året. Hvert af felterne med emission håndteres som en arealkilde i OML-modellen.

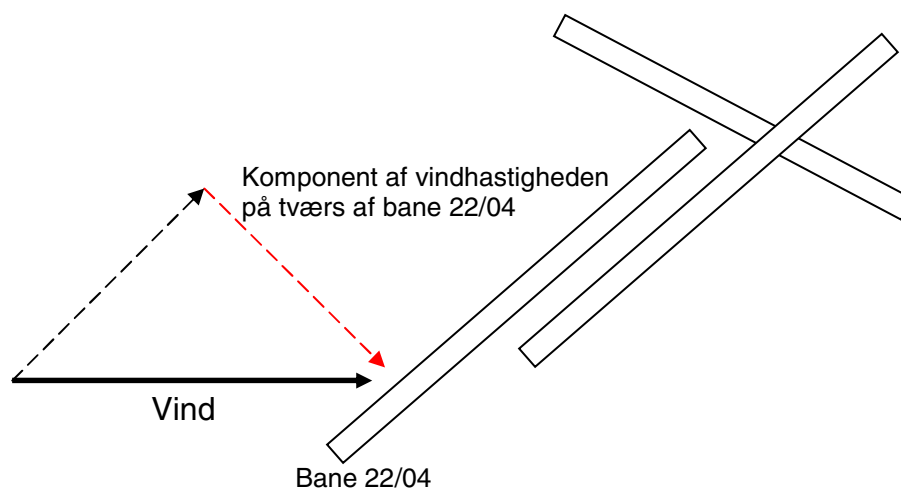




Figur 15. Lugtemissionsraten (LE/s) fordelt på timerne i døgnet for de angivne dage. Øverst for hele lufthavnen og nederst for det 50 m x 50 m felt med størst emission. Emission estimeret på baggrund af flyenes kulbrinteemission.



Tabel 18. Banevalg under forskellige vejrforhold



Vindhastighed (m/s)	Vindretning (grader)	Bane
< 1	Alle	22L og 22R
<b>Vindhastigheds-komponent på tværs af bane 22/04 (m/s)</b>		
< 8	130 til 310	22L og 22R
	310 til 130	04L og 04R
≥ 8	80 til 170	12
	170 til 260	22L og 22R
	260 til 350	30
	350 til 80	04L og 04R

### Faktor 2,8 - lugt fra flade/arealkilder

Lugtvejledningens grænseværdi bygger på 1-minutsmiddelværdier. OML beregner 1-times middelværdier. For punktkilder har DMU tidligere i mangel af bedre anvist at multiplicere med en faktor 7,8 (ca.  $\sqrt{60}$ ), når en timemiddelværdi skal omsættes til den maksimale 1-minuts middelværdi inden for timen. Faktoren er usikker og burde blandt andet afhænge af afstand fra kilden, kildens udstrækning, kombination af flere kilder, udslipshøjde over jorden og meteorologiske forhold

I forbindelse med OML-beregninger for arealkilder vurderer DMU, at faktoren 7,8 er for stor. Begrundelsen bygger på den antagelse, at faktoren for punktkilder med nogen rimelighed kan beskrive forholdet mellem maksimal 1-minut og 1-timesmiddel for punktkilder. Når man måler en timemiddelværdi af immissionen fra en punktkilde, er koncentrationen egentligt sammensat af en tidsserie af korttidskoncentrationer, der varierer omkring middelværdien, inkl. perioder med nulværdier. Det skyldes, at den øjeblikkelige (instantane) røgfane er meget mindre end udbredelsen af den timemidlede udbredelse. Således vil røgfanen fra en punktkilde i løbet af timen bølge (meandre) op og ned samt fra side til side, hvorfor den instantane røgfane i kortere eller længere perioder indenfor timen rammer målepunktet. For (høje) punktkilder kan røgfanen altså bevæge sig i to dimensioner - vertikalt og horisontalt.

For arealkilder er den horisontale bevægelse af den instantane røgfane af mindre betydning, idet røgfanen fra start har en relativ stor horisontal udbredelse, hvorved den horisontale bølgebevægelse i størstedelen af røgfanen ikke vil bidrage til, at koncentrationen i et målepunkt varierer. Dette er dog begrænset til de nærmeste afstande fra arealkilden – ud til ca. 5–10 sidelængder. Dermed vil der være færre nuller i en tidsserie for koncentrationen, der desuden vil ligge tættere på middelværdien. Derfor vil en faktor 7,8 være for stor for arealkilder.

DMUs p.t. bedste bud på en faktor for arealkilder vil være ca. 2,8, begrundet således:

Den relative variation af koncentration (eller faktoren) i et målepunkt er tilnærmelsesvis omvendt proportional med sandsynligheden for at den instantane røgfane er til stede:

$$\text{Faktor} = \text{Konst}/(P(y)*P(z)),$$

hvor  $P(y)$  og  $P(z)$  er sandsynligheden (tiden) for at den instantane røgfane befinder sig i horisontal respektiv vertikal position  $y$ ,  $z$ . For en konstant emitterende røgfane uden meander skal faktoren være 1,0 samt  $P(y)=1$  og  $P(z)=1$ , hvilket medfører at  $\text{Konst} = 1$ , altså

$$\text{Faktor} = 1/(P(y)*P(z))$$

Antages at meander i horisontal og vertikal retning er ens ( $P(y)=P(z)=P$ ), og at for punktkilder er faktoren 7,8, fås:

$$7,8 = 1/(P(y)*P(z)) = 1/P^2$$

hvorved  $P=1/\sqrt{7,8}$ .

For arealkilder, hvor røgfanen har en relativ stor horisontal udbredelse og derved er tilstede i den horisontale bevægelse hele tiden, fås at  $P(y)=1,0$ , hvorved:

$$\text{Faktor} = 1/(P(y)*P(z)) = 1/(1,0*P(z)) = 1/(1,0*1/\sqrt{7,8}) = \sqrt{7,8} = 2,8.$$

Der kan argumenteres for, at faktoren skal være endnu en smule mindre, idet den vertikale meander fra en jordkilde (arealkilde) er mindre end for en høj (punkt-)kilde; men dette er umiddelbart ikke til at kvantificere. Omvendt kunne der i nogle vejr-situationer godt optræde en smule horisontal meander, således at  $P(y)$  er mindre end 1, og dermed bliver faktoren lidt større.

## Resultater

Der er foretaget spredningsberegninger for lugtkoncentrationer på grundlag af flere forskellige emissions opgørelser: Bestemt ud fra forbrug af flybrændstof alene (figur 16) og ud fra kulbrinteemissioner (figur 17). Lugtkoncentrationen er omtrent det halve, når kulbrinte anvendes som mål for lugtemissionen, hvilket er den mest pålidelige bestemmelse.

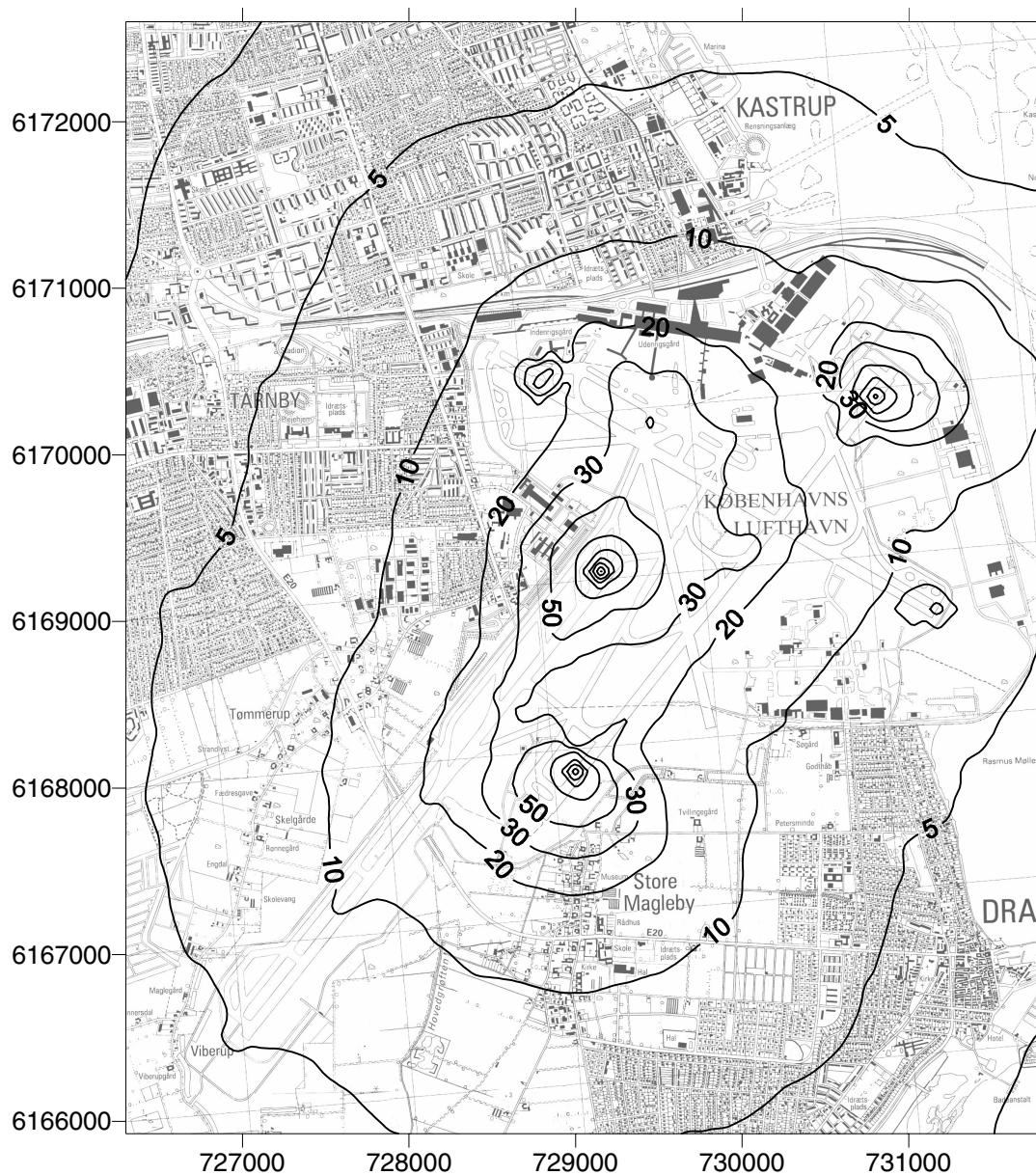
Der ses i figur 17 overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi for lugt på 5-10 LE/m<sup>3</sup> udenfor lufthavnsområdet ved Store Magleby. De højeste lugtkoncentrationer i boligområder forekommer i den nordlige del ved punkt S, hvor den maksimale månedlige 99%-fraktil for timemiddelværdier beregnes til ca. 21 LE/m<sup>3</sup>, som korrigeret til maksimal 1-minutsmiddel bliver ca. 59 LE/m<sup>3</sup>. I boligområdet ved punkt V er den maksimale månedlige 99%-fraktil for timemiddelværdier 10 LE/m<sup>3</sup>, og ved korrektion til maksimal 1-minutsmiddelværdi fås 28 LE/m<sup>3</sup>.

Der er bestemt bidrag fra henholdsvis start/stigning (figur 18) og her er lugtbidraget minimalt. For APU/taxi/ventetid/landing/ indflyvning (figur 19) alene er lugtkoncentrationen som i figur 17, hvilket vil sige, at det netop er disse situationer, som bidrager mest til lugten og her udgør ventetid det største bidrag.

NO<sub>x</sub>- (figur 20 og 21) og kulbrinte-niveauer (figur 22 og 23) er beregnet som maksimal 99%-fraktil og årsmiddelværdier. 99%-fraktillerne forekommer relativt høje og kan svare til lejlighedsvis lugtbelastning i omgivelserne. Niveauerne for NO<sub>x</sub> må i følge sagens natur være højere end niveauerne for NO<sub>2</sub>, fordi ikke al NO<sub>x</sub> er oxideret til NO<sub>2</sub>. Lufthavnens bidrag til årsmiddelværdierne af NO<sub>2</sub> udenfor lufthavnsområdet er derfor under niveauet i København.

Endelig er bestemt niveauer af formaldehyd (figur 24 og 25) samt acetaldehyd (figur 26 og 27). Spredningsberegninger giver resultater, som i alle tilfælde er under lugttærsklen på henholdsvis 1,1 og 0,3 mg/m<sup>3</sup>. Det skal dog bemærkes, at niveauet for formaldehyd, der kun tager luftrafik i betragtning, beregnes lavere end det blev målt (Schøn, 2002). Men selv de målte værdier, der inkluderer alle bidrag, ligger under lugttærsklen.

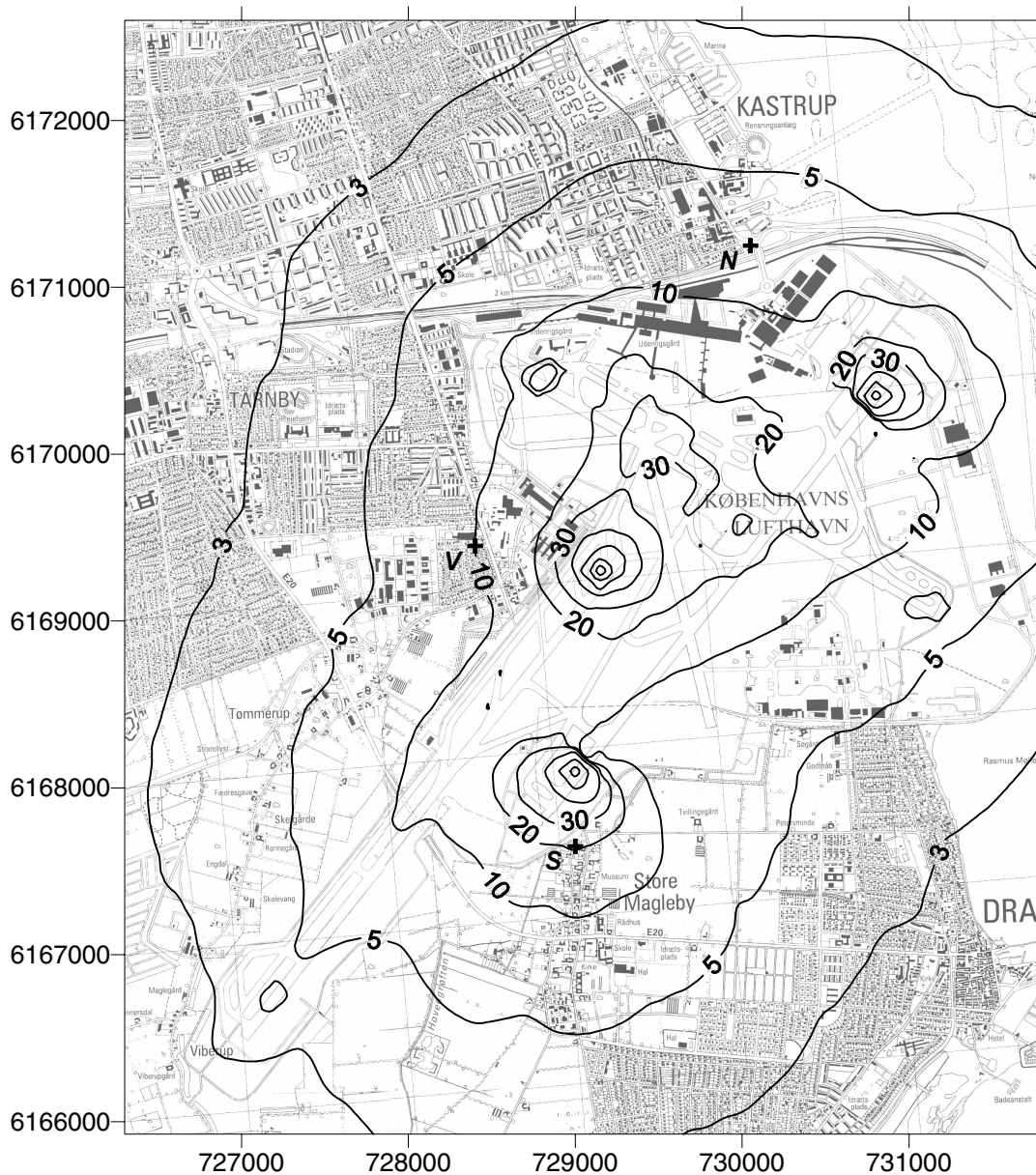
Usikkerheden på lugtbestemmelser og spredningsberegninger skønnes at være en faktor 2. Hertil kommer usikkerheden på omregning fra timemiddelværdier til 1-minutsværdier.



Figur 16

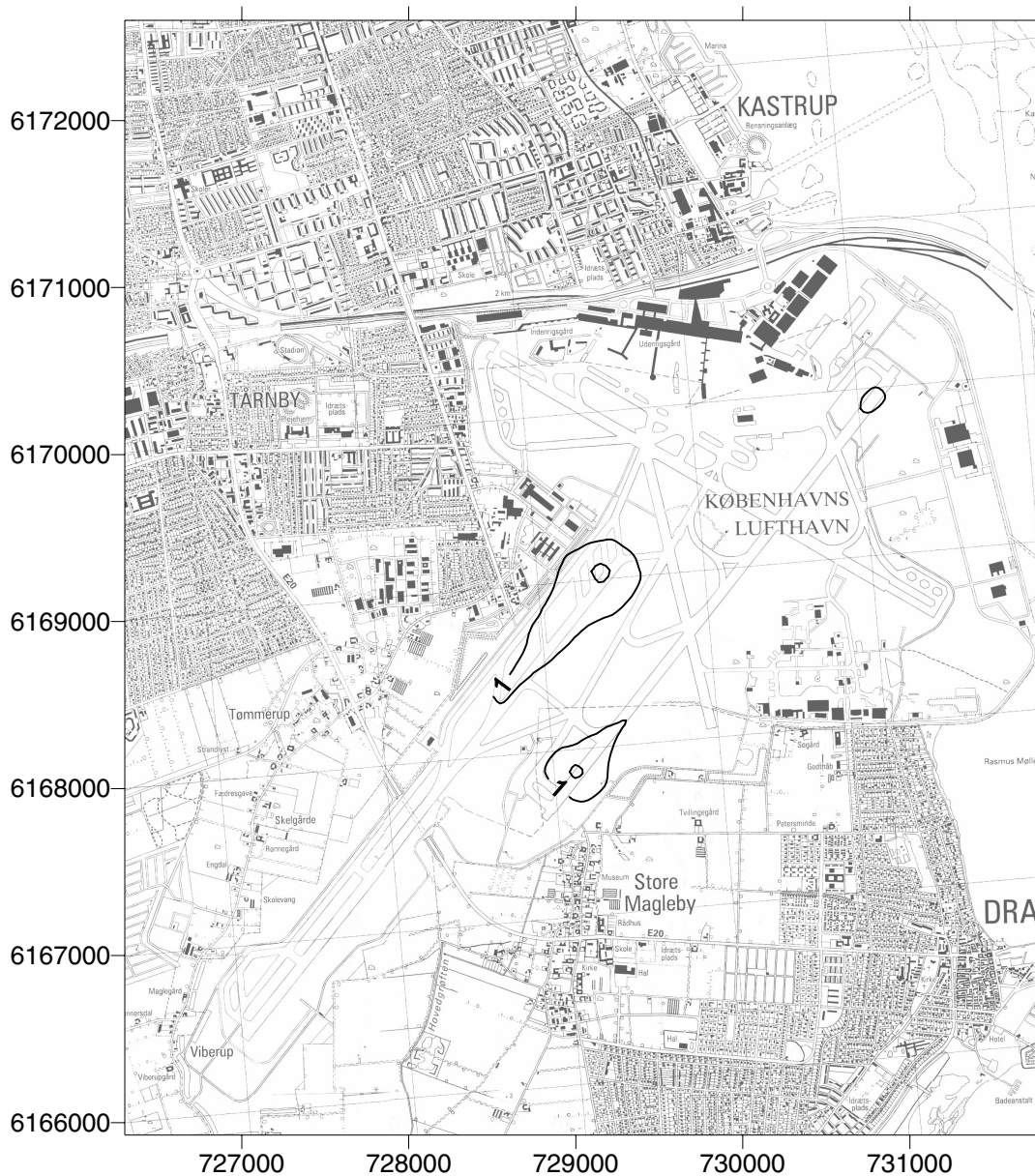
Lugtkoncentrationer ( $LE/m^3$ ) bestemt alene på baggrund af forbrug af flybrændstof. Maksimal månedlig 99%-fraktil af timemiddelværdier. Der er ikke korrigeret til maksimal 1-minutsmiddel, hvilket for fladekilder kan gøres ved multiplikation med en faktor 2.8





Figur 17

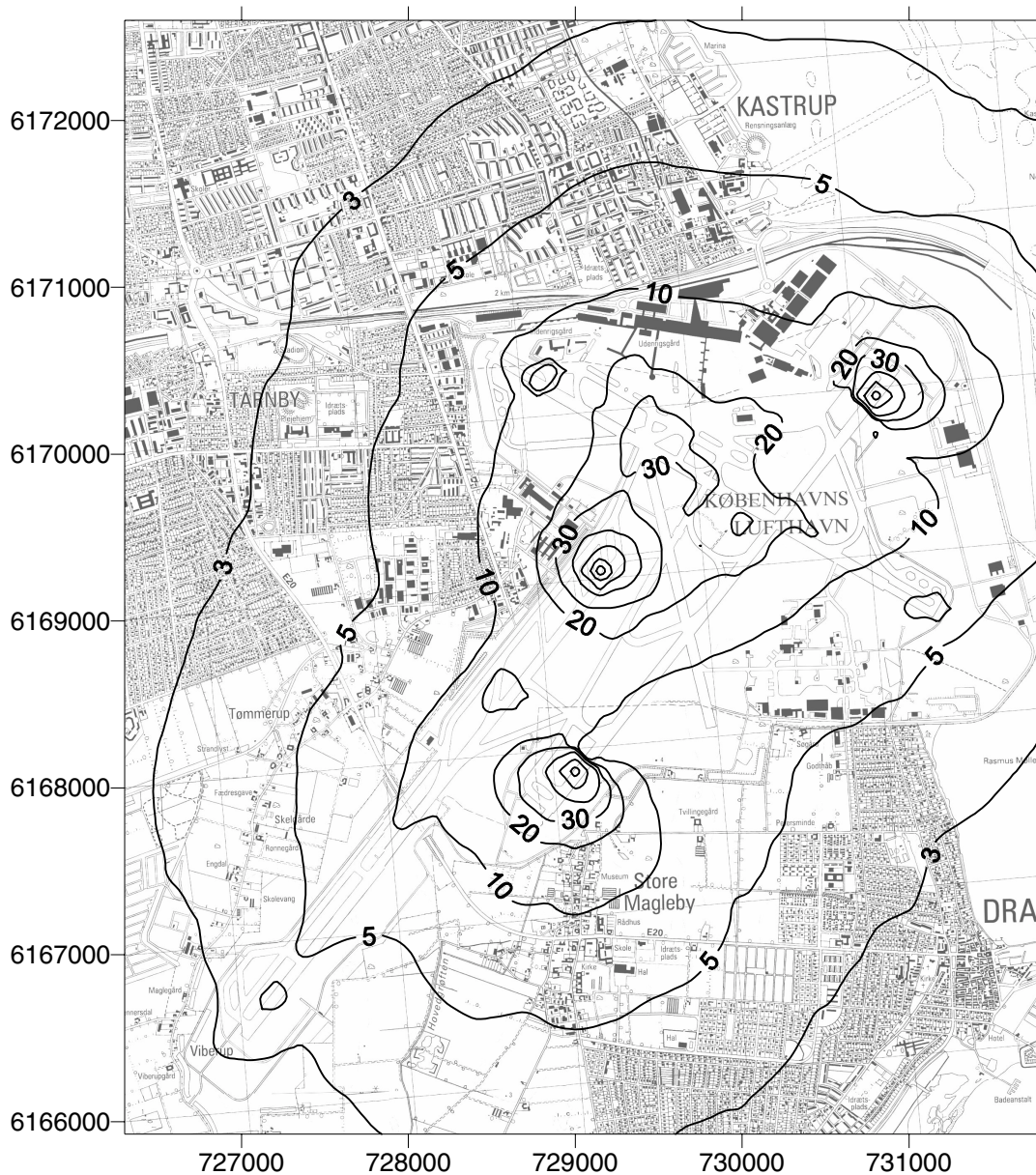
Lugtkoncentrationer ( $\text{LE}/\text{m}^3$ ) bestemt på baggrund af lugtemissioner estimeret via kulbrinteemissioner. Maksimal månedlig 99%-fraktil af timemiddelværdier. Der er ikke korrigeret til maksimal 1-minutsmiddelværdi, hvilket for fladekilder kan gøres ved multiplikation med en faktor 2.8. (Der er med '+' samt bogstav 'N', 'V' og 'S' markeret tre referencepunkter.)



Figur 18.

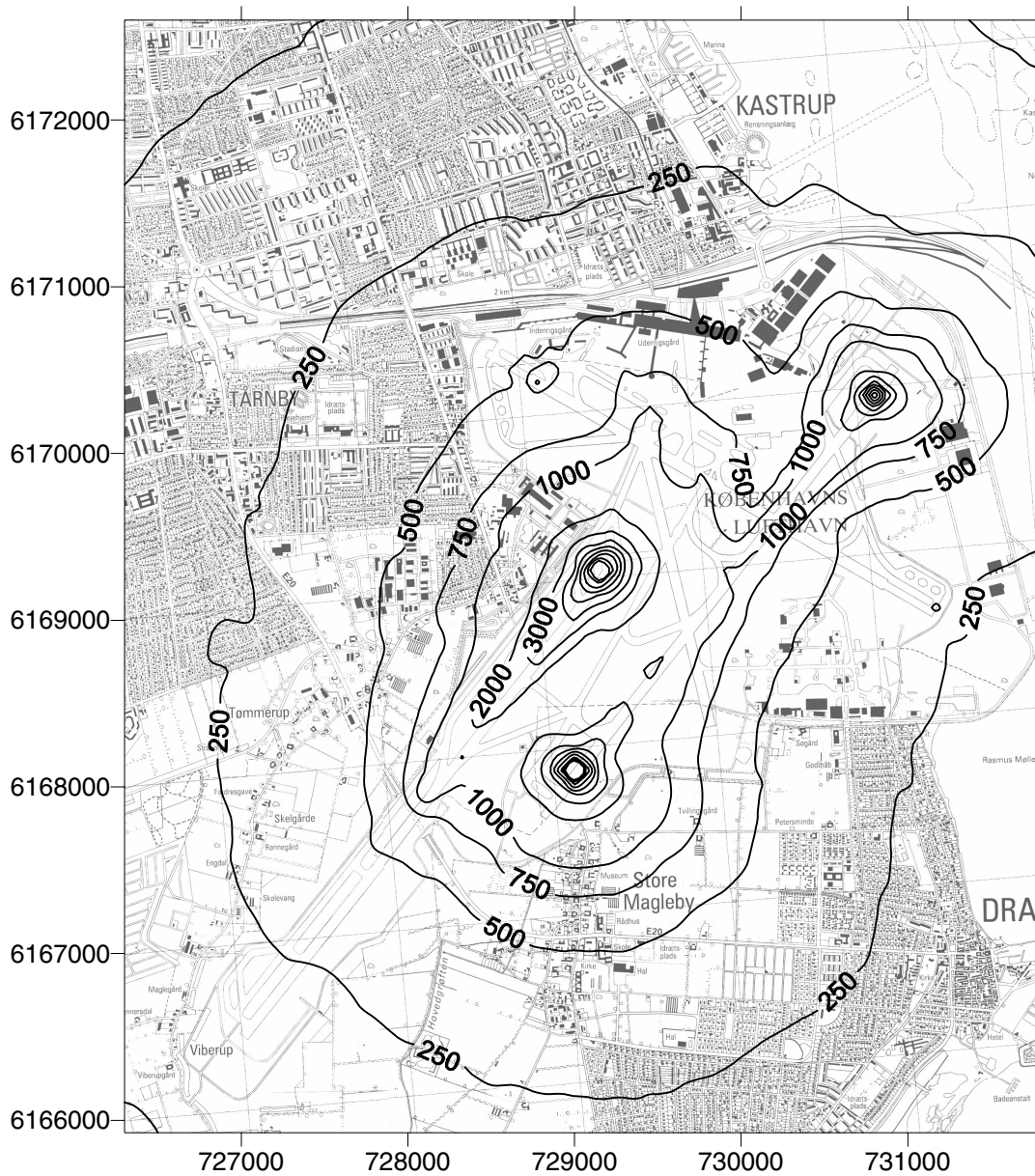
Lugtkoncentrationer ( $LE/m^3$ ) bestemt på baggrund af kulbrinteemissioner under *start/climb*. Maksimal månedlig 99%-fraktal af timemiddelværdier. Der er ikke korrigeret til maksimal 1-minutsmiddel, hvilket for fladekilder kan gøres ved multiplikation med en faktor 2.8.





Figur 19.

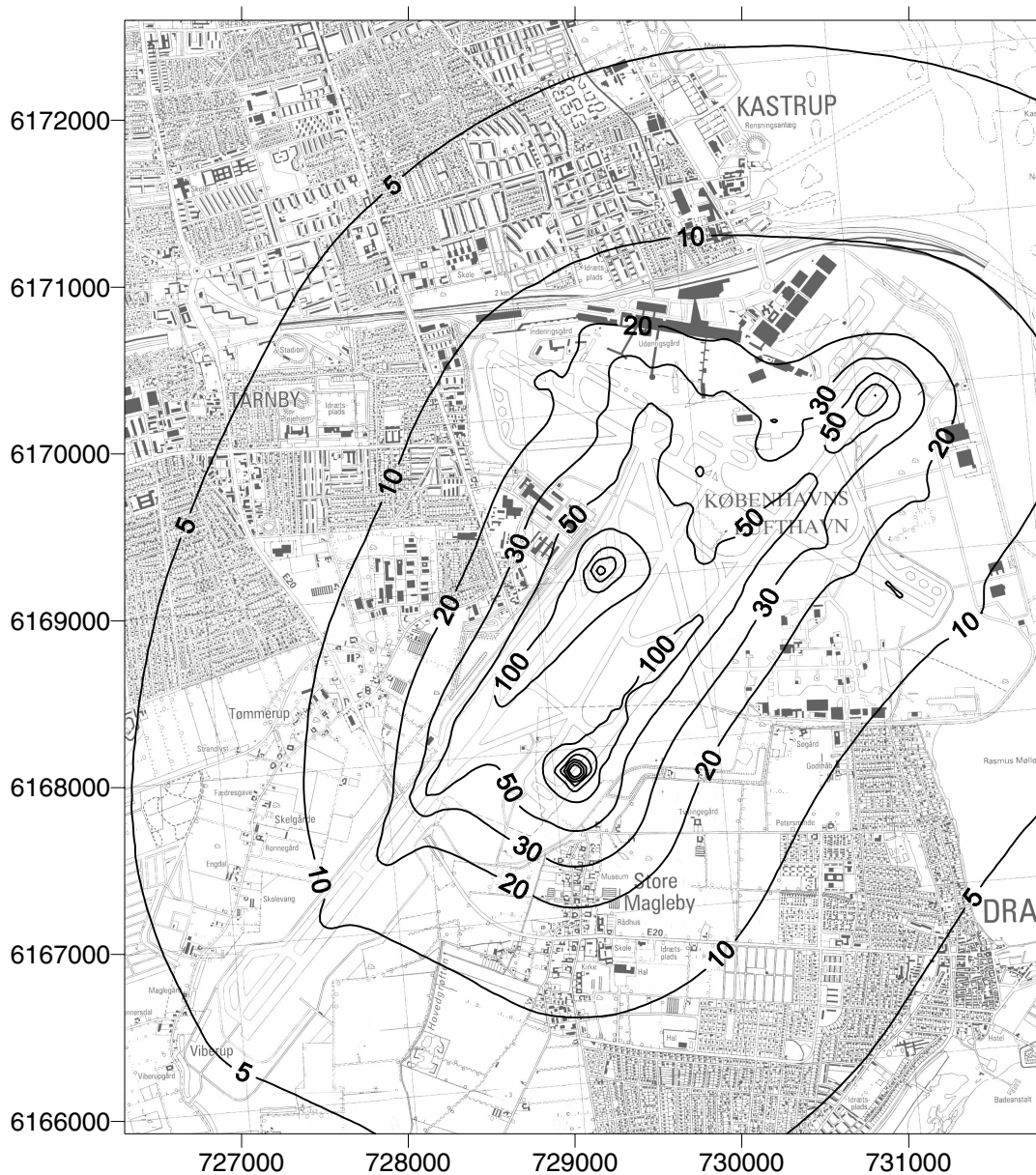
Lugtkoncentrationer ( $\text{LE}/\text{m}^3$ ) bestemt på baggrund af kulbrinteemissioner under *APU*, *taxi*, *landing* og *indflyvning*. Maksimal månedlig 99%-fraktal af timemiddelværdier. Der er ikke korrigeret til maksimal 1-minutsmiddel, hvilket for fladekilder kan gøres ved multiplikation med en faktor 2.8.



Figur 20

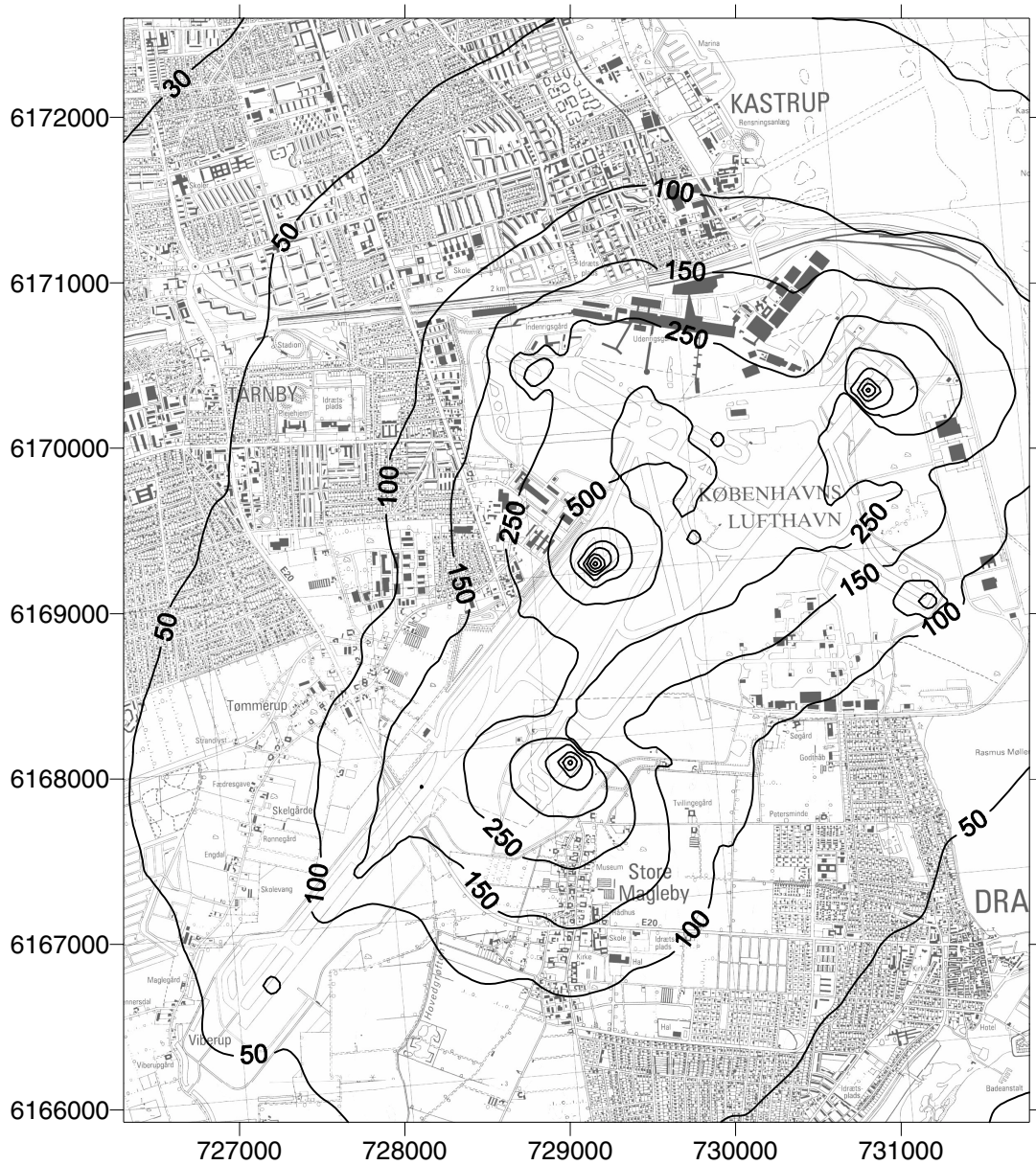
NO<sub>x</sub> koncentration. Maksimal 99%-fraktil (µg/m<sup>3</sup>).





Figur 21.

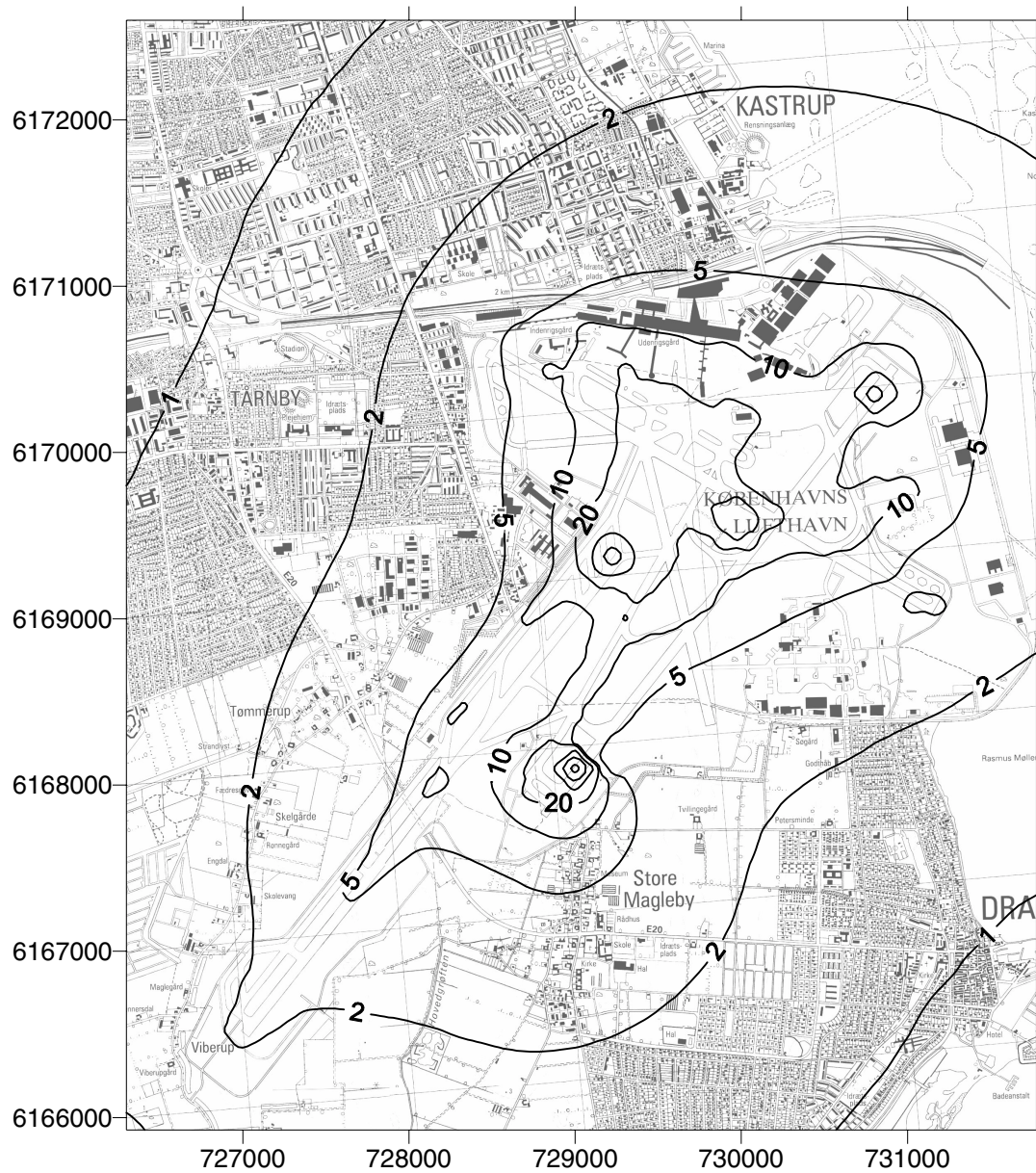
NO<sub>x</sub> koncentration. Årsmiddelværdier (µg/m<sup>3</sup>).



Figur 22

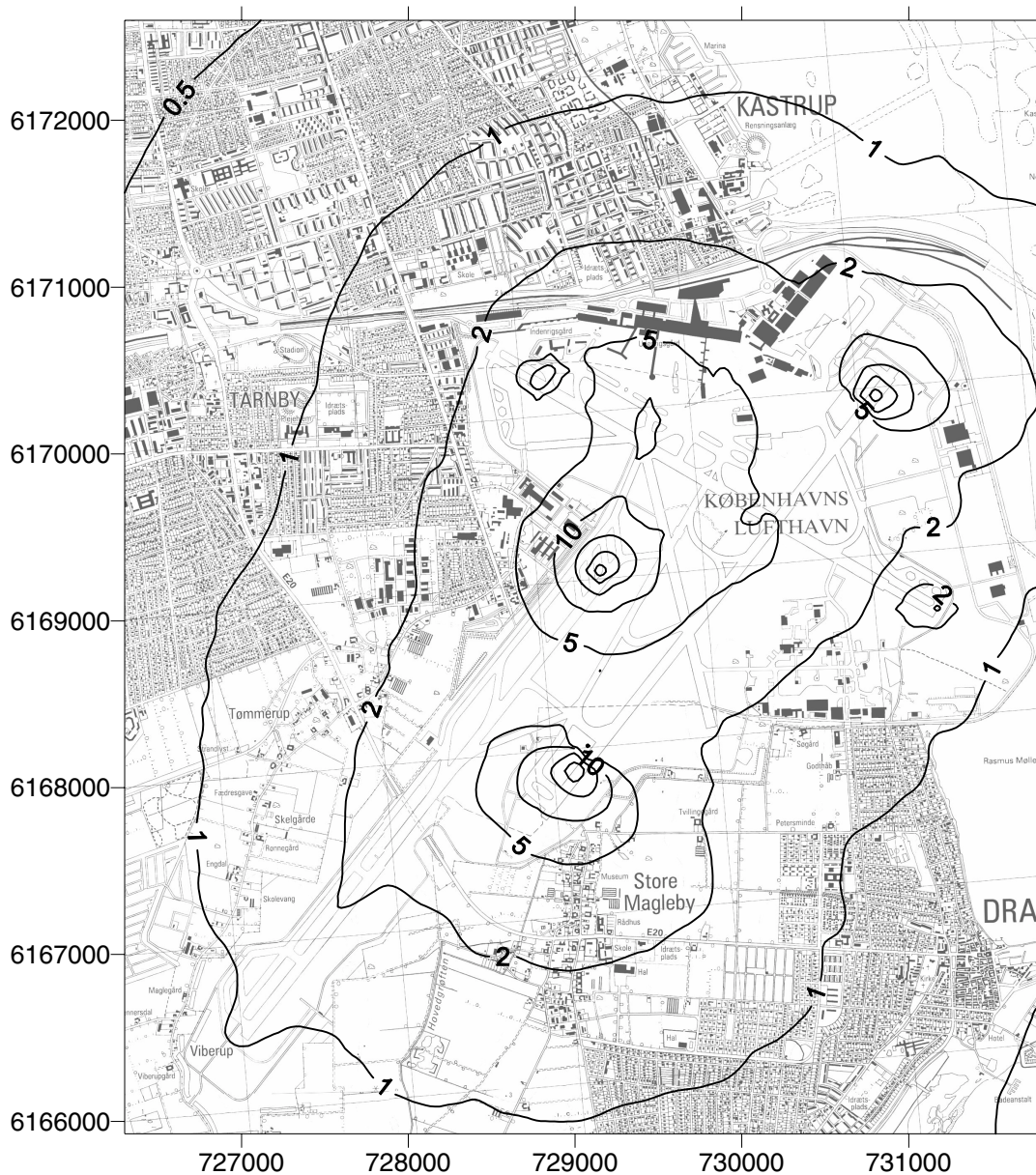
Kulbrinte koncentration. Maksimal månedlig 99%-fraktil ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





Figur 23

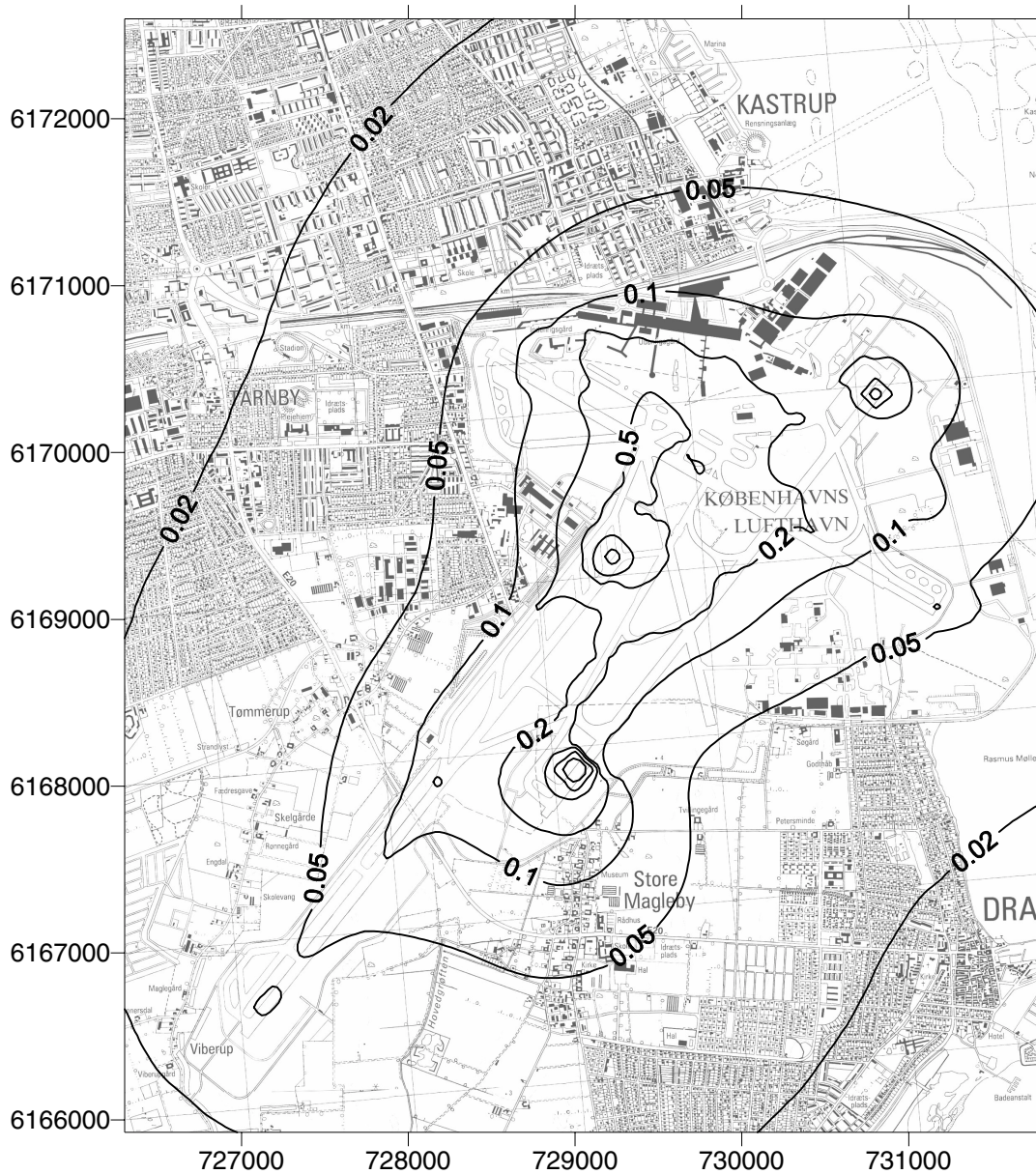
Kulbrinte koncentration. Årsmiddelværdier ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



Figur 24

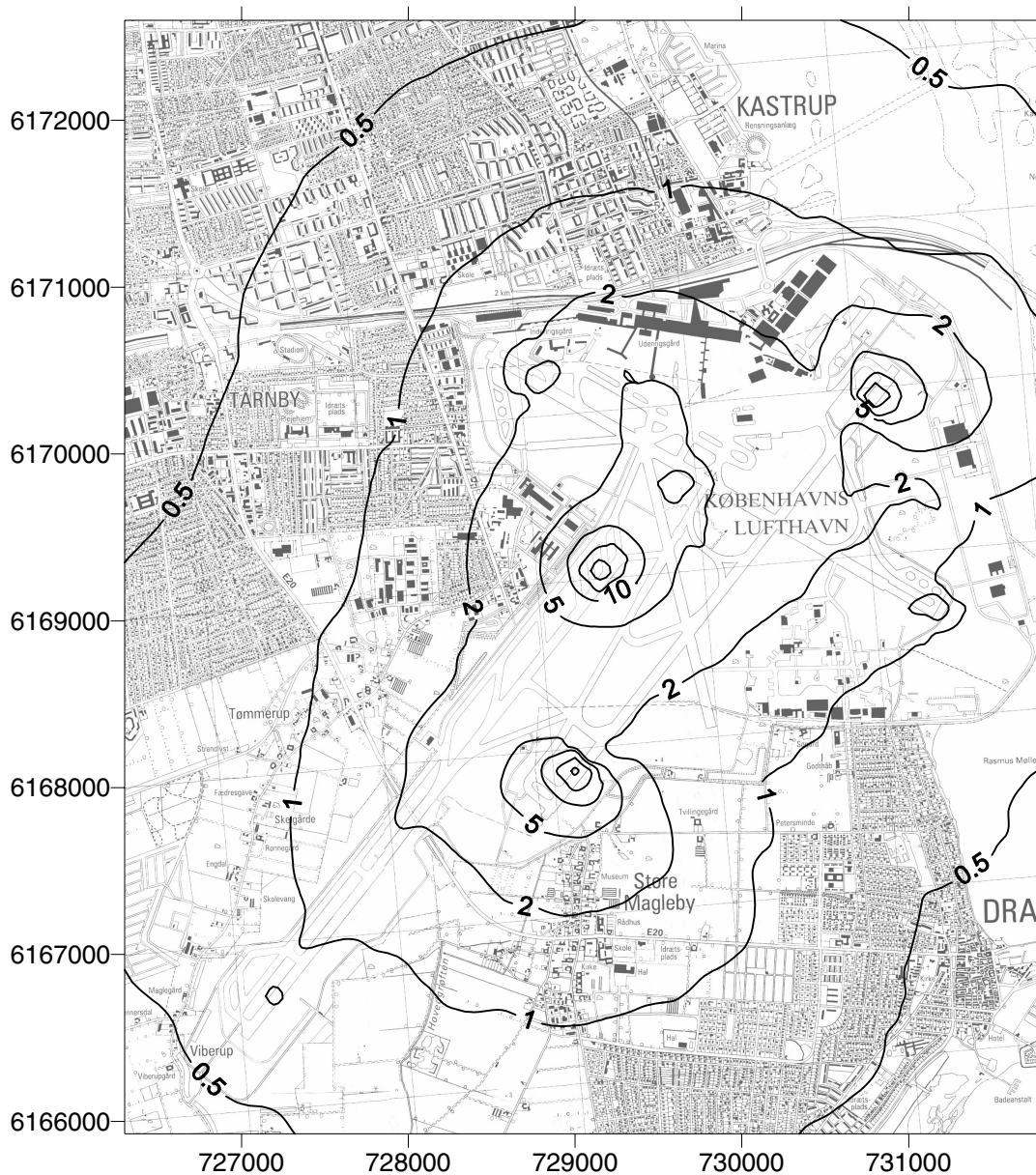
Formaldehyd koncentration. Maksimal månedlig 99%-fraktil ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





Figur 25

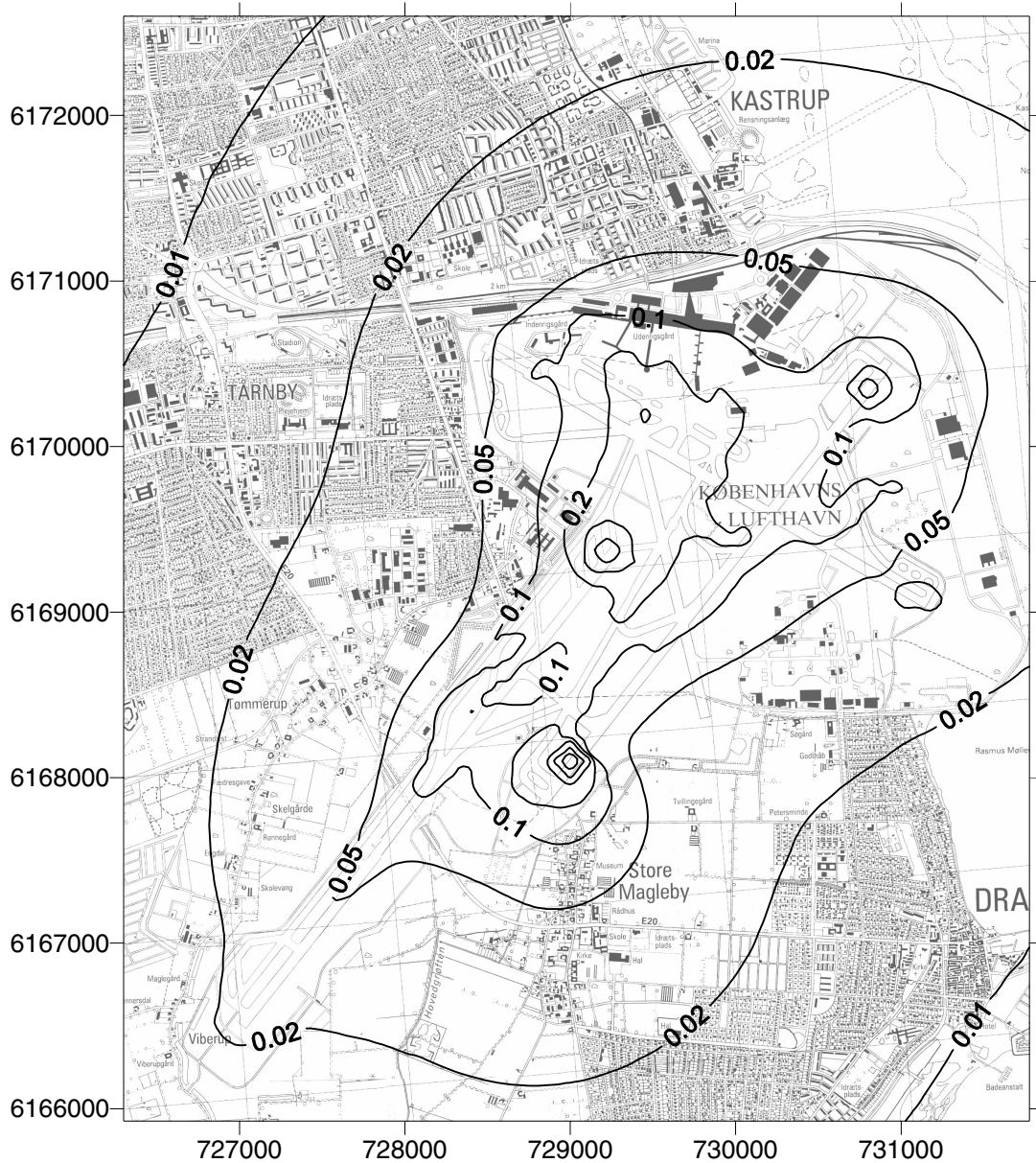
Formaldehyd koncentration. Årsmiddelværdier ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



Figur 26

Acetaldehyd koncentration. Maksimal månedlig 99%-fraktiil ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



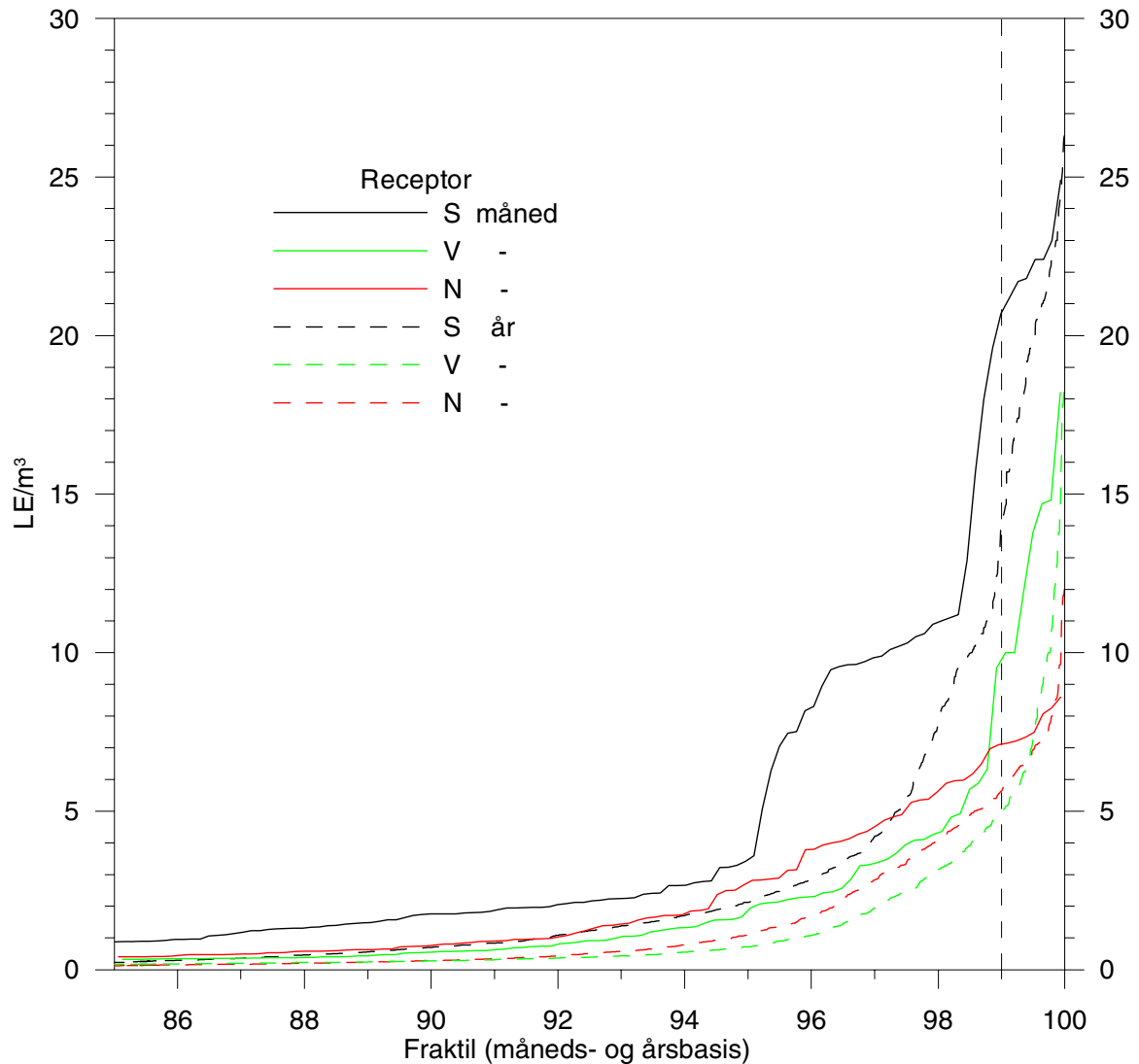


Figur 27

Acetaldehyd koncentration. Årsmiddelværdier ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### Et spektrum af fraktilværdier

Til illustration af forholdene i belastede punkter udenfor lufthavnen er vist figur 28, hvor punkterne *S*, *V* og *N* refererer til figur 17. Niveauerne er vist for et spektrum af fraktilværdier. Regnet som timemiddel overskrides Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi for 99% fraktilen kun i punktet *S* (St. Magleby); men ved 1-minutskorrektion er der overskridelser i alle tre punkter.



Figur 28. Illustration af sammenhængen mellem 99%-fraktilen og andre fraktilværdier. Data er fra spredningsberegninger svarende til figur 17, hvor lugtmissionen er estimeret vha. kulbrinteemissionen. Der er vist kurver for timemiddelværdier for tre receptorpunkter. Fraktilerne er beregnet dels på månedsbasis (den værste måned i året) og dels på årsbasis. Kurvetegnelse *S*, *V* og *N* refererer til punkterne markeret i figur 17.

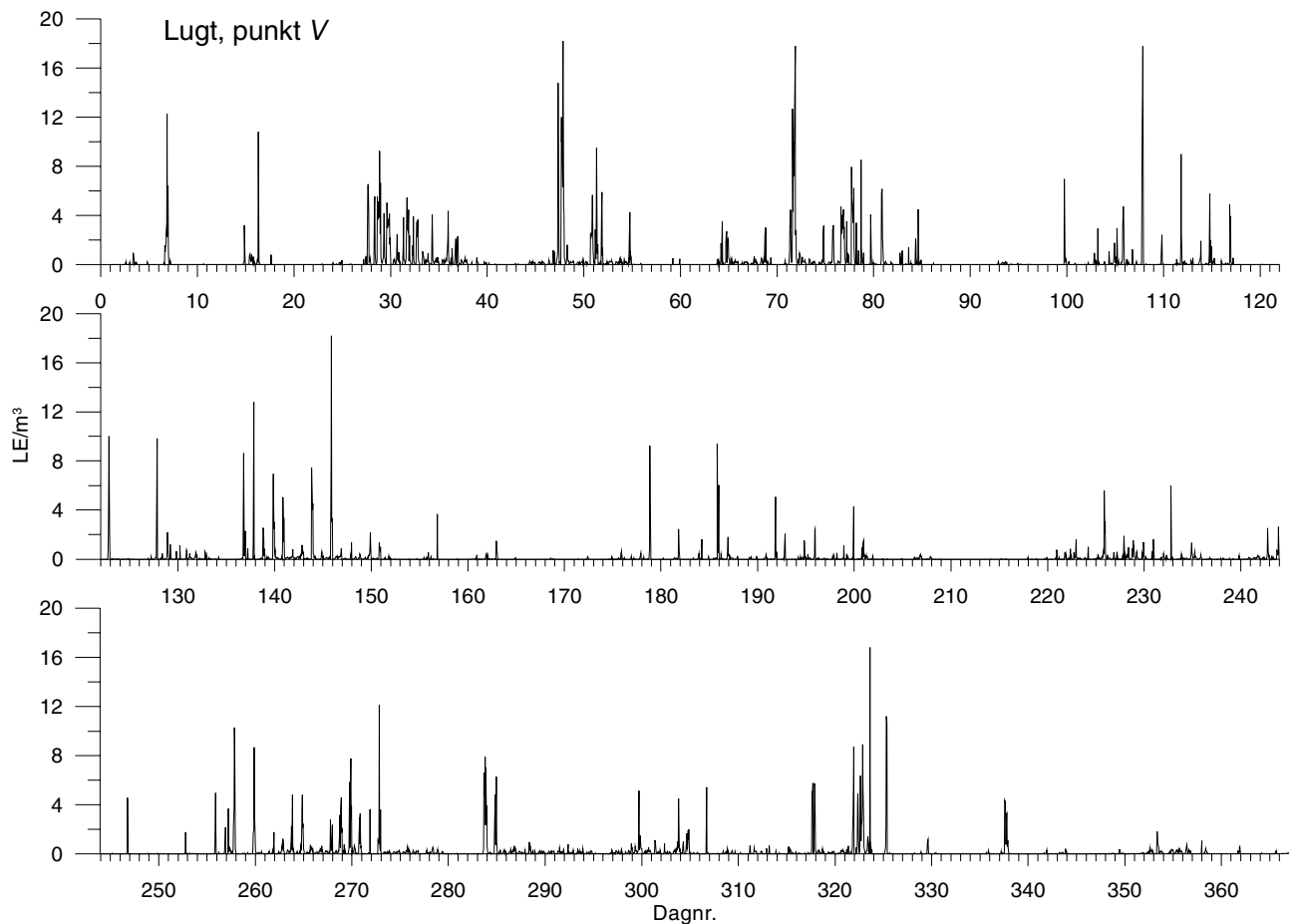
Grænseværdien i Miljøstyrelsens Lugtvejledning på 5-10 LE/m<sup>3</sup> skal sammenlignes med de maksimale månedlige 99%-fraktiler, som skal korrigeres til den tilhørende maksimale 1-minutsmiddelværdi. Korrektionen foretages ved multiplikation af 99%-fraktilen med 2,8.

Eksempelvis aflæses den månedlige 99%-fraktil (for timemidler) i punkterne *S*, *V* og *N* til 21, 10 resp. 7 LE/m<sup>3</sup>, hvilken ved korrektion til maksimal 1-minutsmiddel bliver ca. 59, 28 resp. 20 LE/m<sup>3</sup>. På årsbasis aflæses for punkterne at en 95,8%-fraktil svarer til 2,7; 1,0 resp. 1,6 LE/m<sup>3</sup>. Det vil sige, at i 4,2% af timerne i året - eller i gennemsnit i én time hver dag, - forekommer mindst ét minut med lugt på mindst 7,6; 2,8 resp. 4,5 LE/m<sup>3</sup>.

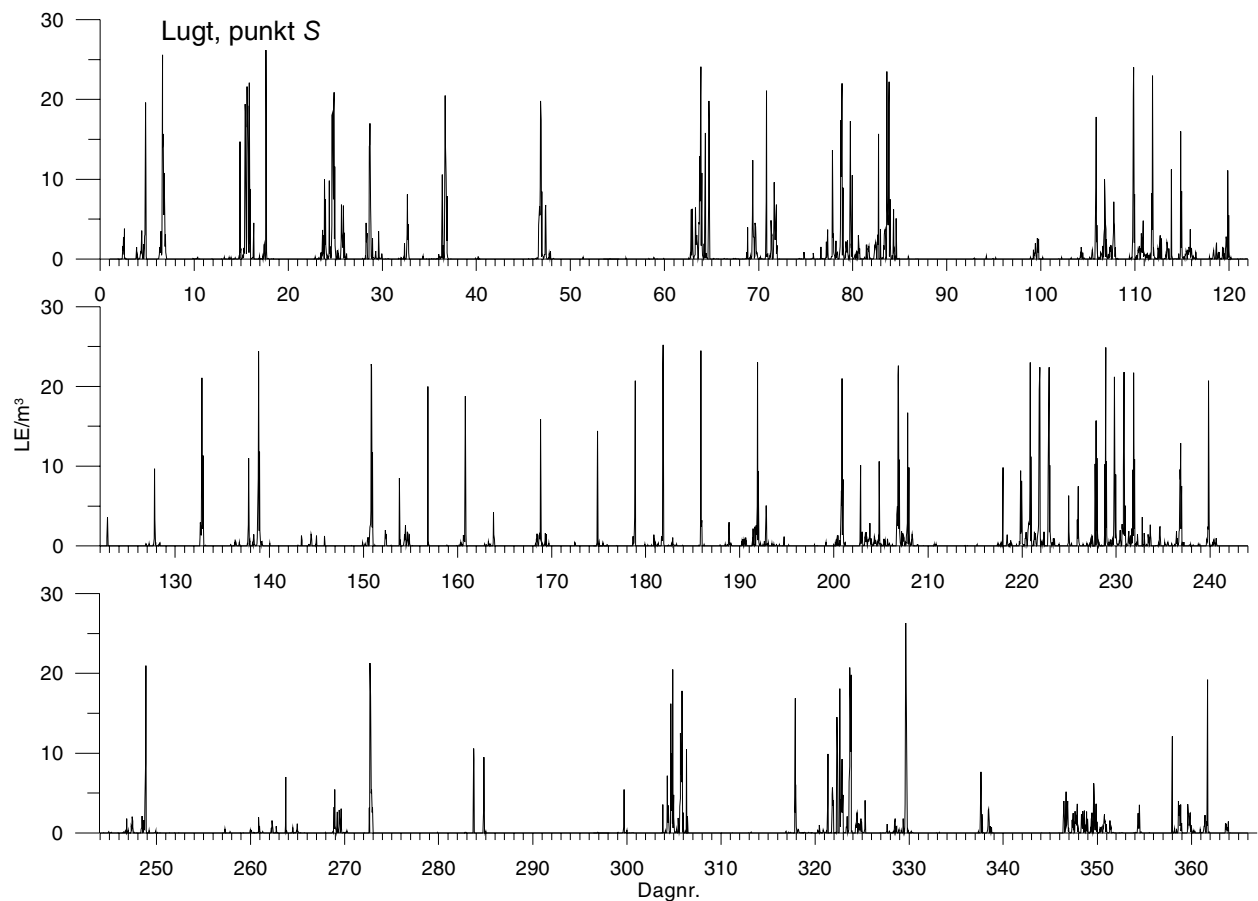


### Hvornår optræder lugten?

For at belyse hvornår lugt optræder, er der i figur 29 a og b vist lugtkoncentrationen som modeleret i punkt V og N (figur 17). Kurven illustrerer hvordan lugtniveauet ville være forløbet under den anvendte meteorologiske statistik for 1976 og emissionen for 2001/02. Der ses lange perioder uden lugt afbrudt af korte perioder med væsentlige overskridelser.

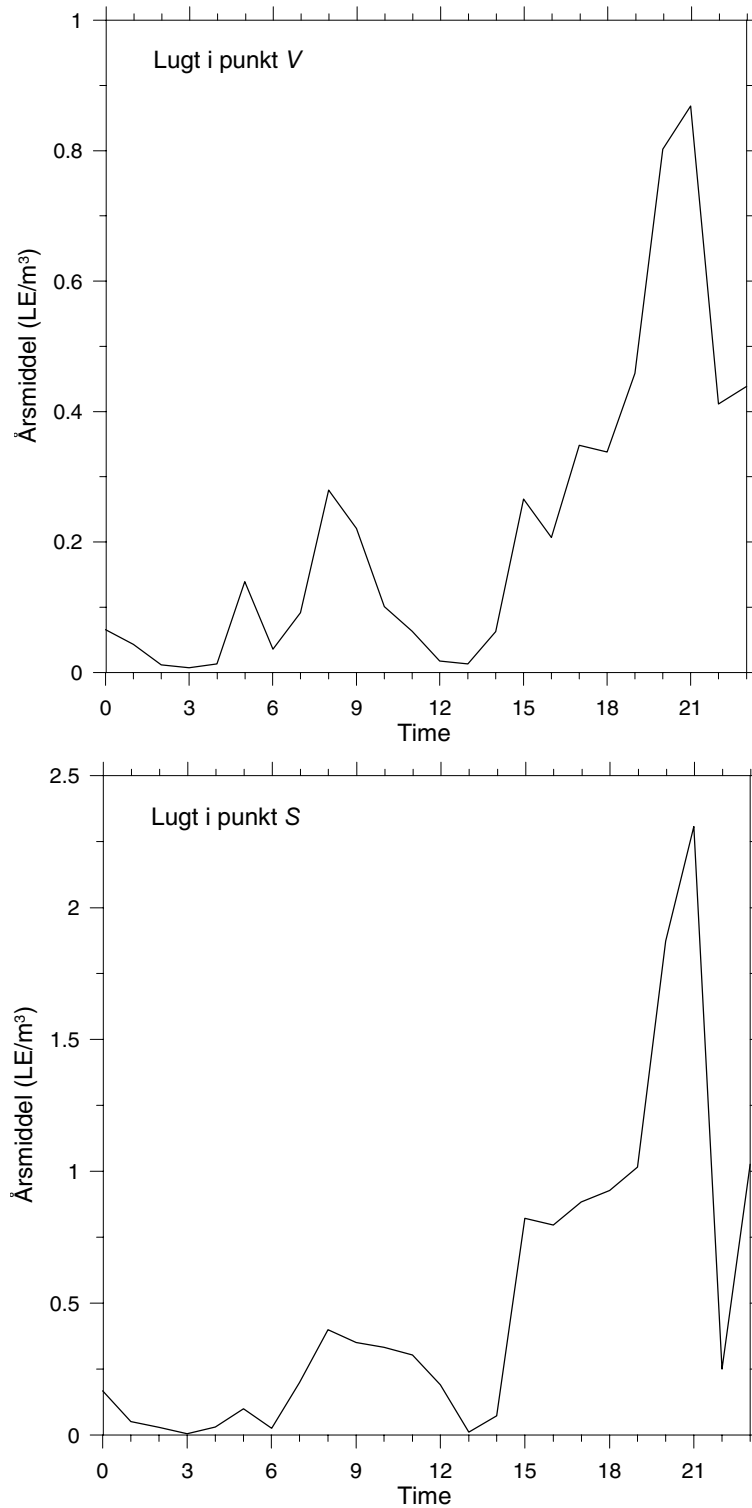


Figur 29a. Tidsserie for hele beregningsåret af lugtkoncentrationer ( $\text{LE}/\text{m}^3$ ) i punktet V markeret i figur 17. Timemiddelværdier bestemt via lugtemission på baggrund af kulbrinteemissioner. Den maksimale månedlige 99%-fraktil på ca.  $10 \text{ LE}/\text{m}^3$  findes i maj måned (dagnr. 120-151). Værdierne er ikke korrigeret til maksimal 1-minutsmiddel inden for den pågældende time, hvilket for fladekilder kan gøres ved multiplikation med en faktor 2.8. Den minutkorrigerede 99%-fraktil bliver således  $28 \text{ LE}/\text{m}^3$ .



Figur 29b. Tidsserie for hele beregningsåret af lugtkoncentrationer ( $\text{LE}/\text{m}^3$ ) i punktet *S* markeret i figur 17. Time-middelværdier bestemt via lugtemission på baggrund af kulbrinteemissioner. Den maksimale månedlige 99%-fraktil på ca.  $21 \text{ LE}/\text{m}^3$  findes i maj måned (dag nr. 213-244). Værdierne er ikke korrigeret til maksimal 1-minutmiddel inden for den pågældende time, hvilket for fladekilder kan gøres ved multiplikation med en faktor 2.8. Den minut-korrigerede 99%-fraktil bliver således  $59 \text{ LE}/\text{m}^3$ .

Figur 30 viser den gennemsnitlige tidsmæssige fordeling over døgnet af lugtkoncentrationerne vist i figur 29. Det ses at store koncentrationer altovervejende optræder sidst på dagen, startende efter kl. ca. 15. Det skyldes en kombination af stor aktivitet og dårlig spredning af forureningen.



Figur 30. Årsmiddel af lugtkoncentrationer ( $\text{LE}/\text{m}^3$ ) fordelt efter klokkeslæt i punktet V og N markeret i figur 17. Timemiddelværdier bestemt via lugtemission på baggrund af forbrug af kulbrinteemissioner. Der er relativt høje koncentrationer sidst i aftenetimerne. Det skyldes en kombination af stor flyaktivitet (emission) og dårlige spredningsforhold (lav vindhastighed).

## 12. Konklusion

Der er foretaget prøveopsamling på en JT8D-219-motor hos Volvo i Bromma, Sverige og en GTCP 131-9A-motor i Københavns Lufthavn. Efter prøvetagning blev lugtmålinger foretaget af dk-TEKNIK.

De målte lugtemissioner er derefter via tabelværdier omregnet til andre motortyper. Lugtemissionen blev beregnet dels ved en skalering ift. brændstofforbrug alene og dels ift. udslip af kulbrinter. Lugtkoncentrationen er omtrent det halve, når kulbrinte anvendes som mål for lugtemissionen, hvilket vurderes til at være den mest pålidelige bestemmelse. Der er desuden udført separate spredningsberegninger for kulbrinte-lugtemissioner under lav motorbelastning (taxi, ventetid, landing) og høj belastning (start, stigning). Her er bidraget fra start og stigning forsvindende. Bidraget fra lav belastning er meget væsentligt - specielt gælder det ventetid, hvor mange fly er samlet på et lille område lige inden start.

Spredningsberegninger på lugtemissionerne viste derefter i alle tilfælde overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi på 5-10 LE/m<sup>3</sup> udenfor lufthavnsområdet. Lokalt i boligområdet vest for lufthavnen beregnes således værdier på ca. 28 LE/m<sup>3</sup> for den 1-minutskorrigerede 99%-fraktilværdi, og i den nordlige del af Store Magleby beregnes værdier på ca. 59 LE/m<sup>3</sup>. Usikkerheden på målinger og beregninger skønnes samlet at være en faktor 2. Det skal dog bemærkes, at der er en vis usikkerhed i omregningen fra timemiddelværdier til de korttidsbelastninger (faktor 2,8), som er karakteristisk for lugt, men den kan ikke forklare overskridelsen.

Beregningen af en given 1-minutskorrigeret 99%-fraktilværdi på denne måde betyder, at der i hver af højst 7 enkelte timer på en måned (1% af månedens 720 timer) forekommer mindst én 1-minuts-episode, hvor lugten i middel har oversteget den beregnede fraktilværdi. (Proceduren for beregning betyder *ikke*, som det ofte fejlagtigt tolkes, at der beregnes 99%-fraktiler af 1-minuts middelværdierne på månedsbasis). Overskridelserne synes altovervejende at ske sidst på dagen som følge af en kombination af høje emissioner og ringe spredningsforhold.

Spredningsberegninger af NO<sub>x</sub> gav høje værdier omkring startbaner, men kun et mindre bidrag udenfor lufthavnsområdet, hvor koncentrationen er af samme størrelsesorden som almindelig byforurening.

Kulbrintekoncentrationer er størst i områder med lav motorbelastning ved ventepositionerne.

Kemiske analyser af udstødningsgas viste en række forbindelser af formaldehyd typen. Efterfølgende emissionsopgørelser og spredningsberegninger gav imidlertid så lave koncentrationer i området, at det må konkluderes, at disse stoffer ikke kan anvendes som sporstoffer for lugt.

En overskridelse af den vejledende grænseværdi for lugt er ikke i sig selv en indikation af *lugtgener*, da lugt er et kompliceret psykologisk betinget fænomen. De konstaterede overskridelser er dog af en sådan størrelse og karakter, at lejlighedsvis gener synes uundgåelige.

Det skal til slut pointeres, at de refererede undersøgelser ikke har forholdt sig til egentlig sundhedsmæssige aspekter.

### 13. Litteratur

argumet (Bahmann und Schmonsees GbR). G20 Geruchsprognose. Ausbau Flughafen Frankfurt Main, Unterlage zur Planfeststellung (<http://213.61.31.27/online/UnterlagenPlanfeststellung/intro.htm>, Ordner 60), 2004.

Arkil, J., 1998: *Måling af lugtintensitet*, Rambøll. 4 sider.

Bahmann, W., Schmonsees, N. und Kretz, H., 1994: *Gutachten zu flugsverkehrsbedingten Geruchsimmissionen in der Umgebung des Rhein-Ruhr Flughafens Düsseldorf*. TÜV Rheinland, Köln. Var. pag.

Berkowicz, R., Fenger, J. og Winther, M., 1999: *Luftforurening ved en planlagt udvidelse af Billund Lufthavn*. Faglig rapport fra DMU, nr. 278. 88 sider.

Berkowicz, R., Olesen, H.R. and Torp, U., 1986: *The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensitivity analysis in view of regulatory applications*. In Air Pollution Modelling and its Applications V (edited by C. De Wispelaere, Francis A. Schiermeier and Noor V. Gillani), pp. 453-481, NATO-CCMS, vol.10, Plenum Press, New York.

Chen, Y., Bundy, D.S. and Hoff, S.J., 1999a: *Using Olfactometry to Measure Intensity and Threshold Dilution Ratio for Evaluating Swine Odour*, J. Air & Waste Manage. Assoc., 49: 847-853.

Chen, Y., Bundy, D.S. and Hoff, S.J. , 1999b: *Development of the Relationship between Odour Intensity and Threshold Dilution Ratio for Swine Units*, J. Air & Waste Manage. Assoc., 49: 1028-1088.

Delta Akustik, 1997: *Københavns Lufthavn Kastrup. Støj fra flytrafik i 1996*. AV 248/97.

EMEP/CORINAIR, 2002: *Emission Inventory Guidebook, 3rd edition October 2002 UPDATE*, Technical report No 30. European Environment Agency, Copenhagen (tilgængelig på adressen <http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR3/en>).

Fenger, J. et al., 1990: *Luftkvalitetsundersøgelser ved Københavns Lufthavn 1988-89*. Københavns Lufthavnsvæsen i kommission hos Danmarks Miljøundersøgelser. 71 sider.

Fenger, J. et al., 1996: *Impact on local air quality of the planned fixed link across Øresund*. The Science of the Total Environment 189/190, 21-26.

Fenger, J., Berkowicz, R. og Winther, M., 1999: *Lufthavne og luftforurening*. Stads- og havneingeniøren 9, 10-13.

Hüttig G, Hotes A, Lorkowski, S. Emissions-/Immissionsprognose für das Planfeststellungsverfahren Vorfeld 2 des Flughafen Hamburg. Gutachten im Auftrag der Flughafen Hamburg GmbH, Berlin, November 1996 (in German).

ICAO, 1995: *ICAO Engine Exhaust Emissions Data Bank*, Doc 9646-AN/943, First Edition - 1995, ICAO, Montreal ([www.qinetiq.com/aircraft/aviation.html](http://www.qinetiq.com/aircraft/aviation.html)).

Jensen, A. Bang og Stenfalk, L., 1993: *Uorganiske gasser og svævestøv omkring Københavns Lufthavn*. Danmarks Miljøundersøgelser, dk-teknik og Københavns Lufthavnsvæsen. 102 sider.

Jeppesen B.: (2003): *Personlig oplysning fra Miljøafdelingen i Københavns Lufthavn*.

Klee, U., 2003: *jp airline - fleets international 2003/2004*, 37rd edition, Bücher & Co. Publikationen, Zurich-Airport, Switzerland, ISBN NO: 3-85758-137-9.

Løfstrøm, P., and Olesen, H.R., 1988: *User's Guide for OML-Multi. An air pollution model for multiple point and area sources*. MST LUFT-A 126, 70 pp., National Agency of Environmental Protection, Air Pollution Laboratory, Risø, DK-4000 Roskilde, Denmark.

Miljøstyrelsen, 1985: *Begrænsning af lugtgener fra virksomheder*. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 4, 27 s.

Miljøstyrelsen, 1990: *Vedrørende beregning af afkasthøjder for lugtemissioner*. Brev af 16. februar til amter og kommuner. J.nr. M4014-0005.

Miljøstyrelsen, 2001. *Luftvejledningen. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder* Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 2, 112 s.

Olesen, H.R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R. and Jensen, A.B., 1992: *An improved dispersion model for regulatory use - the OML model*. In: *Air Pollution Modelling and its Application IX*, H. van Dop and G. Kallos (eds.). Plenum Press, New York.

Olesen, H R. *Regulatory Dispersion Modelling in Denmark*, Int. J. Environment and Pollution, Vol. 5, No. 4-6: 412-417 (1995).

Rovsing Olsen, K., 1992. *Miljøstyrelsens vejledning nr. 4/1985*. Temadag om Lugtproblemer i industrien, Dansk Teknologisk Institut, Århus, Danmark, 13. maj.

Schøn, P., 2002: *Upublicerede målinger*. Miljøafdelingen, København Lufthavn A/S.

Svane C, Plovsing B, Petersen J. *Københavns Lufthavn Kastrup - Støj fra flytrafik i 1996 (Copenhagen Airport Kastrup – Noise from air traffic in 1996)*, Delta Akustik, Copenhagen, 1997, 87 pp. (in Danish).

Tesseraux, I., Mach, B. und Koss, G., 1998: *Flugzeugtreibstoffe und Flugzeugemissionen. Ein Risikocharakterisierung für Flughafenanwohner am Beispiel des Hamburger Flughafens*. Zent.bl. Hyg. Umweltmed. 201, 135-151.

TNO-PG and RIVM, 1999: *Annoyance, sleep disturbance, health aspects, perceived risk, and residential satisfaction around Schipol Airport; results of a questionnaire survey. Summary*. TNO-PG: 98.052; RIVM: 441520011. Leiden/Bilthoven. 21 sider.

Wayson, R.L., 1995: *Changes in air quality processes in the United States. Environmental Management at Airports, Liabilities and Social Responsibilities*. Manchester Airport 6-7 July 1995. 16 sider.

Winneke, G., Berresheim, H.-W., Kotalik, J. and Kabat, A., 1988: *Vergleichende olfaktometrische Untersuchungen zu Formaldehyd und Schwefelwasserstoff*, Staub - Reinhaltung der Luft, 48: 319-324.

## Undersøgelser af lugt fra flytrafikken Københavns Lufthavn

Dansk resumé, 2. reviderede udgave, december 2006

### Københavns Lufthavn

I Miljøstyrelsens ”Rammegodkendelse af støj og luftforurening fra afvikling af flytrafik i Københavns Lufthavn, Kastrup, 30. april 1997” hedder det:

*”Lufthavnsselskabet skal senest den 31. december 2003 have gennemført en undersøgelse af omfanget af lugtgener fra uforbrændt brændstof i lufthavnens omgivelser. Undersøgelsen kan med Miljøstyrelsens godkendelse baseres på resultaterne fra anlægget til overvågning af luftkvaliteten”*

Det er imidlertid ikke muligt at vurdere lugtgener på grundlag af undersøgelser af almindelig luftforurening, fordi de koncentrationer af lugtende stoffer, der er tale om, kan ligge under detektionsgrænsen for gængse målemetoder. Københavns Lufthavn A/S bad derfor Danmarks Miljøundersøgelser om at gennemføre en undersøgelse på basis af bestemmelse af lugtemissioner fra karakteristiske flymotorer efterfulgt af emissionsopgørelser og spredningsberegninger. Lugtemissionerne skulle bestemmes af et lugtpanel, der blev udsat for luftprøver taget i udstødningen fra en eller flere flymotorer under forskellige driftsforhold. Det blev aftalt at prøvetagningen og lugtanalyserne skulle gennemføres af dk-TEKNIK.

DMU har derefter gennemført en undersøgelse af lugtgener i lufthavnens omgivelser i henhold til retningslinierne i Miljøstyrelsens vejledning om ”Begrænsning af lugtgener fra virksomheder” i forhold til den i vejledningen angivne vejledende grænseværdi.

Københavns Lufthavn oplyste på forhånd, at der af og til forekommer situationer, hvor udstødningen fra flyene kan lugtes udenfor lufthavnen (petroleumlugt). Derfor kunne der forventes overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi visse steder, idet grænseværdien er sat til et niveau, hvor lugten kan registreres tydeligt af alle. Det skal bemærkes, at grænseværdien ikke skelner mellem forskellige typer lugt.

Københavns Lufthavn har ca. 290.000 operationer om året. Lufthavnen er placeret på Amager nær Kastrup ca. 10 km sydøst for Københavns centrum. Mod nordvest, nordøst og nord ligger store boligområder i Tårnby kommune. Mod syd ligger Dragørs gamle bydel omkranset af nyere parcelhusområder. Vejtrafik til og fra lufthavnen sker altovervejende via et motorvejssystem koblet til den faste forbindelse til Sverige.

Denne beliggenhed betyder på den ene side, at lufthavnen er en mulig kilde til miljøbelastning af væsentlige boligområder, og på den anden side, at den luftforurening, man konstaterer i og nær lufthavnen, delvis kan have oprindelse i omgivende aktiviteter og eventuelt stamme fra selve København.

Der er overalt i verden foretaget undersøgelser af almindelig luftforurening (svovldioxid, kvælstofoxider, kulilte, udvalgte organiske forbindelser og partikler) i og omkring lufthavne. Selvom der konstateres niveauer over baggrunden, er den generelle konklusion, at forureningen sjældent overstiger den, man finder i forstadsområder med en blanding af boliger og let industri - det der i mange tilfælde ville have været, hvis der ikke netop var anlagt en lufthavn. Ofte kom-



mer de største bidrag ikke fra flytrafikken i sig selv, men fra den vejtrafik, som lufthavnen generer.

### **Den foreliggende undersøgelse**

I den foreliggende undersøgelse blev der foretaget emissionsmålinger med efterfølgende panelundersøgelser på en JT8D-219-motor, der blev kørt ved forskellige driftstilstande i en testopstilling hos Volvo i Bromma, Sverige. Denne og en tilsvarende motortype er almindelig i fly i Lufthavnen. Resultaterne blev derefter omregnet til lugtemissioner fra andre typer motorer ved hjælp af tabelværdier. Endvidere blev der målt på en APU (Auxiliary power unit)-motor (GTCP 131-9A) i Københavns Lufthavn. Samtidig med indsamling af prøver til lugtundersøgelser er der taget prøver til kemisk analyse for henholdsvis flygtige kulbrinter og formaldehyd og lignende forbindelser.

Lugt er vanskelig at definere og måle fysisk-kemisk, og normalt foretages en registrering med forsøgspersoner. Den kan gennemføres på forskellige måder. Mest nøjagtige, og her anvendt, er spredningsberegninger baseret på bestemmelser af lugtemission. Luftprøver direkte indsamlet fra kilden testes i forskellige fortyndinger på et lugtpanel bestående af repræsentative, trænedede forsøgspersoner. Koncentrationen af lugtende stoffer bestemmes via lugttærsklen, der angiver den koncentration (fortynding), hvor netop halvdelen af panelet kan registrere lugt. Denne koncentration betegnes  $1 \text{ LE/m}^3$  (LE = lugtenhed).

Panelresultaterne benyttet sammen med opgørelser af aktivitet i lufthavnen på karakteristiske dage til opstilling af opgørelser af den samlede emission af lugt i lufthavnen. Der er her benyttet et kvadratnet på 50 m x 50 m lagt ud over hele lufthavnen. Endelig er emissionsopgørelserne benyttet som input til spredningsberegninger af lugt.

Der blev lavet to typer emissionsopgørelser: Én hvor omregningen til andre motorer skete udelukkende via brændstofforbrug, og én hvor omregningen skete via emission af kulbrinter. Emissionsopgørelserne skaleret efter kulbrinteemissionen anses for at være de mest pålidelige, og der blev her yderligere lavet emissionsopgørelser for høj motorbelastning ved start og stigning samt for lave belastninger alene ved taxi, ventetid og landing.

Resultatet af spredningsberegningerne er et udtryk for spidsværdier og ikke en konstant belastning. Beregningerne giver i første omgang såkaldte 99%-fraktilværdier af timemiddelværdier som er anvendelige ved vurdering af sundhedsskader. De skal omregnes til lugtrelevante 1-minut 'fraktiler' ved multiplikation med en vedtagen faktor 2,8. Resultatet sammenholdes med Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi for lugt på  $5-10 \text{ LE/m}^3$  for 1-minutsmiddel. Hvis man i et givet område beregner en værdi på X, betyder det udtrykt enkelt, at der gennemsnitligt i dette område vil forekomme 7 timer i måneden (en måned har 720 timer), hvor den største 1-minutsværdi overskrider  $X \text{ LE/m}^3$ .

## Resultater og konklusion

For emissionsopgørelsen for lugt blev der konstateret overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi på 5-10 LE/m<sup>3</sup> for den 1-minutskorrigerede 99%-fraktil udenfor lufthavnsområdet. Luftkoncentrationer over 20 LE/m<sup>3</sup> vil være meget tydelige, og det vil normalt være vanskeligt at skelne mellem forskellige niveauer. I det mest belastede boligområder vest for lufthavnen og i Store Magleby beregnes værdier på ca. 28 LE/m<sup>3</sup> respektive 59 LE/m<sup>3</sup> for de 1-minutskorrigerede 99%-fraktilværdier. Syd for lufthavnen i den nordligste del af Store Magleby vil der som gennemsnit over hele året forekomme en time hvert døgn, hvor den største 1-minuts værdi er på 7-8 LE/m<sup>3</sup>.

Usikkerheden på målinger og beregninger skønnes samlet at være en faktor 2. Hertil kommer en usikkerhed på omregningen af de umiddelbart beregnede timemiddelværdier til de lugtrelevante 1-minutsværdier, men det ændrer ikke konklusionen.

Overskridelserne synes altovervejende at ske sidst på dagen som følge af en kombination af høje emissioner og ringe spredningsforhold.

Prøverne for flygtige kulbrinter var ikke koncentreret nok til at vise enkelte stoffer. Derimod blev der påvist en række formaldehydlignende stoffer. Der er på dette grundlag foretaget spredningsberegninger for formaldehyd og acetaldehyd, men de gav så lave koncentrationer i området, at det må konkluderes, at disse stoffer ikke kan anvendes som sporstoffer for lugt.

Spredningsberegninger af NO<sub>x</sub> gav høje værdier omkring startbaner, men kun et mindre bidrag udenfor lufthavnsområdet, hvor det synes at være af størrelsesorden som den almindelige byforurening. De her beskrevne undersøgelser giver ikke mulighed for vurdering af eventuelle sundhedsskader fra de fly-relaterede emissioner.

Alt i alt kan det konkluderes, at undersøgelsen har kvantificeret omfanget af lugt fra flytrafikken - herunder lugt fra uforbrændt brændstof - i Københavns Lufthavn. Det er påvist, at der i flere områder omkring lufthavnen forekommer lugtgener fra flytrafikken, vurderet ud fra Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier.

## **Studies of odour from air traffic at Copenhagen Airport**

**English summary, second revised edition, December 2006**

### **Copenhagen Airport**

The "Framework approval of noise and air pollution from traffic in Copenhagen Airport, Kastrup, 30. April 1997" by the National Environmental Protection Agency states that:

*"The Airport-company must at the latest December 31st 2003 have performed a study of the extent of odour-nuisance from unburned fuel in the surroundings of the airport. The study can, with the approval of the Agency of Environmental Protection, be based on results from the program for surveillance of the air quality".*

It is however, not possible to evaluate odour-nuisance on the basis of investigations of ordinary air pollution, because concentrations of the relevant odorous compounds may be below the detection limit of the available measuring techniques. Copenhagen Airport Ltd. therefore asked The National Environmental Research Institute (DMU) to carry out an investigation on the basis of determination of odour-emissions from characteristic aircraft-engines followed by emission-inventories and dispersion modelling. The odour emissions should be determined by a test-panel, subjected to air-samples from the exhaust from aircraft-engines operated under different conditions. It was decided that the consulting firm dk-TEKNIK should carry out the sampling and the odour-analyses.

DMU has therefore carried out an investigation of odour nuisances in the surroundings of the airport according to the guidelines in the "Industrial odour control" from the Danish Environmental Protection Agency, and seen in relation to the applied guideline limit value.

Prior to the investigation the Copenhagen Airport had informed that occasionally situations appear, when the emission from aircrafts can be smelled outside the airport (fuel smell). It was therefore expected that violations of the guideline from the Danish Environmental Protection Agency could occur at some places, since the guideline is set to a level, where the odour can be detected by all. It should be noted that the guideline does not distinguish between different odour characters.

Copenhagen Airport has about 290.000 operations per year. It is situated at the small island of Amager near Kastrup suburb about 10 km. southeast of the centre of Copenhagen. To Northwest, Northeast and North there are large residential areas in the community of Taarnby. To the South is the old town Dragør surrounded by newer residential areas. Road traffic to and from the airport is largely carried out on a motorway system connecting to the bridge to Sweden.

This location means on the one hand that the airport is a potential source of environmental stress to the near-by residential areas; however the air pollution observed near and around the airport could partly have its origin in surrounding activities and even as far as Copenhagen.

All over the world studies of ordinary air pollution (sulphur dioxide, nitrogen oxides, carbon monoxide, selected hydrocarbons and particles) have been carried out in and around airports. Although levels above the background are detected, the general conclusion is that the pollution seldom is above what is observed in suburbs with a mixture of housing and light industry - in

many cases what would have been there; if there hadn't been an airport. Often the greatest contribution does not come from the air traffic, but from the road traffic generated by the airport.

### **The present study**

The present study is based on emission measurement with subsequent odour panel determination carried out on a JT8D-219 motor run in different modes in a test set-up at Volvo in Bromma, Sweden. This - and a similar - motor type are common in the airport. The results were transformed to emissions from other motor types by use of table values. Further measurements on an APU-motor (GTCP 131-9A) were carried out in Copenhagen Airport. Concurrent with sampling for odour measurement, samples are collected for chemical analyses of volatile hydrocarbons and for formaldehyde and related compounds respectively.

Smell is difficult to define and measure with physical/chemical methods, and normally it is registered with test-persons. It can be carried out in various ways. Most accurate and used here is dispersion modelling based upon the determination of emission of odour. Air-samples collected directly from the source are in various dilutions tested on a panel of representative, trained test-persons. The concentration of odour is determined via the odour threshold that indicates the concentration (dilution) where half the panel can detect smell. This odour is defined as 1 LE/m<sup>3</sup> (LE = odour unit).

The panel results are combined with activity reports from the airport for representative days to calculate odour inventories. A grid of 50 m x 50 m over the entire airport is used for the odour calculations. Finally the emission inventories are used as input to dispersion calculations, to determine the odour levels in and around the airport.

Two different emission inventories were carried out: The first transformation to other engines was carried out solely on the basis of fuel consumption, and the second transformation was based on emission of hydrocarbons. The latter inventory type is regarded as the most accurate, and in this case, emission inventories were also created for high engine load (start and climb out) and for low loads (taxi, waiting time and landing) separately.

The result of the calculation is an indication of peak values and not a constant load. Dispersion calculations of the odour emissions give so-called 99%-fractals of 1-hour averages that can be used in evaluation of health impacts. These results are transformed to odour-relevant 1-minute 'fractals' by multiplication with a standard factor of 2.8. The result is compared with the guideline value from the Danish Environmental Protection Agency of 5-10 LE/m<sup>3</sup> for 1-minute averages. If, in a given area, the result is X, it means simply expressed, that in this area there will be 7 times per month (a month has 720 hours) when the largest 1-minute value is larger than X LE/m<sup>3</sup>.

### **Results and conclusions**

Emission scenarios for odour showed violations of the 5-10 LE/m<sup>3</sup> for the 1-minute corrected 99% fractal guideline from the Danish Environmental Protection Agency outside the airport. In the heaviest loaded residential areas west of the airport and at Store Magleby are calculated values of 28 LE/m<sup>3</sup> and 59 LE/m<sup>3</sup>, respectively for the 1-minute corrected 99% percentiles. At Store Magleby south of the airport there will be one hour each day, as an average over the whole year, when the largest 1-minute value is 7-8 LE/m<sup>3</sup>.

The overall uncertainty on measurements and calculations is estimated to a factor of 2. There is also an uncertainty in the transformation of calculated 1 hour averages to odour-relevant 1-minute values. This however, does not change the conclusion.

The exceedings appear to take place predominantly late in the day as a consequence of a combination of high emissions and bad mixing conditions.

The samples for volatile hydrocarbons were not concentrated enough to show individual compounds, but a series of formaldehyde related compounds were detected. Dispersion modelling for formaldehyde and acetaldehyde were carried out, but the concentrations in the area were so low that it must be concluded that these compounds cannot be used as tracers for odour.

Dispersion calculation for  $\text{NO}_x$  gave high values around the runways, but only a minor contribution outside the airport where the concentration appears to be of the order of the ordinary urban pollution. The described studies cannot be used for evaluation of possible health impacts from the aircraft-related emissions.

All in all it can be concluded that the studies have quantified the extent of odour from the air traffic - including the odour from unburned fuel - in Copenhagen airport. It is shown that odour from the air traffic cause inconvenience in various areas around the airport, evaluated on the basis of the guidelines from the Danish Environmental Protection Agency.