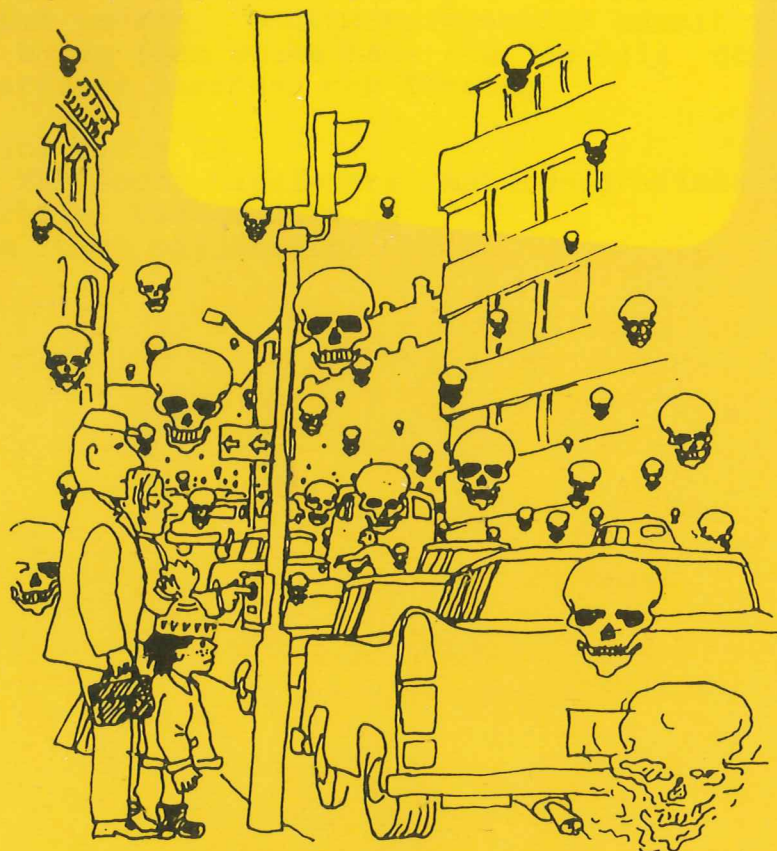


LUNDS UNIVERSITETS NATURGEOGRAFISKA INSTITUTION

SEMINARIEUPPSATSER

NR 17

BILAVGASER I GATUMILJÖ OCH DERAS BEROENDE AV VÄDRET



LITTERATURSTUDIER OCH MÄTNING MED DOAS
VID MOTORTRAFIKLED I UMEÅ

av

CLAES NILÉN

TILLHÖR REFERENSBIBLIOTEKET
UTLÄNAS EJ



LUNDS UNIVERSITET
GEOGRFBIOTEKET

LUND 1990



Förord

Detta examensarbete på 10 poäng utgör delkurs 2 på NG 207. Huvudsyftet med arbetet har varit att självständigt planera, genomföra och redovisa resultatet från en undersökning inom ett avgränsat område. Undersökningen har kommit till stånd tack vare hjälp från olika håll och jag vill då särskilt tacka nedanstående personer och företag.

Svante Wallin, Opsis AB
Docent J.O. Mattsson, handledare, Naturgeografiska inst.
Jörgen Cederholm, Factum data AB
Stig Moström, Umeå miljökontor

Sammanfattning

Undersökningen har visat att koncentrationer av luftföroreningar i bl a gatumiljö är avhängiga olika meteorologiska parametrar. Sålunda finns tydliga samband mellan koncentration och vindhastighet. Mellan koncentration och nederbörd respektive luftfuktighet finns någon typ av samband. De olika parametrarna påverkas i olika hög grad av omlandets och stadens morfologi.

Rapporten redogör dels generellt för meteorologisk påverkan på luftföroreningar (litteraturstudie), dels för mätningar utförda vid genomfartsled i Umeå med s k DOAS-teknik, vilkas resultat också belyste sådan påverkan.

INNEHALLSFÖRTECKNING

SIDA

1	Inledning	2
2	Vad är luftförorening?	3
2.1	Hur man anger luftföroreningshalter	3
3	Meteorologisk påverkan på luftföroreningar	4
3.1	Emission och spridning	4
3.2	Utsläppsnivåer	6
3.3	Meteorologisk påverkan på spridningen	6
3.4	Olika typer av temperaturskiktningar	7
3.5	Stadens lokalklimatologi	11
3.6	Luftrörelser i ett gatuavsnitt	12
3.7	Strålningsförhållanden i ett gatuavsnitt	13
4	Luftföroreningsproblem i tätorterna	16
4.1	Föroreningarnas ursprung och halter	16
4.2	Vad innehåller bilavgaser?	18
5	Allmänt om gaser och deras inverkan på hälsan	19
5.1	Kolväten	19
5.2	Ozon	20
5.3	Kväveoxider	20
5.4	Svaveldioxid	21
6	Riktvärden	22
7	Material och metoder vid fallstudie i Umeå	23
7.1	Kalibrering	25
7.2	Feluppskattning	25
7.3	Områdesbeskrivning	26
7.4	Instrumentplacering	28
8	Resultat	29
9	Diskussion	40
10	Litteraturförteckning	42

1 Inledning

På senare år har problemen i samband med luftföroreningar alltmer uppmärksamats. Den ökande bilismen anses som en starkt bidragande orsak till de höga halter som emellanåt uppmäts i storstäderna.

Det ökade miljöansvaret hos kommunerna har lett till olika åtgärder för att ta reda på orsakssamband och öka kunskapen om problematiken.

Umeå kommun har i samarbete med Statens Naturvårdsverk och Umeå universitet under en period på tre månader haft utprovning av doastekniken - en optisk detekteringsteknik - i jämförelse med konventionella instrument samt personburna dosimetrar.

Syftet med denna undersökning är att generellt belysa dels vissa av de samband som finns mellan koncentrationer av luftföroreningar och olika meteorologiska parametrar, dels luftföroreningars påverkan på omgivningen (kap. 2-6). Syftet är också att genomföra och redovisa mätningar med doastekniken inom ramen för en fallstudie i Umeå (kap. 7-9).

Luftföroreningar är alla ämnen som ändrar luftens naturliga sammansättning. Med begreppet luftföroreningar avser man dessutom att förekomsten av främmande ämnen är så stor och har en sådan varaktighet, att risk finns för menlig påverkan på människors hälsa, välbefinnande och trivsel, samt att skador vållas på djur, växter och material eller att förändringar sker på väder och klimat.

Luftföroreningar kan indelas i två grupper; primära och sekundära luftföroreningar. Med primära luftföroreningar avses sådana som uppträder i atmosfären i den form de emitteras. Hit räknas t ex svaveldioxid och kvävedioxid. Med sekundära luftföroreningar menar man sådana som bildats i atmosfären. Exempel på dessa är ozon och svavelsyra.

Luftföroreningar kan uppträda antingen som gaser eller som partiklar. De gasformiga föroreningarna är fullständigt blandbara med luften och följer luftens rörelser. Partiklar utgör olika former av fast eller vätskeformigt material, som kan vara av varierande storlek. De minsta är mindre än 0.01 mikrometer och de största flera tiotals mikrometer. Samtliga partiklar har en täthet som är större än luftens och kommer i stillastående luft så småningom att sedimentera till marken. I verkligheten är luftens rörelser dock så stora att partiklar mindre än 10 mikrometer kan hålla sig svävande under lång tid, ibland upp till flera år. Dessa partiklar kan kallas svävande stoft medan större partiklar benämns nedfallande stoft. I sammanhanget kan här nämnas som exempel de lössjordar som finns på olika ställen i världen. Partiklarna i jordarna har transporterats långa sträckor med de storskaliga vindsystemen.

2.1 Hur man anger luftföroreningshalter

Om man vill ställa luftföroreningarna i relation till effekterna krävs angivande av mängder och halter. Detta fordras såväl i samband med emissioner (utsläpp), förekomst i atmosfären som immissioner (bortfösel ur atmosfären).

Koldioxid och kvävedioxid är exempel på gasformiga ämnen med bestämd sammansättning. Oftast anges dessa och andra ämnen i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Denna enhet är beroende av tryck och temperatur. Ibland anges också luftföroreningarna i ppm (parts per million) räknat på volymbas. En ppm innebär då att det finns en cm^3 per m^3 luft. Hur mycket en ppm motsvarar i mg/m^3 beror på vilken gas det är fråga om samt tryck- och temperaturförhållanden.

Typiskt för en gas är dess extrema rörlighet, kompressibilitet och förmåga att expandera. En gas förändrar volymen och får en obestämd utbredning allt eftersom de yttre tryckförhållanden växlar. Trycket är proportionellt mot densiteten och temperaturen hos gasen. När gasen sammanpressas minskar dess volym och densiteten ökar. Om gasen expanderar minskar densiteten och följaktligen trycket. Är

tryckförhållandena de samma expanderar gasen vid temperaturhöjning och blir tätare vid temperatursänkning. Då temperaturen hos en gas ökar utvidgas denna och får en annan densitet (Mattsson 1979).

Alla dessa egenskaper sammanfattas i gasernas allmänna tillståndslag, enligt vilken

$$pv = \frac{R}{m} T$$

där p är trycket, v specifika volymen, R är den universella gaskonstanten, m gasens molekylvikt och T är den absoluta temperaturen. Vill man även ta med gasens densitet q ersätts v med $1/q$. q är lika med $1/v$.

Den allmänna tillståndslagen gäller endast approximativt för luft, men kan användas i många meteorologiska sammanhang.

Vindhastighet och vindriktning varierar. Detta gör att halten av föroreningar växlar från plats till plats och från en tidpunkt till en annan. I en del fall av effekter på människan (t ex andningsbesvär) kan höga tillfälliga värden vara avgörande medan det i andra fall (cancer) snarare är den genomsnittliga halten av föroreningar över en lång tid som har betydelse. Man kan för olika typer av föroreningar därför ange genomsnitt över bestämda tidsperioder, t ex:

- entimmesmedelvärden
- 8-timmarsvärden
- dygnsmedelvärden
- månadsmedelvärden
- medelvärden för ex. vinterhalvåret

3 Meteorologisk påverkan på luftföroreningar

3.1 Emission och spridning

Luftföroreningar har sin uppkomst i antingen naturliga eller antropogena (av människan förorsakade) källor. Tillförseln av föroreningar till atmosfären benämns emission. Emissionen kan ske genom skorstenar, avgasrör eller uppvirvling från marken. I atmosfären sprids och omvandlas föroreningarna.

Spridning kan sägas bestå av spädning och transport. Spädningen innebär att koncentrationen av de emitterade ämnena minskar samtidigt som de kommer att finnas i en större luftmassa. Därefter vidtar atmosfärisk omvandling, då partiklar kan agglomerera (slå sig samman och bli större). Svaveldioxid och kväveoxider oxideras till svavelsyra och salpetersyra etc (Holmer et al., 1982).

Så småningom försvinner föroreningarna ur atmosfären och återförs till marken. De flesta föroreningar försvinner relativt lätt ur atmosfären med nederbörden, eller genom direkt tillförsel till marken. Andra kan stanna i atmosfären

under mycket långa perioder.

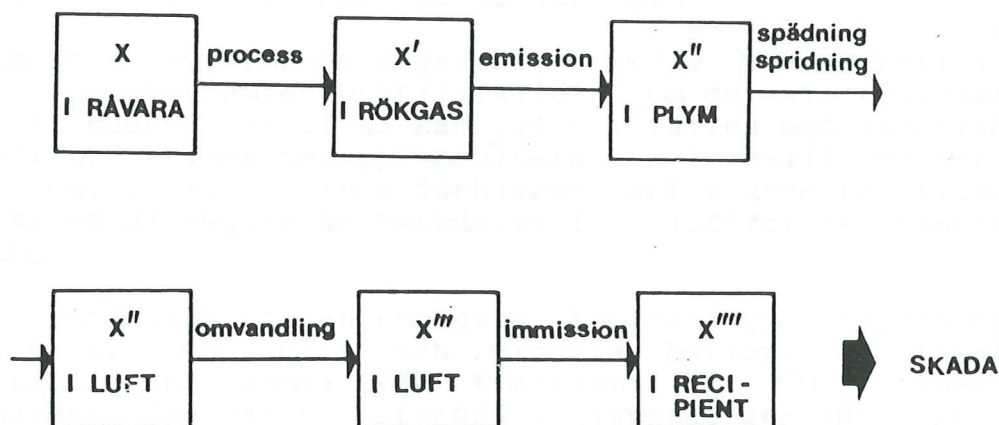
5

Begreppet immission betecknar luftföroreningarnas transport från atmosfären till mottagaren (recipienten). Den föreliggande undersökningen kan sägas vara en immissionsmätning då mätning av föroreningshalter skett i utomhusluft.

En luftförorening släpps först ut från en källa. Den sprids, spädes och omvandlas eventuellt senare. Till sist återförs den på något sätt till marken. Någonstans i detta förlopp förorsakar den en icke önskvärd effekt som gör att vi betraktar ämnet som en luftförorening. Man kan se detta som ett dynamiskt förlopp och beskriva det i en luftvårdsekvation:

EMISSION + TRANSMISSION = KONCENTRATION I RECIPIENT -->SKADA

Förhållandena från emission till immission kan beskrivas genom att man anger koncentrationen eller flödet av en viss förorening i olika aktuella punkter som i figur 1.



Figur 1. Blockdiagram som schematiskt illustrerar luftföroreningsproblematiken som ett dynamiskt förlopp (x betecknar koncentration). (Efter Holmer et al., 1982).

Det finns flera olika källor till emissioner. Man kan dela upp dem i fyra typer av källor.

1. Punktkällor: Emissionen sker från en punkt, t ex en skorsten.
2. Linjekällor: Emissionen sker längs en linje, t ex en lillväg.
3. Ytkällor: Emissionen sker från en yta. Ytkällor finns av två slag - stationära och mobila. Exempel på en stationär ytkälla är summan av alla värme pannor i bruk som finns i en större tätort.

Exempel på en mobil ytkälla är summan av alla fordon som är i gång i ett samhälle.

4. Diffusa källor: Diffusa emissioner är ett samlingsnamn för emissioner som inte varit renodlade punkt-, linje- eller ytkällor. Hit räknas t ex upplag med dammande material eller en åker som plöjs.

3.2 Utsläppsnivåer

Det har stor betydelse på vilken nivå emissionen sker. Man kan urskilja tre utsläppsnivåer:

1. marknivå, exempelvis från bilar
2. hustaksnivå, exempelvis från skorstenar på villor och bostadshus samt
3. höga skorstenar, exempelvis industrier och värmecentraler.

Utsläppsnivån är dessutom beroende av gasens temperatur. I fallet ovan med skorstenen kommer heta rökgaser att stiga ett stycke ovan den och ge en högre effektiv skorstenshöjd.

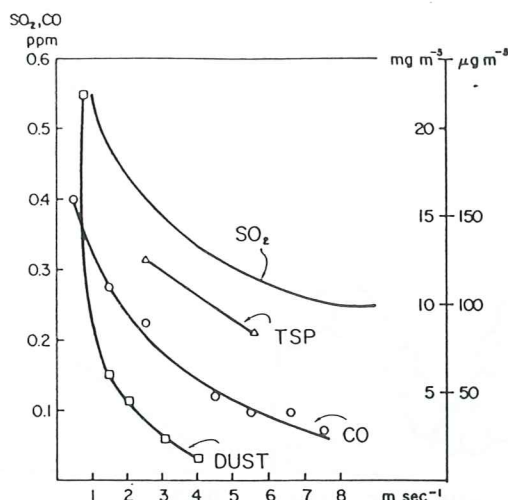
3.3 Meteorologisk påverkan på spridningen

Spridningen av luftföroreningar styrs av de väderförhållanden som råder vid emissionstillfället. Om de meteorologiska förutsättningarna är olika kan två tillfällen med identiskt lika luftföroreningsutsläpp resultera i helt skilda halter i omgivningen. I det följande förklaras varför väderförhållandena har en så avgörande betydelse för luftföroreningarnas spridning.

Luftens naturliga och antropogena föroreningar härstammar från lokala, regionala och globala källor. De lokala emissionerna kan komma från trafiken (NO, CO, toluen), bensinmackar (kolväten), förbränningsprocesser (NO, SO₂, CO). De regionala källorna kan vara t ex industriutsläpp eller skogsbränder (SO₂) och de globala föroreningarna slutligen sprids med de storskaliga vindsystemen och kan ha vulkanutbrott (stoffpartiklar, SO₂), öknarnas randområden (stoffpartiklar), större skogsbränder eller kärnvapenprov (radioaktiva partiklar) som ursprungskälla.

Föroreningar transporteras med vinden och sprids och späds av den turbulenta omblandningen i luften. Turbulens kan sägas vara oordnade vertikallrörelser som enligt Holmer et al. (1982) kan delas in i två grupper:

1. dynamisk (eller mekanisk) turbulens som orsakas av friktionen mot marken när vinden blåser över ett område. Ju skrovligare underlaget är och ju högre vindhastigheten är desto effektivare blir omblandningen och halten av föroreningar sjunker, se figur 2.



Figur 2. Diagrammet visar att koncentrationen minskar då vindstyrkan ökar och späder ut föroreningarna. (Källa: Landsberg, 1981).

2. termisk turbulens (eller konvektion) orsakas av luftens temperaturskiktning. Vissa skiktningar gynnar en vertikal omblandning av luften och andra dämpar denna effektivt. Man skiljer på följande skiktningstyper: labil eller instabil, neutral, stabil och extremt stabil skiktning, se figur 3.

Föroreningshalten påverkas av stabiliteten i luften vilket vi också skall titta lite närmare på nedan.

3.4 Olika typer av temperaturskiktningar

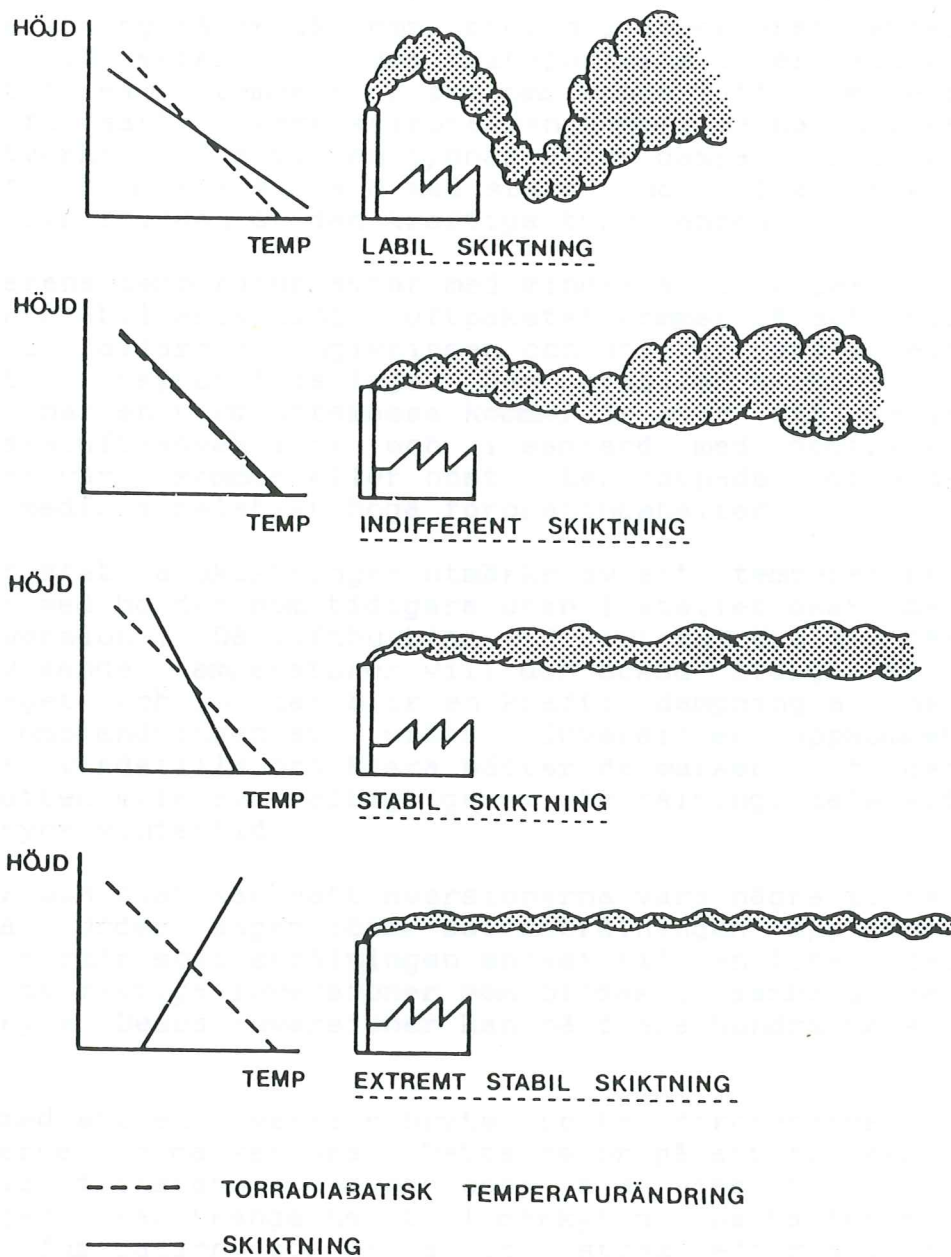
Den termiska stabiliteten i atmosfären bestämmer graden av turbulens i luften och dess förmåga att späda ut föroreningar.

Om ett luftpaket (luftvolym) utan energiutbyte med omgivningen tvingas uppåt (hävning) avkyls det med omkring 1°C per 100 meter. Omvänt ökar dess temperatur då luftpaketet tvingas nedåt (sänkning). Dessa temperaturvariationer beror på att lufttrycket i luftpaketet sjunker vid hävning och stiger vid sänkning.

Låt oss säga att temperaturen i atmosfärens lägsta skikt avtar med mer än 1°C per 100 meter. Då kommer ett luftpaket som tvingats uppåt och avkylts med 1°C per 100 meter att vara varmare än sin omgivning.

Luftbubblan fortsätter sin färd uppåt ända tills dess att den har samma temperatur som omgivningen. Bubblan får samma temperatur dels pga att atmosfärens temperaturavtagande är mindre högre upp, dels genom att luftbubblan blandas med omgivande luft. I fall som dessa då temperaturen avtar med mer än 1°C per 100 meter råder instabil temperaturskiktning. Utmärkande för den labila skiktningen är att luften lätt rör sig i vertikalled bort från ursprungsläget vilket

medför en effektiv omblandning av luften och följaktligen lägre medelkoncentrationer av luftföroreningar i de skikt i vilka utsläppen sker.



Figur 3. Här ser vi några olika skiktningstyper. Den labila skiktningen har ett temperaturavtagande med höjden på mer än 1°C per 100 meter. Den neutrala (indifferent) avtar uppåt med 1°C per 100 meter, den stabila skiktningen avtar med mindre än 1°C och den extremt stabila skiktningen har en ökning av temperaturen med höjden.

Det torradiabatiska temperaturavtagandet är 1°C per 100 meter (källa: Holmer et al., 1982).

Labil skiktning förekommer vid tillfällena med kraftig solinstrålning, exempelvis en sommareftermiddag. Andra tillfällena kan vara då en kallluftmassa kommer in över ett område (kallluftsadvektion). Då massan är kallare än marken kommer den så småningom att värmas upp underifrån. Detta leder till en labil skiktning.

Neutral skiktning råder då temperaturen i atmosfären avtar med 1 C per 100 meter. Luft som transporteras i vertikalled kommer att få samma temperatur som omgivande luft. Om ett luftpaket fortsätter vertikallrörelsen kommer denna därför inte att påverkas, dvs varken gynnas eller dämpas. Neutral skiktning förekommer i samband med stark vind. Låga koncentrationer blir följderna av den kraftiga turbulensen.

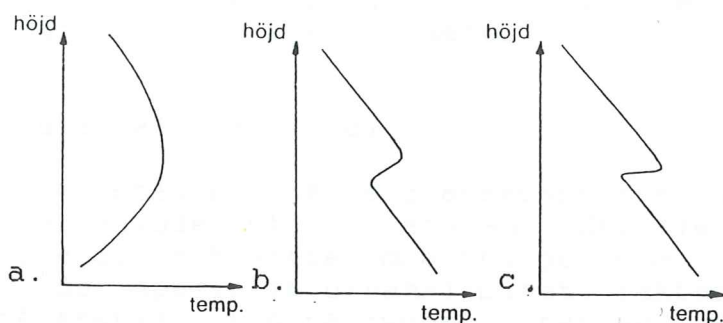
Om atmosfärens temperatur avtar med mindre än 1 C per 100 meter råder stabil skiktning. Luftpaketet kommer då att vid hävning bli kallare än omgivningen och strävar därför att återta sitt ursprungliga läge. Den stabila skiktningen förekommer när en varmluftsmassa kommer in över ett kallt område (varmluftsadvektion) och i samband med högtryck, oftast under vår, sommar eller höst. Den dämpade omblandningen kan medföra relativt höga föroreningshalter.

Den extremt stabila skiktningen utmärks av att temperaturen inte avtar med höjden som tidigare utan i stället ökar med höjden (inversion). Då luftbubblan vid vertikallrörelser får starkt avvikande temperaturer vill den också återgå till ursprungsläget och följderna blir en kraftig dämpning av den vertikala omblandningen av luften. Inversioner uppkommer dels under vindstilla och klara nätter då marken och den marknära luften kyls av kraftigt genom utstrålning, dels vid vissa högtryck vintertid.

Vår, sommar och höst kan nattinversionerna vara några tiotal meter höga. Under dagen löser solinstrålningen upp dem. Vintertid förmår solinstrålningen endast till en liten del lösa upp de mäktiga inversioner som bildas i samband med vinterhögtryck. Dessa inversioner kan nå flera hundra meters mäktighet.

I samband med att en inversion bryts upp kan föroreningskoncentrationerna vid marken öka. Detta beror på att förorenad luft, som varit instängd i inversionen på en viss höjd vid uppbyggnaden, kan tränga ner till markytan. Detta fenomen kallas för fumigation och är vanligt strax efter soluppgången.

Olika skiktningstyper kan vara utbildade samtidigt. Exempelvis kan det vara en inversion närmast marken medan luften högre upp kan vara neutralt skiktad. Det är då fråga om en markinversion. En höjdinversion uppträder då luften närmast marken är labilt, neutralt eller (svagt) stabilt skiktad och luften ovanför har en inversion, se figur 4. Denna situation är vanlig i bebyggda områden i högtrycks-situationer.



Figur 4. De vertikala luftrörelserna dämpas om temperaturen ökar med höjden och det råder markinversion (a). Kraftiga vertikallrörelser leder till höjdinversioner (b och c).

Föroreningshalterna kan vid inversionstillfällena ligga på en hög och jämn nivå beroende på den dåliga omblandningen.

Inversioner verkar dämpande på vertikallrörelser och fungerar därför som spärrskikt för spridningen av luftföroreningar. Det är därför av stor betydelse huruvida skorstenar mynnar ovan, i eller under ett höjdinversionsskikt, se figur 5.



Figur 5. Utsläpp över och under ett inversionsskikt. Om skorstenen mynnar under skiktet blir det mycket höga koncentrationer av luftföroreningar i de lägre nivåerna. Mynnar skorstenen ovanför skiktet hindras luftföroreningarna från att nå marken. Rök som avges i själva inversionsskiktet kan vid inversioner följas som en tunn strimma kilometer-vis, ibland tiotals kilometer.

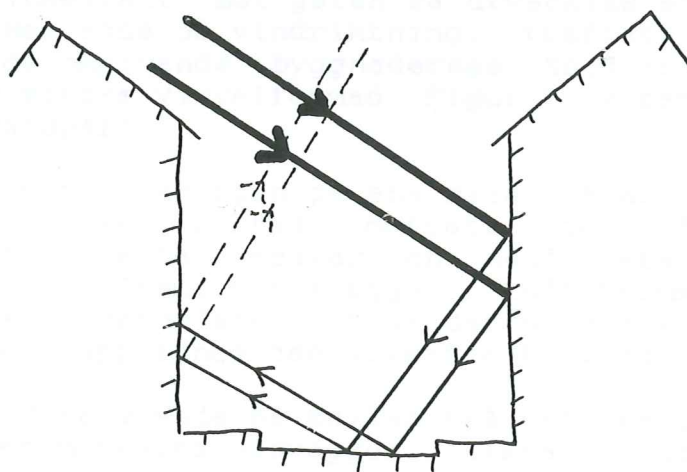
Det genomsnittliga temperaturavtagandet i den lägre atmosfären är 0.65°C för varje 100 meter.

3.5 Stadens lokalklimatologi

Klimatet i en stad skiljer sig avsevärt från det klimat som råder på landsbygden utanför staden. Ett flertal faktorer påverkar energi- och vattenomsättningen som i sin tur ger upphov till det speciella urbanklimatet. Faktorerna varierar beroende på årstid, tid på dygnet, typ av stad (ex. husens höjd), klimatområde etc. Enligt Mattsson (1979) går det att urskilja fyra huvudgrupper av sådana faktorer.

1. Värmelagring i byggnadsmaterial (betong, tegel, siporex mfl).
2. Stadslandskapets skrovliga relief.
3. Stadens torrare ytor.
4. Stadens kraftiga emission till atmosfären. Emissionen består främst av föroreningar, värme och vattenånga.

Stora mängder värme lagras p g a byggnadsmaterialets ofta höga värmekapacitet. Storleken av de magasinerade värmemängderna är dock också avhängig albedoförhållandena och mängden stoftpartiklar över staden. Stadslandskapets genomsnittliga albedo (förhållandet mellan reflekterad och inkommande strålning) är lägre jämfört med landsbygdens. Albedominskningen beror bl a på ytegenskaperna med mörka ytor hos byggnadsmaterial och gatubeläggning och på de strålningsfällor för den kortvågiga strålningen som gatucanyonerna (gata + husväggar) utgör, se figur 6. Härtill kommer att byggnaderna strålar värme mot gatuplanet.



Figur 6. Schematisk bild av hur inkommande kortvågig strålning absorberas. Gator och hus bildar tillsammans fällor för den inkommande kortvågiga strålningen och reducerar dessutom de långvågiga strålningsförlusterna genom motstrålning mot bl a marken (gatan).

Albedoförhållandena varierar med typen av material. I tabell 1 syns albedovärden för olika material.

Yta	Albedo (%)
Ren snö	75-95
Slutet molntäcke	60-90
Gammal snö	40-70
Sandjord	15-40
Ängsmark	12-30
Skog	5-20
Mörk åkerjord	7-10
Hav (vid relativt stor solhöjd)	3-10

Tabell 1. Albedo för några ytor. (Källa: Mattsson, 1979).

Energiomsättningen i staden sker både i horisontell och vertikal utsträckning. Den skrovliga reliefen bromsar upp vinden och ökar pga friktion mot underlaget omblandningen i luften. Turbulensen blir då mycket kraftig och ökar avdunstningen. Effektiv dränering, låg vegetationstäckning och hög avdunstning ger torra ytor.

3.6 Luftrörelser i ett gatuavsnitt

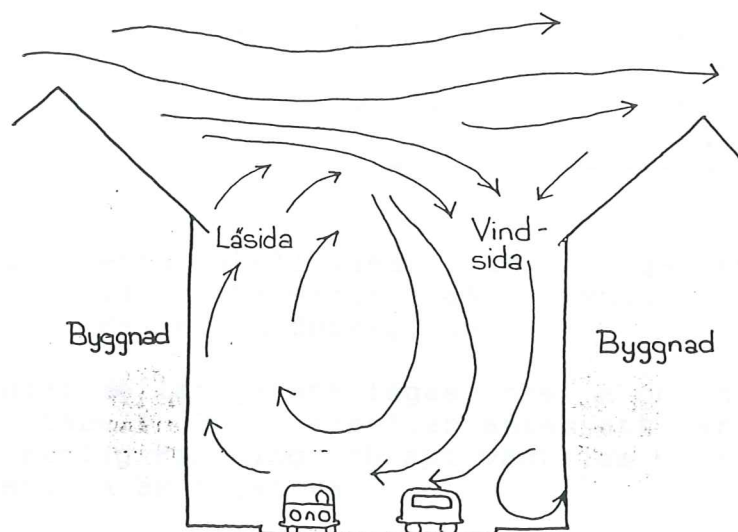
Då mätningarna har skett i ett gatuavsnitt måste hänsyn tas till de mikro- och lokalklimatologiska förhållanden som där råder. De lokala luftrörelser som finns i ett gatuavsnitt med strömningsmönster och halter av koloxid har studerats i San José i USA (Johnson, 1973 i Landsberg, 1981). I undersökningen fann man att när den förhärskande vinden ovanför hustaken blåser inom en viss vinkel från den horisontella riktningen vinkelrätt mot gatan så utvecklas en virvel i gaturummet. Beroende på vindriktning, trafiktäthet (skrovlighet) och de omgivande byggnadernas höjd är luftrörelsen mer eller mindre virvelformad. Figur 7 visar luftrörelserna i ett gatupartier.

Vinden når först huskroppen på ena sidan gatan och får en komponent som är riktad motsatt den förhärskande vindriktningen. Detta orsakar en nedåtriktad ström av relativt ren luft framför husväggen. Luftströmmen passerar sedan trafiken i gatuplanet och är därför starkt förorenad då vinden flödar upp längs den motsatta husväggen.

Studien i San José visade på mellan två och tre gånger högre halter vid den motsatta husväggen. Liknande undersökningar som gjorts i Stockholm visar på mer än fem gånger högre halter vid den husvägg där vinden har sitt uppflöde.

När vinden blåser parallellt med gatan är skillnaderna små mellan halterna på ömse sidor gatan. Denna typ av vindrörelser finns enligt undersökningen främst i trånga gator med höga hus.

För gator med låga huskroppar, korsningar och gator med hus på bara ena sidan blir vindförhållandena mer komplicerade.



Figur 7. Schematisk bild av vindfältet i ett gaturum. Vinden blåser tvärs gatan. Om vinden blåser an vinkelrätt mot husen bildas en virvel mellan husen. På grund av virvelbildningen kommer avgaserna att blåsa över till läsidan av gatan. Blåser vinden an snett mot husen kommer luften att röra sig i en spiral längs gatan och transportera föroreningarna längs läsidan av gatan.

3.7 Strålningsförhållanden i ett gatuavsnitt

En gata tillammans med omgivande hus bildar speciella villkor för den inkommande kortvägiga strålningen. Växelverkan råder mellan hus och gata vad gäller energiomsättning och strålningsbalans. Graden av denna växelverkan bestäms enligt Landsberg (1981) av höjden på husen och gatans bredd och öppningsvinkel mot himlen. För att få fram ett mått på hur pass "trång" i strålningshänseende gatan är kan följande samband ställas upp.

$$N = \frac{Z_b}{W_s}$$

där Z_b är husens höjd, W_s är gatans bredd och N är gatans begränsning. Enligt formeln nedan definierar också N vinkeln σ mot den horisont som taken utgör.

$$N = \tan \sigma$$

Värdena på N för olika värden på Z_b och W_s visas i tabell 2.

Zb (m)	Ws (m)			
	5	10	15	20
5	1	0.5	0.33	0.25
10	2	1	0.67	0.5
15	3	1.5	1	0.75
20	4	2.0	1.33	1

Tabell 2. Denna tabell visar index för gatans begränsning vid olika värden på hushöjd och gatubredd. (Källa: Landsberg, 1981).

Förhållandet mellan gatans lägesvinkel e och horisontvinkeln σ visas i tabell 3. I tabellen antas att värdet 0 för e är lika med sydlig riktning och att västliga vinklar är positiva och östliga är negativa.

e	N				
	0.2	0.5	1.0	2.0	5.0
0	11.3	26.0	45.0	63.4	78.7
20	10.7	25.2	43.2	62.0	78.0
40	8.7	21.0	37.5	56.8	75.4
60	5.7	14.0	26.6	45.0	68.0
80	2.0	5.0	9.0	19.3	41.0

Tabell 3. Här ser vi hur horisontvinkeln σ är beroende av gatans begränsning N och gatans lägesvinkel e . Endast västliga gatusträckningar är medtagna. (Källa: Landsberg, 1981).

Med dessa värden tillhands kan vi sedan avgöra vilken betydelse husens konturer och begränsningar har för mängden solinstrålning i gatuplanet.

Inom olika ämnesområden (arkitektur, lokalklimatologi) använder man sig av en vidvinkelkamera för att kunna beräkna horisontvinkeln och få reda på förlusten av solinstrålning i gatuplanet.

Genom att undersöka kvoten mellan hushöjd och gatubredd går det att beräkna förlusten av solbelysning och strålning från huskroppar på motsatta sidan gatan, se tabell 4.

Kvot mellan Zb och Ws	Belysnings- förlust (%)
0	50
0.25	58
0.5	65
1	75
2	85
3	90
4	92

Tabell 4. Belysningsförlust vid olika kvoter mellan hushöjder (Zb) gatubredder (Ws). (Källa: Landsberg, 1981).

Belysningsförlusten för det i denna studie aktuella gatupartiet på Västra Esplanaden i Umeå (se sid. 27) skulle enligt ovan bli omkring 59 %.

Belysningen i bebyggda områden är alltid mindre än i rurala områden på grund av att föroreningar förekommer i större omfattning i de förra områdena. Föroreningarna reflekterar, absorberar och sprider (extinktion) den inkommande ljusstrålningen.

Låt oss anta att vi använder oss av formlerna och beräknar belysningen i gatuplanet. Tillsammans med data över antalet solskenstimmar och koncentrationer av föroreningshalter skulle man kunna få fram ett mått på graden av reaktioner av fotokemisk typ, se tabell 5. Egentligen är reaktionskedjorna ännu mer komplicerade och inbegriper processer med extremt korta varaktigheter.

Reaktioner	Reaktionens varaktighet (ppm/min)
1. $\text{NO}_2 + h\nu \longrightarrow \text{NO} + \text{O}$	0.355 (min^{-1})
2. $\text{O} + \text{O}_2 + \text{M} \longrightarrow \text{O}_3 + \text{M}$	2.76×10^6 (min^{-1}) ^c
3. $\text{O}_3 + \text{NO} \longrightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$	21.8
4a. $\text{O}_3 + \text{NO}_2 \longrightarrow \text{NO}_3 + \text{O}_2$	} 6×10^{-3}
4b. $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 \rightleftharpoons \text{N}_2\text{O}_5$	
4c. $\text{N}_2\text{O}_5 + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow 2\text{HNO}_3$	
5. $\text{NO} + \text{NO}_2 + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow 2\text{HNO}_2$	2.5×10^{-3d}
6. $\text{HNO}_2 + h\nu \longrightarrow \text{NO} + \text{OH}\cdot$	5×10^{-3} (min^{-1})
7. $\text{CO} + \text{OH}\cdot \xrightarrow{\text{O}_2} \text{CO}_2 + \text{HO}_2\cdot$	2×10^2
8. $\text{HO}_2\cdot + \text{NO}_2 \longrightarrow \text{HNO}_2 + \text{O}_2$	1×10^1
9. $\text{HC} + \text{O} \longrightarrow \alpha\text{RO}_2\cdot$	3.1×10^4 ($\alpha = 5$)
10. $\text{HC} + \text{O}_3 \longrightarrow \beta\text{RO}_2\cdot + \gamma\text{RCHO}$	1.7×10^{-2} ($\beta = 1.9$)
11. $\text{HC} + \text{OH} \longrightarrow \delta\text{RO}_2\cdot + \epsilon\text{RCHO}$	1×10^4 ($\delta = 0.2$; $\epsilon = 0.22$)
12. $\text{RO}_2\cdot + \text{NO} \longrightarrow \text{NO}_2 + \theta\text{OH}$	1.8×10^3
13. $\text{RO}_2\cdot + \text{NO}_2 \longrightarrow \text{Products}$	10
14. $\text{HO}_2\cdot + \text{NO} \longrightarrow \text{NO}_2 + \text{OH}\cdot$	1.8×10^3

Tabell 5. Kemiska reaktioner som förekommer vid bildning av fotokemisk smog. (Källa: Landsberg, 1981).
Fotnot: $h\nu$ = solenergi, h = Plancks konstant, ν = strålningsfrekvens, M = katalysator.

4 Luftföroreningsproblem i tätorterna

Det ökade antalet bilar i samhället har fått negativa följder i framförallt tätorterna med bilköer, buller, avgaser mm. Trafiken går dels till och från de centrala delarna, dels igenom en tätort. Detta ger en mycket hög trafikbelastning på vissa vägavsnitt. Vanligen är det en kombination av trånga gaturum, inversioner och mycket trafik som ger upphov till de värsta lokala luftföroreningsproblemen genom en rad samverkande faktorer. Det höga trafiktrycket i sådana här områden med många korsningar och övergångsställen leder lätt till trafikstockningar och krypkörning som ger ett ryckigt körmönster. Ett sådant körsätt ökar naturligtvis utsläppen från bilarna

Avgaskoncentrationerna avtar snabbt med ökande avstånd från bilarnas avgasrör. De relativa värden som finns i tabell 6 kan anses som typiska även om variationer naturligtvis förekommer vid olika väderförhållanden och gatuutformningar.

Inuti bil i bilkö	30
Vanlig trottoar	10
10 - 20 m från körbana	5
50 - 100 m från körbana	1

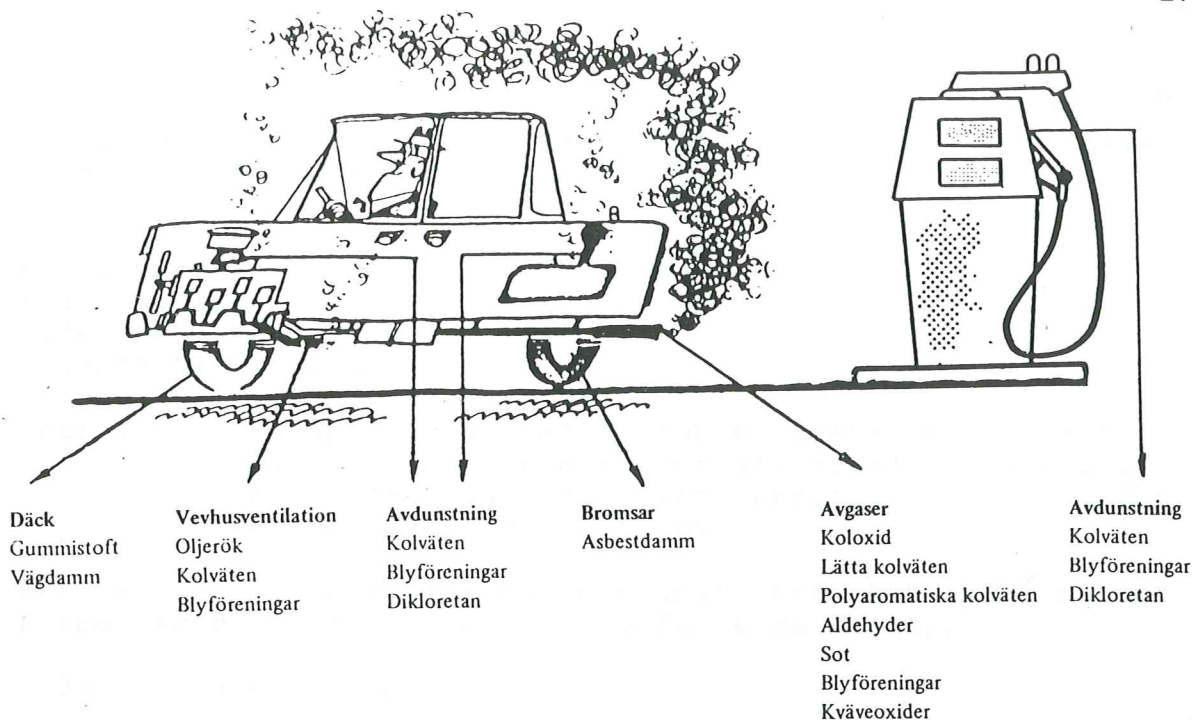
Tabell 6. Bilavgashalternas genomsnittliga beroende av avståndet till en ström av bilar. Koncentrationen av avgaser har satts till 1 på 50 - 100 meters avstånd till körbanan. Inuti en bil i en kö är det alltså 30 gånger högre avgaskoncentrationer än vad det är i den förra miljön.

4.1 Föroreningarnas ursprung och storleken på utsläppen

Föroreningar kommer framför allt från avgasröret men även andra delar av bilen lämnar bidrag liksom distributionssystemet för bränslet, se figur 8 på nästa sida.

I hårt belastade trafikmiljöer uppmäts höga halter stoft i luften. Stoft inkluderar sot och damm. Huvuddelen är uppvirvlat stoft från vägbanan och härrör från slitage på vägar, däck samt bromsar. Partiklarna innehåller många olika ämnen, bl a kolväten och asbest. Från trafik med bensindrivna fordon kommer omkring en tiondel av stoftet från avgaserna. Dieselmotorer avger omkring sju gånger mer stoft än bensinmotorer per liter förbrukad blyhaltig bensin.

Trafiken ger också föroreningar i dagvattnet, särskilt i tätorternas centrala delar. Föroreningar som med tiden avsätts på hårdgjorda ytor tvättas delvis av vid regn eller snösmältning och hamnar sedan i vattnet.



Figur 8. Luftföroreningarna från biltrafiken.

Mer än 96 % av alla personbilar i landet (>3 miljoner) är bensindrivna. Ca 4 % drivs med diesel och mindre än 1000 bilar drivs av motorgas. Siffrorna gäller för 1982.

Dieselmotorer släpper ut betydligt mindre koloxid än en bensinmotor per liter bensin räknat. Mängden kolväten och kväveoxidutsläppen är något mindre jämfört med vanliga icke avgasrenade bensinmotorer. Utsläppen av de mutagena och därmed cancerogena polyaromatiska kolvätena är mer än sjuhundra gånger större från dieseldrivna personbilar jämfört med utsläppen från en bil med katalytisk avgasrening, se tabell 7.

Förorening	Bränsle				
	Bensin	Bensin m. katalysator	Diesel	Ren metanol	Motorgas
Kolmonoxid	25	3	3	20	3
Kväveoxider	2.5	0.9	1	2	3
Kolväten	3	0.3	1.5	2	1.5
Aldehyder	0.04	0.004	0.05	0.15	0.06
Bly	0.012	0	0	0	0
Summa PAH* (ug/km)	110	3	750	5	5
Revertanter** (tusental)	20	1	220	1	1

* Med summa PAH menas totala mängden polyaromatiska kolväten. PAH anses som starkt cancerogena.

** Observerade antalet mutationer i bakterier vid ett visst biologiskt test. Revertanter är sådana ämnen som bildas vid reversibla reaktioner.

Tabell 7. Utsläpp i gram per km vid olika bränsleval. (Källa: Holmer et al., 1981).

Motsvarande värden för dieseldrivna lastbilar och bussar visas i tabell 8 nedan.

Kolmonoxid	4
Kväveoxider	16
Aldehyder	1.3
Revertanter (tusental) 1000	

Tabell 8. Utsläpp i gram per km för en dieseldriven lastbil eller buss. Oserveras bör att antalet dieseldrivna bussar och lastbilar kraftigt minskat under senare delen av 80- talet.

För en vanlig bensindriven personbil utan katalysator med normal körsträcka rör det sig om följande utsläpp per år.

- 300 - 350 kg koloxid (CO)
- 15 - 30 kg kväveoxider (NOx)
- 25 - 50 kg kolväten i gasform
- 1 - 1.5 kg stoft varav
- 0.2 - 0.5 kg bly

Utsläppens storlek varierar kraftigt med bilmodell, körsätt, motorns skick och val av bensin (Bilavgaskommitten, 1979).

Uppgifterna varierar ganska mycket beroende på från vilka undersökningar siffrorna är hämtade.

4.2 Vad innehåller bilavgaser?

Bilavgaser innehåller tusentals kemiska ämnen varav de flesta förekommer i små mängder. Många ämnen har fortfarande inte entydigt kemiskt identifierats.

Avgaserna består till mer än 70 volymprocent av luftens kväve som passerat opåverkat genom en i detta fall bensinmotor. Omkring 13 procent är vattenånga och 11 procent utgörs av koldioxid som tillsammans med andra förbränningsprodukter bidrar till den globala växthuseffekten. I de resterande 3-4 volymprocenten återfinns de flesta skadliga ämnena.

Bensin består till 30-40 % av monoaromatiska kolväten medan dieseloljan innehåller några få procentenheter. Kolvätena som bildas i en dieselmotor består delvis av tunga och biologiskt aktiva ämnen. I stoftpartiklar finns olika skadliga kolväteföreningar. Stoftutsläppen är avsevärt större från en dieselmotor än från en bensinmotor (Bilavgaskommitten, 1979).

5 Allmänt om gaserna och deras inverkan på hälsan

5.1 Kolväten

Kolväten är samlingsnamn för en rad olika organiska ämnen bestående av kol och väte. De kolväten som förekommer i drivmedel och avgaser är aromatiska. Dessa delas in i två grupper; mono- och polyaromatiska.

Varifrån kommer då kolvätena? En del av bränslets kolväten går direkt genom motorn utan att förbrännas och kommer därför ut med avgaserna. Kolväten avdunstar från bensen och dieselolja vid bensinstationer och från bilarnas bränslesystem. Toluen och xylen tillsätts bensen för att höja oktantalet.

Vissa monoaromatiska kolväten såsom toluen, bensen och xylen kan orsaka leukemi och skador på det centrala nervsystemet. De högsta halter man mätt upp i stadsluft ligger inte långt ifrån de koncentrationer man vet kan orsaka skador vid lång exponering (Miljöförbundet, 1979).

Vanligen sitter de polyaromatiska (PAH) kolvätena på partiklar i dieselröken. Vid inandning fastnar partiklarna på flimmerhåren i luftvägarna, där cancerframkallande ämnen kan bildas. Risken för cancer ökar vid nedsatt immunförsvar.

Aldehyder (däribland formaldehyd och akreolin) uppkommer vid förbränning av kolväten. De orsakar ögonirritation redan vid låga halter.

Troligen samverkar kolväten och stoft med andra föroreningar och ger upphov till olika sjukdomar av akut och kronisk natur, liksom cancer (delvis ur Bilavgaskommitten, 1979).

Speciellt utsatta grupper är naturligtvis personer som redan lider av sjukdomar i hjärta eller lungor eller som är allergiker. Barn är en speciellt känslig grupp.

Det dröjer i de flesta fall många år - ibland decennier - från det att en människa utsätts för cancerframkallande påverkan till dess att en cancersjukdom kan påvisas. Den långa latenstiden är ett skäl till varför det är svårt att säkert fastställa orsakssamband mellan exponering för olika kemiska ämnen och cancer hos människan. Bilavgasernas snabba ökning i Sverige under 1950- och 60-talen har därför inte slagit igenom i cancerfrekvensen. De flesta tumörframkallande ämnen är dessutom genetiskt skadliga och att konstatera en statistiskt utbredd genetisk skada tar ännu längre tid.

Enligt ett internationellt forskarmöte som Karolinska institutet anordnade på energi- och miljökommittens uppdrag i mars 1977 kan man räkna med att luftföroreningarna i större tätorter har bidragit till mellan fem och tio extra fall av lungcancer per 100 000 manliga invånare och år.

Undersökningar i San Fransisco har visat att cancerrisken är proportionell mot mängden luftföroreningar. Däremot har

mängden luftföroreningar ingen betydelse för sjukdomens svårighetsgrad. Antingen får man lungcancer eller också får man det inte (delvis ur Bilavgaskommitten, 1979).

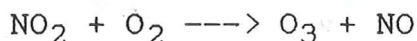
I framtiden räknar man enligt aktionsplan 87 med en viss europeisk minskning av kolväteutsläppen.

5.2 Ozon

Lokalt bildad fotokemisk smog (inklusive bildning av ozon) är lätt att upptäcka. Dels orsakar den en kraftig siktning, dels ger den en bruntoning av atmosfären pga kvävedioxid.

Svaga vindar och hög solinstrålning ger höga halter av oxidanter.

Ozon bildas av luftens syre och kvävedioxid enligt formeln



Denna reaktion stannar oftast upp eftersom det uppstår balans mellan mängden O_3 och NO_2 . Men om det finns fria radikaler, här kallade R, som verkar oxiderande omvandlas NO till NO_2 igen:



På det sättet återbildas NO_2 och bildningen av ozon kan fortsätta.

Den tidigast uppträdande hälsoeffekten av ozon är irritation av ögon och slemhinnor. Allvarliga symptom kan uppträda i form av huvudvärk och andningssvårigheter.

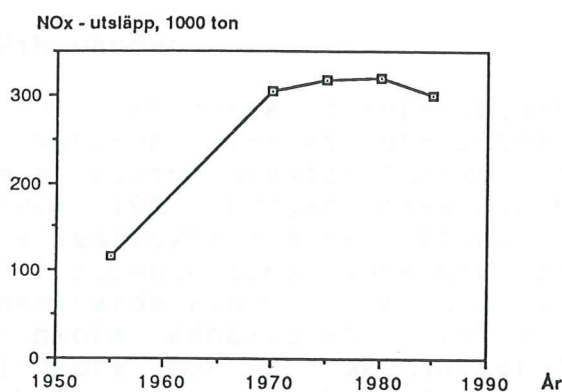
Eftersom det råder komplicerade reaktionssystem i atmosfären är det svårt att säga någonting om framtida nivåer av ozon, men sannolikt är att halterna kommer att öka.

5.3 Kväve

Vid förbränning i bilmotorer bildas ett flertal föroreningar mellan kväve och syre. Den kväveoxid som i första hand inverkar på luftvägarna är kvävedioxid. I gatunivå bidrar bilavgaserna med 80 - 90 procent av kväveoxidhalterna (Bilavgaskommitten, 1979). Djurförsök har visat att höga halter kvävedioxid i luften ger tecken på emfysem (skador i lungvävnaden). Hos möss har mottagligheten för infektionssjukdomar ökat och tillväxten hämmats då de utsatts för kvävedioxid i låga halter under en längre tid. De halter som ibland mäts upp på starkt trafikerade gator ligger inte långt under dem som man arbetat med i djurförsök och där visat sig skadliga. Astmatiker kan förväntas få en tyngre andhämtning vid de höga koncentrationer av kvävedioxid i luft som finns vid starkt trafikerade gator.

WHO's rekommenderade riktvärden för högsta kvävedioxidhalt i stadsluft ligger på en tredjedel till en femtedel av vad som gett medicinsk påverkan i experiment med människor. Medicinsk expertis anser att riktvärdena ger en någorlunda god säkerhet mot skador på normal känsliga personer. Hur höga halter under långtidsexponering påverkar människan är dåligt utforskat. Det finns inga undersökningar på större grupper av befolkningen där man kunnat visa samband mellan luftvägssjukdomar och exponering för kvävedioxid.

I framtiden räknar man med en viss nedgång i utsläppen av kväveoxider, bl a beroende på övergång till katalytisk avgasrening och satsning på kollektivtrafik, se figur 10.



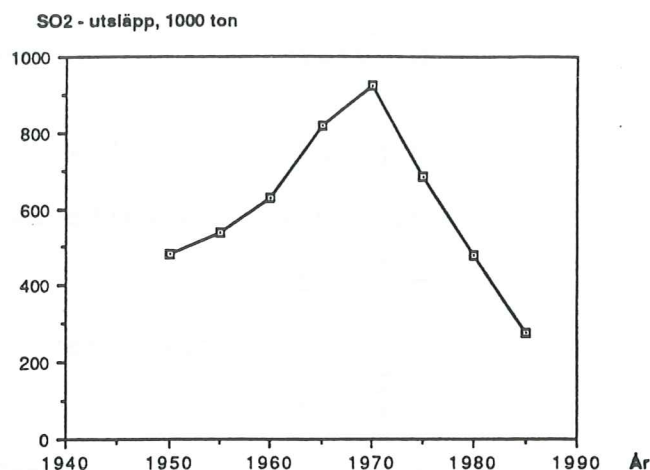
Figur 10.

Utsläpp av kväveoxider i Sverige 1955 - 1985 i 1000 ton, mätt som kvävedioxid. (Källa: Andersson, 1988).

5.4 Svaveldioxid

Svaveldioxid och sot bildas tillsammans med många andra ämnen vid förbränning av fossila bränslen, däribland kol och olja. Utsläppen sker i huvudsak från oljeeldning för uppvärmning. Trafikens utsläpp är förhållandevis obetydliga. Svaveldioxid betraktas som ett mått på halten av en rad delvis bristfälligt kända luftföroreningar från rökgas. Under korta tidsperioder i extrema vädersituationer som inversioner kan höga föroreningshalter uppkomma och dessa är naturligtvis inte ofarliga för hälsan.

Svaveldioxidutsläppen ökade starkt i Sverige under 1950- och 60-talen. Sedan 1970 -talet har en minskning skett till en nivå som är lägre än utsläppsnivån på 1950 -talet, se figur 11. Mellan 1980 och 1995 väntas en 65 % procentig minskning. Efter 1995 väntas för Sveriges del en ökning av svaveldioxidutsläppen i samband med att kärnkraften avvecklas. Svaveldioxidutsläppen kan komma att öka med ända upp till 30 procent från 1995 fram till efter sekelskiftet (Andersson, 1988).



Figur 11.

Utsläpp av svaveldioxid i Sverige 1950 - 1985 i 1000 ton. (Källa: Andersson, 1988).

6 Riktvärden

För de viktigaste föroreningarna med allmäntoxisk verkan har Naturvårdsverket utarbetat förslag till gränsvärden i form av riktvärden för luftkvalitet, se tabell 7. Enligt Boström (1987) bygger dessa riktvärden på antagandet att det för allmäntoxiska ämnen finns ett tröskelvärde, under vilket föroreningarna inte har någon negativ effekt. Detta tröskelvärde kan variera inom vida gränser beroende på olika människors känslighet. Riktvärdena är satta så att man i möjligaste mån ska skydda känsliga grupper, dvs värdena innehåller en viss skyddsfaktor.

För ämnen med genotoxisk effekt (mutagena effekter) måste man emellertid utgå ifrån att det inte finns något tröskelvärde under vilket effekten är noll. Det innebär att föroreningar med genotoxisk effekt bör riskvärderas på samma sätt som radioaktiv strålning. Även om varje halt då innebär en risk blir det av praktiska skäl nödvändigt att enas om en godtagbar lågrisknivå. En sådan nivå tycks kunna ligga vid en halt som innebär högst ett extra cancerfall under hela livstiden per 100 000 personer eller ett extra cancerfall per år per 1 miljon människor (ur Boström, 1987).

Ämne	Riktvärde	Medelvärdestid
Koloxid	10 mg/m	8 timmar
Kvävedioxid	190 ug/m	1 timme
	100 ug/m	1 dygn
	50 ug/m	halvår
Svaveldioxid	350 ug/m	1 timme
	125 ug/m	1 dygn
	50 ug/m	halvår
Sot	120 ug/m	1 dygn
	40 ug/m	halvår
Ozon	120 ug/m	1 timme
	80 ug/m	Apr-sept

Tabell 7. Riktvärden (åtgärdsnivåer) för luftkvalitet i tätorter. Beträffande kolväten föreligger inga förslag men man har diskuterat följande timmedelvärde: summa aromater (företrädesvis toluen-bensen-xylen) ca 80 ug/m. 1- och 8-timmarsmedelvärdena bör ej överskridas mer än 6 timmar per halvår eller 1 timme per månad. Dygnsmedelvärdena bör ej överskridas mer än 1 dygn per halvår. (Källa: Boström, 1987),

7 Material och metoder vid fallstudie i Umeå

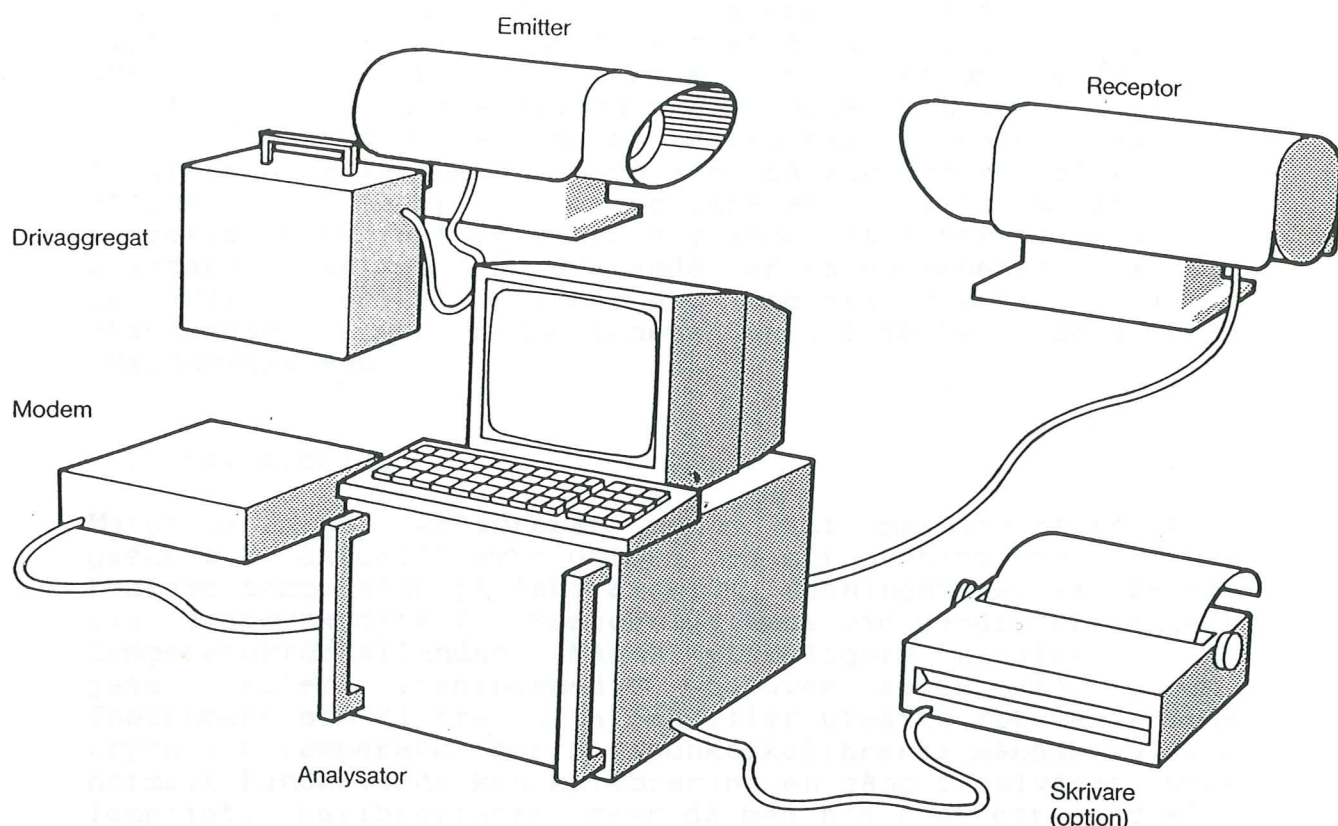
Mätning av koncentrationen av luftföroreningar har gjorts med doasteknik. Doas står för differentiell optisk absorptionsspektroskopi och mättekniken har utvecklats av företaget Opsis i Lund.

Systemet fungerar i princip enligt följande:

Ljus sänds ut från ljuskällan. Ljuset passerar mätobjektet och samlas upp av mottagaren som i omgivningsluft kan vara placerad upp till 2000 meter från sändaren. I mottagaren fokuseras ljuset in i en optisk fiber med hjälp av en parabolisk spegel. Via den optiska fibern leds ljuset till centralenheten (analysatorn), se figur 12.

I centralenheten analyseras ljusets ingående färgnyanser och en dator beräknar koncentrationen av ett antal gaskomponenter. Systemet mäter medelkoncentrationen av gaskomponenterna längs mätsträckan. Systemet kan mäta en eller flera olika gaskomponenter. Mätningen av flera gaskomponenter sker i sekvens, dvs de olika komponenterna mäts efter varandra. Via en multiplex-enhet kan flera olika mätsträckor analyseras i sekvens av instrumentet. Till systemet kan även kopplas printer och modem för fjärr-

styrning av mätningarna via telenätet.



I det följande redovisas mer ingående hur analysatorn fungerar.

Analysatorn består i huvudsak av tre delar.

1. Spektrometer
2. Elektronik för styrning av spektrometer och insamling av data.
3. IBM persondator för behandling av data samt presentation och kommunikation.

Alla dessa delar finns samlade i analysatorn och all inställning, kalibrering och kommunikation sker via persondatorn.

Ljuset, som leds in via den optiska fibern, spektraluppdelas av ett gitter. Vid mätning av ett specifikt ämne ställs spektrometern in så att en förutbestämd del av spektrat når en fotomultiplikator. Via en snabb scanning av spektrometern insamlas ca 100 lika spektra från samma våglängdsområde per sekund. Dessa spektra adderas tillsammans i ett mångkanalminne. Insamlingen pågår det antal minuter som programmerats in via datorn. När insamlingen är färdig beräknar datorn halten av det specifika ämnet genom att anpassa det erhållna mätspektrummet till ett inlagrat tvärsnitts-spektrum (referensspektrum). Detta har insamlats under kända betingelser i

laboratorium. Datorn räknar samtidigt ut hur pass bra mät-spektrum och tvärsnitts-spektrum stämmer överens.

Brus på mätspektrumet samt interferenser av andra ämnen ger upphov till ett fel i bestämningen av den halt som spektrumet representerar. Eftersom ett spektrum består av upp till 1000 olika våglängder ger varje enskild våglängd en halt. Standardavvikelsen på dessa halter presenteras som felgränsen eller deviationen som således är en statistisk storhet som säger att sannolikheten är ca 70 % att det korrekta mätvärdet befinner sig inom ett intervall av \pm standardavvikelsen. Motsvarande är sannolikheten 95 % att det riktiga värdet befinner sig inom ett intervall av \pm 2 standardavvikelser. Sannolikheten är alltså beroende av standardavvikelsen.

7.1 Kalibrering

Mätutrustningen kalibreras genom att mätning på en känd gashalt av aktuellt ämne utförs vid ett bestämt tryck och en bestämd temperatur på laboratorium. Lösningsmedel kalibreras via ångtrycksdata för respektive ämne vid kända tryck- och temperaturförhållanden. Någon ytterligare kalibrering av gasen eller lösningsmedlet behöver sedan ej göras. Instrument som flyttas ofta och/eller utsätts för varierande tryck och temperatur bör nollpunktskalibreras månadsvis. Vid normalt handhavande kan kalibrering en gång i halvåret vara lämpligt. Kalibreringen sker då med hjälp av ett speciellt kalibreringsaggregat.

7.2 Feluppskattning

Det finns två typer av fel vid mätning med doastekniken:

1. Absolutfel, beroende på fel i uppmätningen av mätsträckans längd och fel vid kalibrering.
2. Relativa fel, beroende på mätbrus.

Absolutfel

Mätsträckans längd uppmättes med en osäkerhet på \pm 1 %. Trycket bestämdes med en osäkerhet på \pm 2 % och temperaturen med en osäkerhet på \pm 1%. Felen vid kalibrering av instrumentet med aktuella gaser och lösningsmedel uppskattades till \pm 5 % för svaveldioxid och kvävedioxid samt \pm 10 % för övriga ämnen.

Relativa fel

Mätbruset för respektive ämne är:

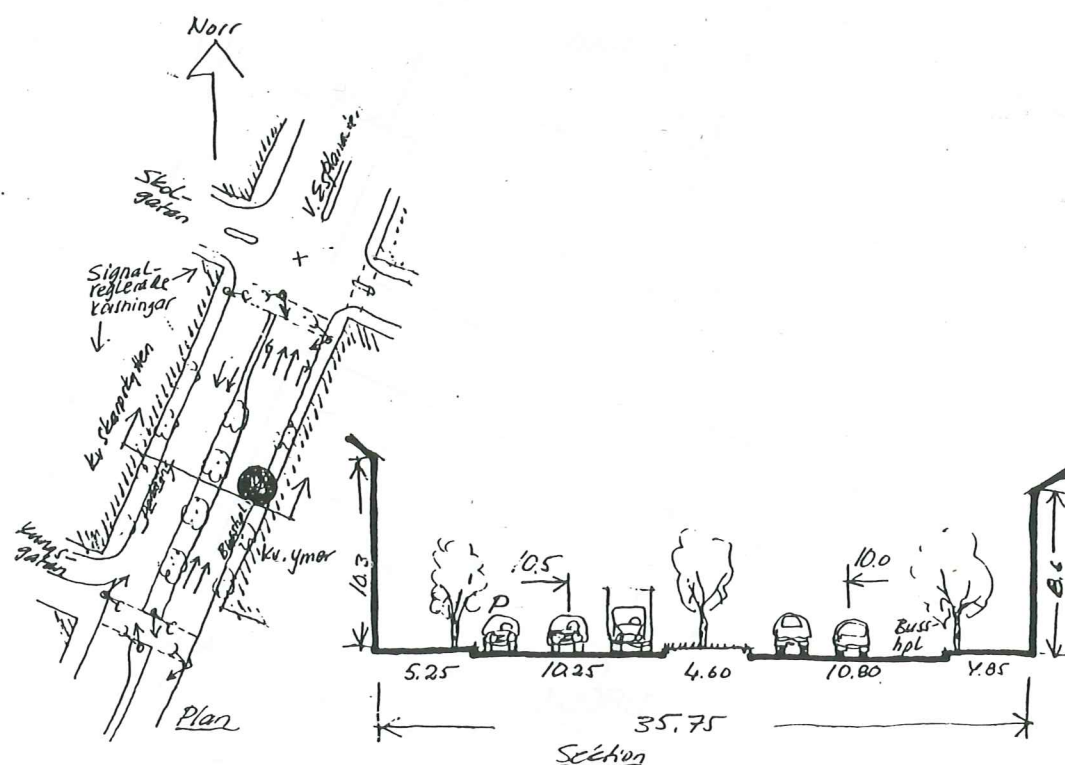
- \pm 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ toluen
- \pm 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ p-xylen
- \pm 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ svaveldioxid
- \pm 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kvävedioxid
- \pm 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ozon

Dessa värden är också ett mått på detektionsgränsen för respektive ämne vid mätning längs den aktuella sträckan.

De sammanlagda felens variationer vid mätningarna inklusive relativa fel kan i värsta fall således uppskattas till $\pm 10\%$ för svaveldioxid och kvävedioxid samt $\pm 15\%$ för de andra ämnena.

7.3 Områdesbeskrivning

Västra Esplanaden är en genomfartsled som korsar de centrala delarna av Umeå i sydväst-nordöstlig riktning. Vägen utgör en del av E 4:an och har en hög trafiktäthet med 25 000 fordon per dygn (Umeå gatukontor, 1988) mätt vid övergångsstället nära korsningen E 4 - Skolgatan. Leden är tvåfilig med sidofiler och busshållplatser. Den totala gatubredden inklusive trottoaren vid mätplatsen är ca 36 meter. Trottoarens bredd är ca 5 meter i genomsnitt och den effektiva gatubredden är omkring 21 meter, se figur 13.



Figur 13. Västra Esplanaden löper i nordnordöstlig - sydsydvästlig riktning och har ett flertal korsningar och övergångsställen.

Det finns tre stoppljus och lika många övergångsställen längs mätsträckan. Mellan väghalvorna löper en refug med en bredd på 4.6 meter. Björkplanteringar finns på bägge sidor om vägen samt på refugen. Höjden på björkarna uppskattas till mellan fem och sex meter. Kontors- och bostadshus med två eller tre våningar ligger på båda sidor om vägen. Husens höjd är 8,6 respektive 10,3 meter, se figur 14.



Figur 14. Västra Esplanaden är en del av E 4 och går rakt igenom de centrala delarna av Umeå. S = sändare och M = mottagare i doassystemet. Mätsträckans längd är 170 meter. Skala 1 : 561 000. (Källa: Stadsarkitektkontoret, Umeå kommun).

Kring Västra Esplanaden finns ett flertal affärsgator. Ett kvarter från gatan ligger ett köpcentrum med varuhus och restauranger.

7.4 Instrumentplacering

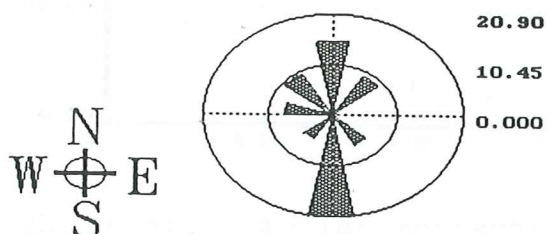
Strålkastaren och spänningsaggregatet monterades på en konsol som skruvades fast fyra meter upp på väggen till det två våningar höga hotellet Margareta. Mottagaren sattes fast på en annan konsol placerad fyra meter upp på Socialkontorets vägg. Mätsträckans längd uppmättes till 170 meter. En fem meter lång optisk fiber ledde ljuset från mottagaren till analysatorn som stod i ett närbeläget rum på socialkontoret. Alla mätvärden lagrades automatiskt på hårddisken i analysatorn under mätperioden.

Mätningarna utfördes under perioden 890308 - 890531 med undantag av avbrott pga tekniska missöden.

Alla meteorologiska värden har hämtats från SMHIs synopsstation nr 286 på Umeå flygplats. Lufttemperatur, relativ fuktighet, vindens riktning och hastighet och lufttryck mäts på synopsstationerna var tredje timme med början klockan 01. Nederbörden mäts klockan 07 och 19.

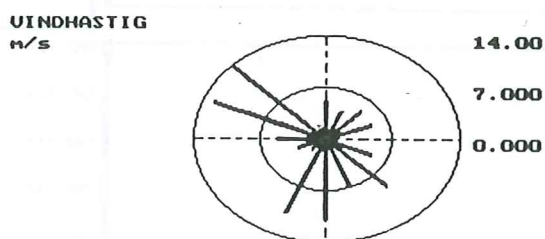
Vissa mätresultat har utelämnats och redovisas ej. Driftstörningar vid doasmätningarna har resulterat i orimligt höga standardavvikelser och mätresultatet blir då inte pålitligt. All bearbetning av data har skett i statistikprogrammet STAT502 tillhandahållet av Opsis AB.

Under tiden 1931 - 60 dominerade sydliga vindriktningar med en frekvens på nära 21 %. Från norr blåste det med en frekvens på omkring 13 % (figur 15). Ungefär 18 % av perioden har det varit vindstilla. Som vindstilla räknas vindhastigheter < 0.2 m/s.



Figur 15. Procentuell frekvens av olika vindriktningar 1931 - 60 för Umeå stad. (Källa: Taesler, 1971).

Vindhastigheten från olika vindriktningar för mätperioden mars visas i figur 16. De högsta hastigheterna har uppmätts i nordvästliga riktningar.

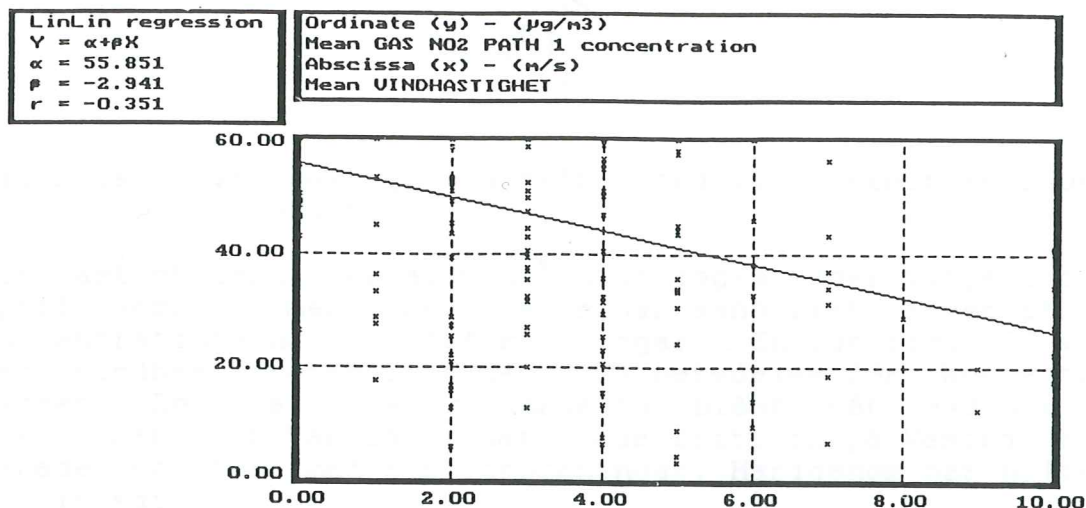


Figur 16. Vindrosen visar vindhastigheten från olika vindriktningar 890308 - 890331.

Vindriktningen är avgörande för vart luftföroreningar tar vägen. Då vinden blåser in över ett område, ex. en stad, kommer vindriktningen att variera kraftigt beroende på avlänkningar och det kan vara svårt att avgöra varifrån föroreningar kommer.

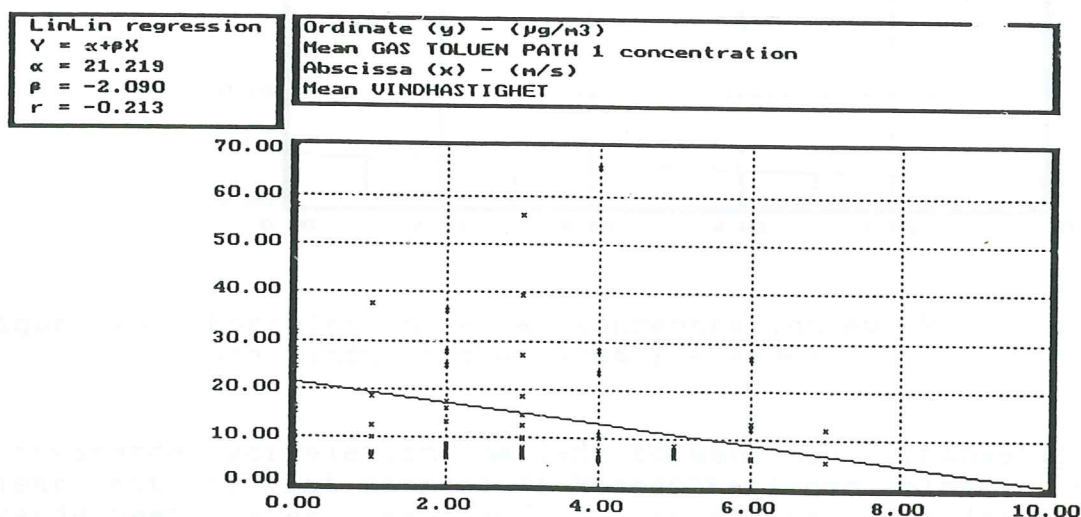
I undersökningen borde vindar i sydväst - nordöstliga riktningar leda till lägre koncentrationer då Västra Esplanaden ligger i denna riktning och vinden blåser fritt in i gaturummet. Vinden för med sig föroreningar och omblandningen är stor.

Enligt figur 17 minskar koncentrationen vid högre vindstyrkor. Som synes i diagrammet är spridningen relativt stor och det rätlinjiga sambandet är inte helt givet.



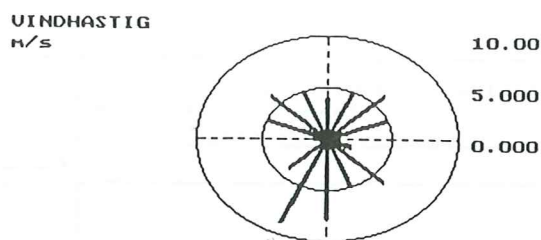
Figur 17. Korrelation mellan koncentration av kvävedioxid och vindhastighet tiden 890308 - 890331.

För toluen finns det ett liknande samband som för kvävedioxid. En ökning av vindstyrkan leder till lägre halter av toluen, se figur 18.



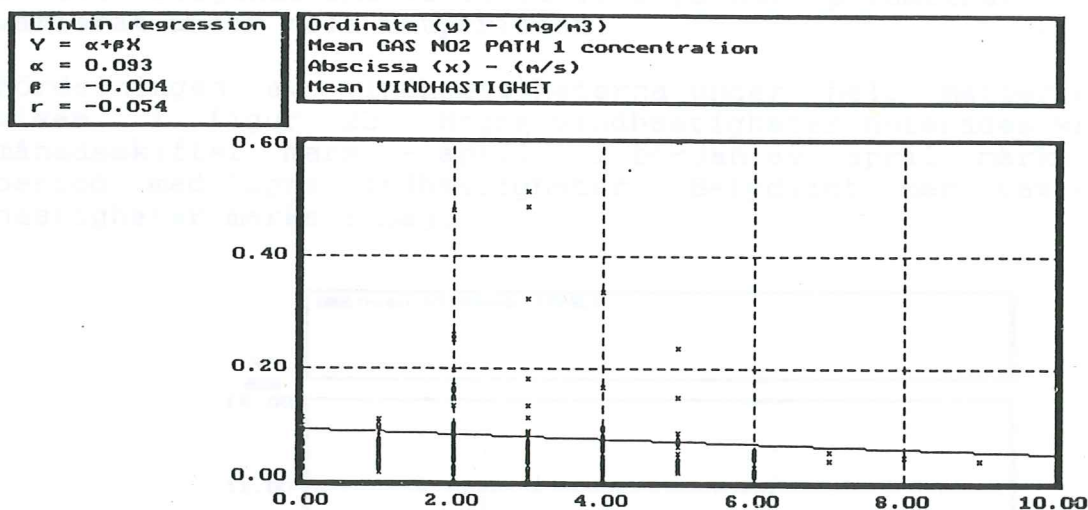
Figur 18. Korrelation mellan koncentration av toluen och vindhastighet under tiden 890308 - 890331.

Av vindrosen i figur 19 framgår att de högsta vindhastigheterna uppmätts i sydsydvästliga riktningar och att det blåst ungefär lika starkt från övriga riktningar.



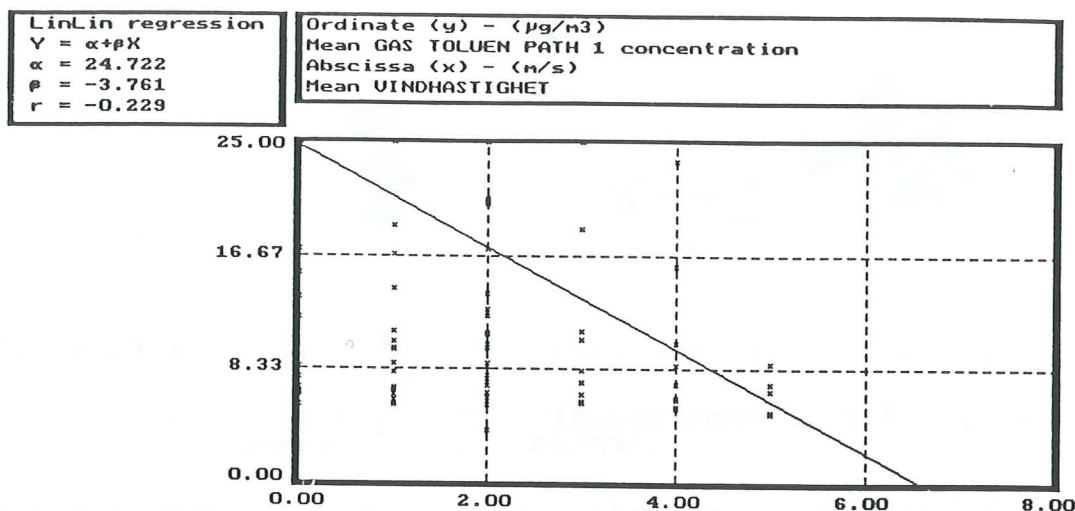
Figur 19. Vindhastigheten från olika vindriktningar 890401 - 890430.

Vindhastigheterna har allmänt varit lägre under mätperioden april jämfört med mars. Detta har sannolikt inverkat på koncentrationerna av luftföroreningar. Enligt figur 20 verkar vindhastigheten inte ha någon betydelse för koncentrationen. De starkaste vindarna har blåst från sydvästliga riktningar och har då kunnat blåsa fritt in på Västra Esplanaden och föra med sig föroreningar. Härigenom har halterna minskat.



Figur 20. Korrelation mellan koncentration av kvävedioxid och vindhastighet 890401 - 890430.

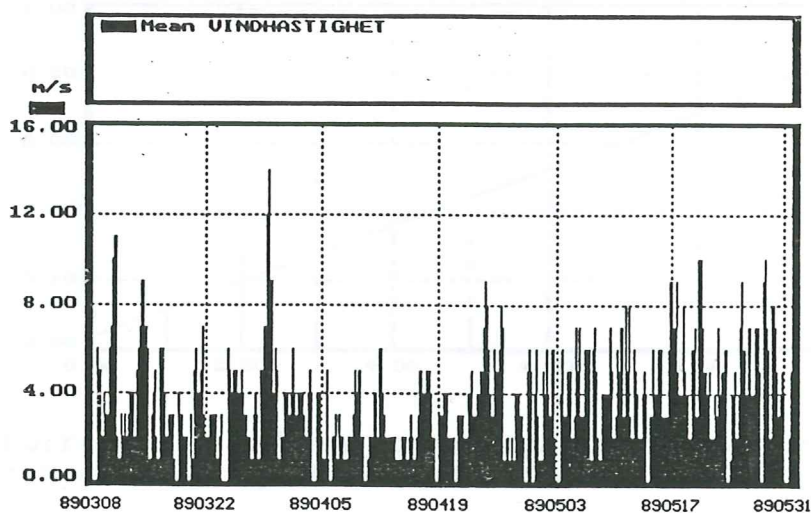
Motsvarande korrelation mellan toluen och vindhastighet visar ett tydligt samband då koncentrationen minskar vid ökande hastigheter, se figur 21. Punkternas spridning är visserligen relativt stor men ett generellt samband kan ändå påvisas.



Figur 21. Korrelation mellan koncentration av toluen och vindhastighet 890401 - 890430.

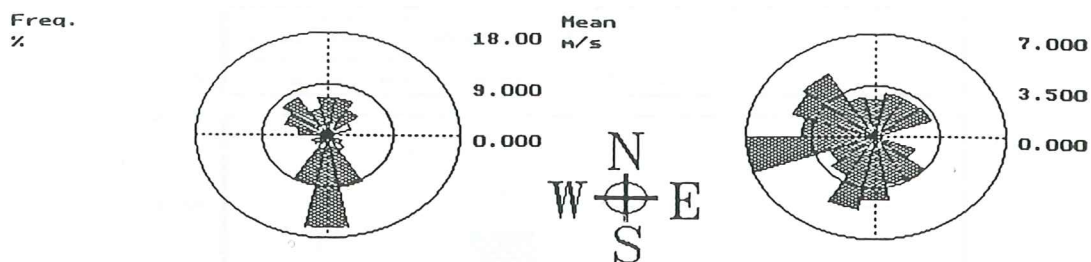
I det följande ska vi titta lite på hur parametrarna har varierat under hela mätperioden.

Fördelningen av vindhastigheterna under hela mätperioden visas i figur 22. Högre vindhastigheter noterades kring månadsskiftet mars - april. I början av april märks en period med lägre vindhastigheter. Betydligt mer växlande hastigheter märks i maj.



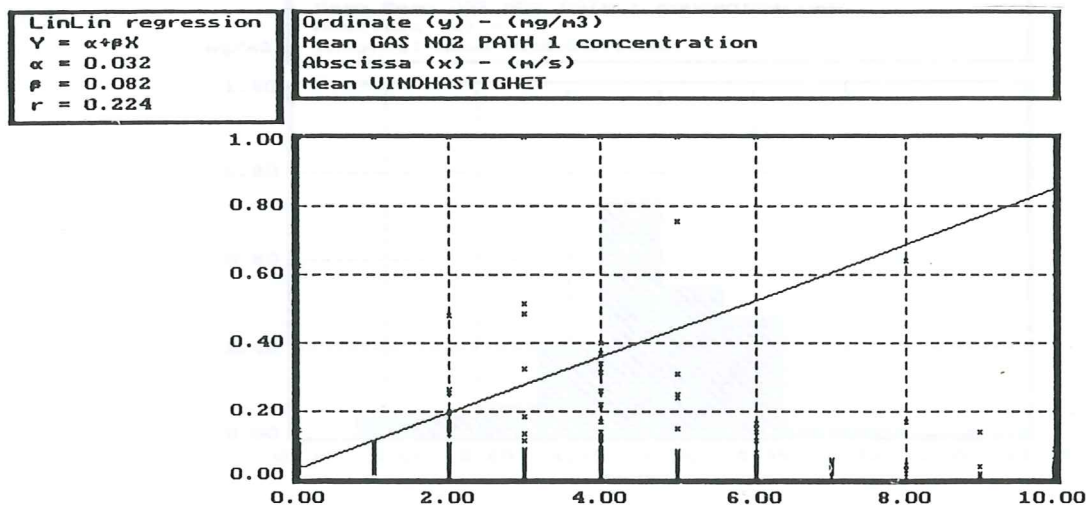
Figur 22. Fördelning av vindhastigheter under perioden 890308 - 890531.

Figur 23 a. visar att frekvensen av vindar med sydliga komponenter har legat nära 18 %. De högsta medelvindhastigheterna noterades i västsydvästlig riktning med 7 m/s, se figur 23 b.



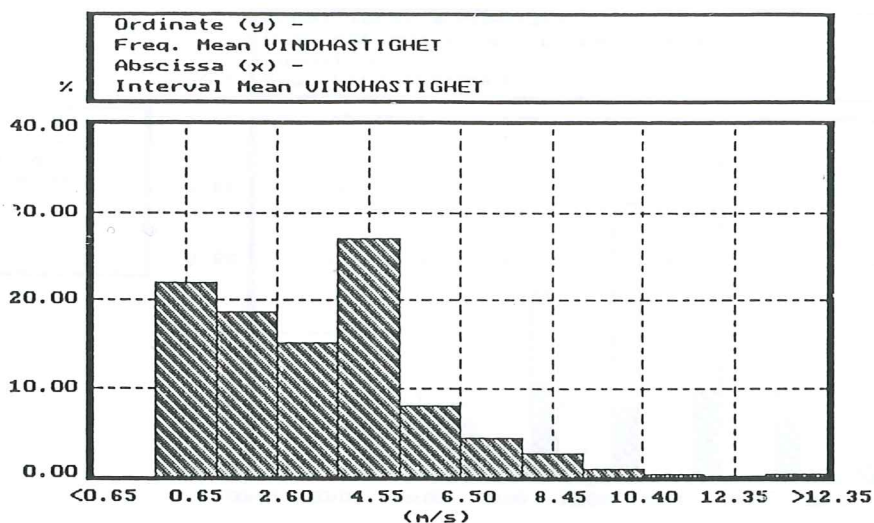
Figur 23 a. Vindrosen visar frekvensen av vindar under tiden 890301 - 890531.
 b. Vindrosen visar vindhastigheter från olika riktningar 890301 - 890531.

Korrelationen mellan koncentration och vindhastighet för denna period visas nedan i figur 24. Enligt diagrammet ökar koncentrationen vid högre vindhastigheter. Under perioden har vindar med sydliga komponenter varit vanligast, se figur 23 a. Dessa vindar kan ha gett upphov till en spiralformad rörelse i gaturummet på Västra Esplanaden. Rörelsen har lett till ackumulerade halter och ökat koncentrationerna på läsidan där mätutrustningen varit uppställd.



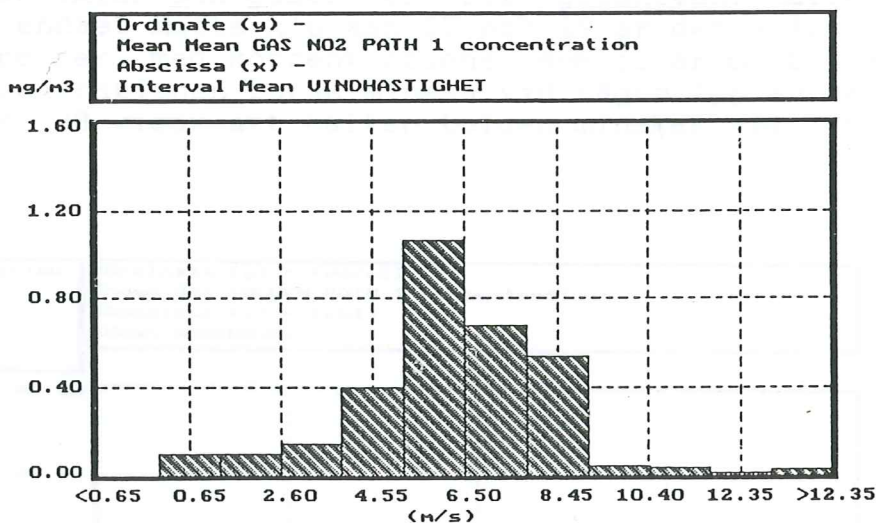
Figur 24. Korrelation mellan koncentration av kvävedioxid och vindhastighet perioden 890308 - 890531.

Under mätperioden var vindhastigheter omkring 5 m/s vanligast med en frekvens nära 30 %, se figur 25.



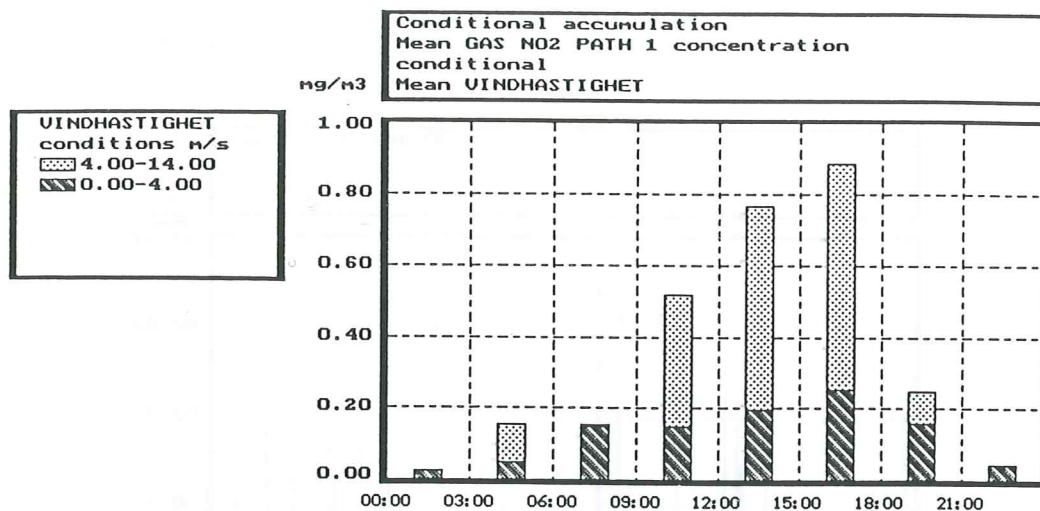
Figur 25. De mest frekventa vindhastigheterna under perioden 890301 - 890531.

De högsta halterna uppmättes vid omkring 5-6 m/s vilket också framgår av figur 26.



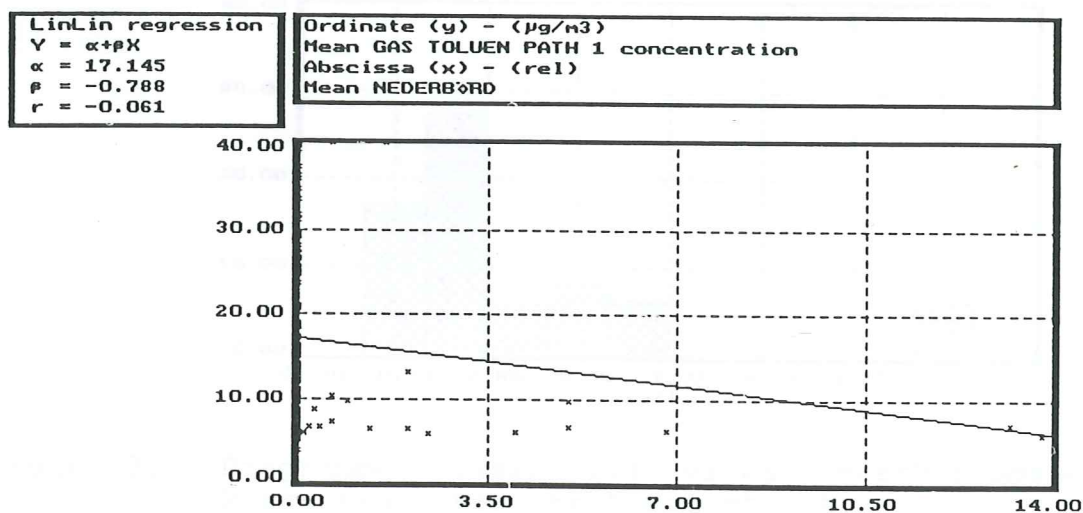
Figur 26. Diagrammet visar vid vilka vindhastigheter olika koncentrationer uppmättes under perioden 890308-890531.

Det kan vara intressant att undersöka hur koncentrationen varierar under ett medeldygn. Av figur 27 framgår att högre koncentrationer uppmättes vid vindhastigheter mellan 4-14 m/s. Dessutom syns tydligt att koncentrationerna ökar fram till klockan 17 för att sedan minska under kvällen.



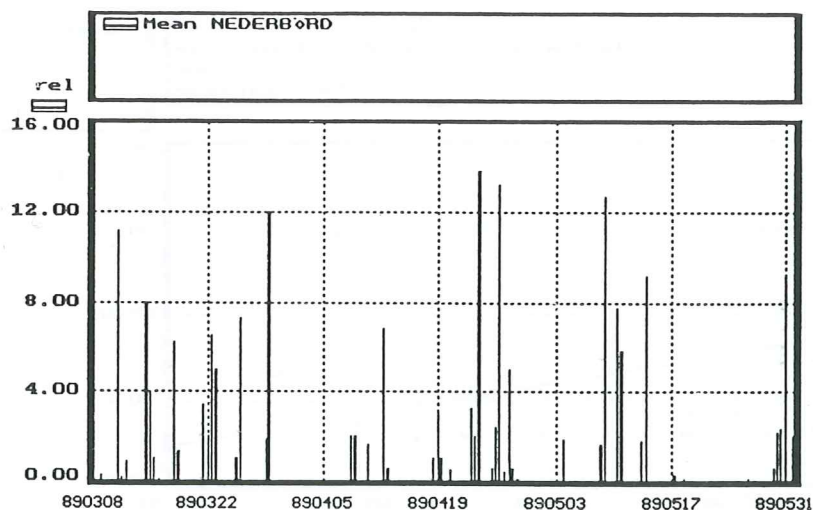
Figur 27. Fördelningen av koncentrationen av kvävedioxid under ett medeldygn. Diagrammet visar även fördelningen av vindhastigheter vid olika halter. Tidsperioden är 890308 - 890531.

Nederbörden har stor betydelse för spridningen av luftföroreningar. Regn eller snö dämpar luftrörelser och för med sig partiklar och gaser ner till gatunivån. Eftersom nederbörden endast mätts klockan 07 och 19 är det svårt att göra jämförelser med koncentrationen som ju är mätt varje timme. Koncentrationen borde minska vid någon typ av nederbörd. Figur 28 visar att halten toluen minskar vid större nederbörd.



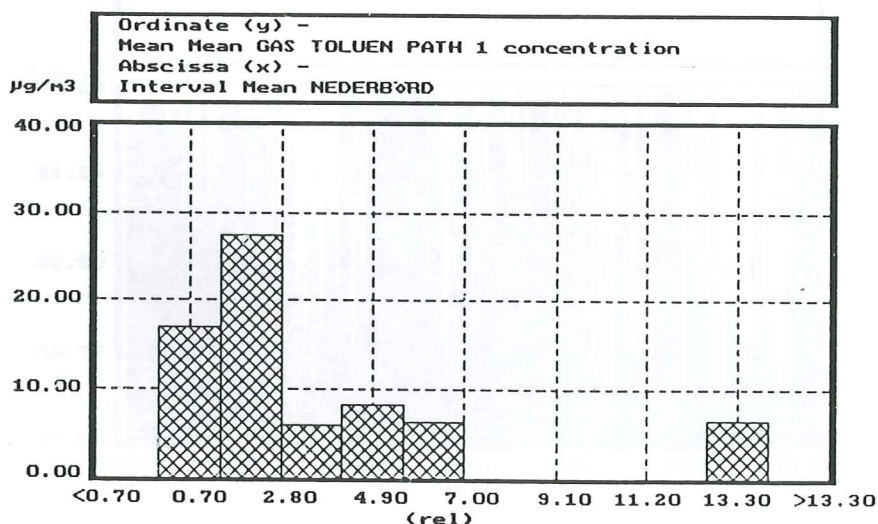
Figur 28. Korrelation mellan koncentration av toluen och nederbörd under perioden 890308 - 890430.

I figur 29 ser vi att det regnade som mest i slutet av april. En torrare period märks i senare delen av maj.



Figur 29. Fördelning av nederbörd under perioden 890308-890531.

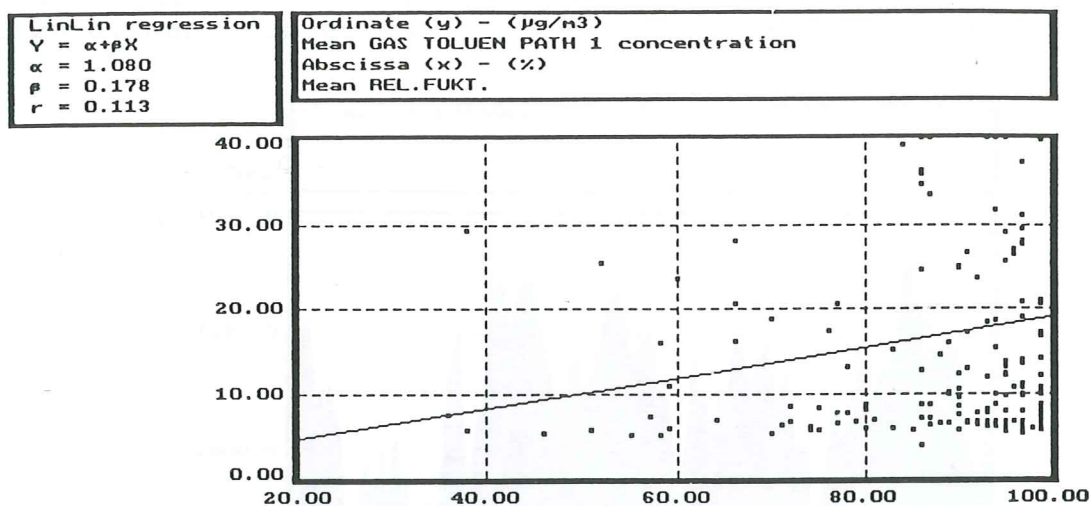
Olika mängder nederbörd leder till skilda halter. I figur 30 syns att koncentrationerna var som störst med upp till 30 ug/m vid omkring 1.5 mm nederbörd.



Figur 30. Diagrammet visar vid vilka nederbördsmängder koncentrationen varit som störst.

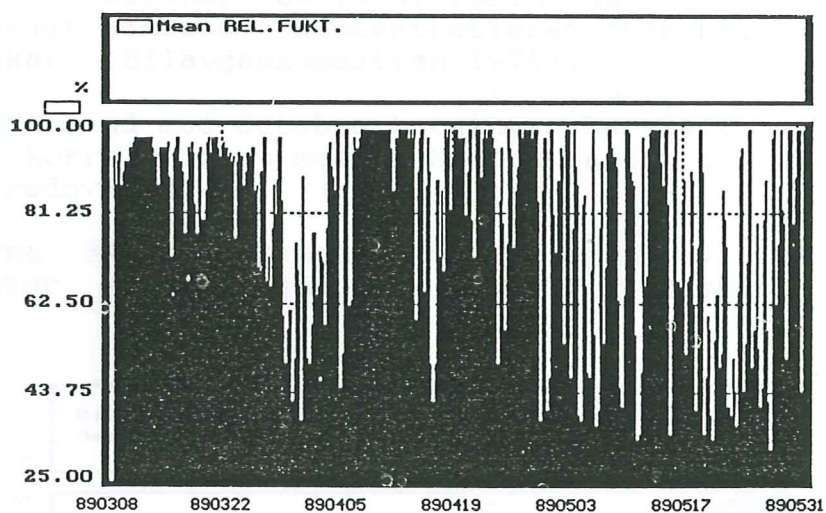
Relativ fuktighet är det rådande ångtrycket i procent av mättningsstrycket vid temperaturen i fråga. Enligt Landsberg (1981) är den relativa fuktigheten lägre i staden jämfört med landsbygden. Detta beror framförallt på effekter av den urbana värmeön. Om även halten av luftföroreningar spelar roll för relativa fuktigheten har inte gått att få reda på i litteraturen.

I figur 31 verkar koncentrationen öka vid högre relativ fuktighet.



Figur 31. Korrelation mellan koncentration av toluen och relativ fuktighet.

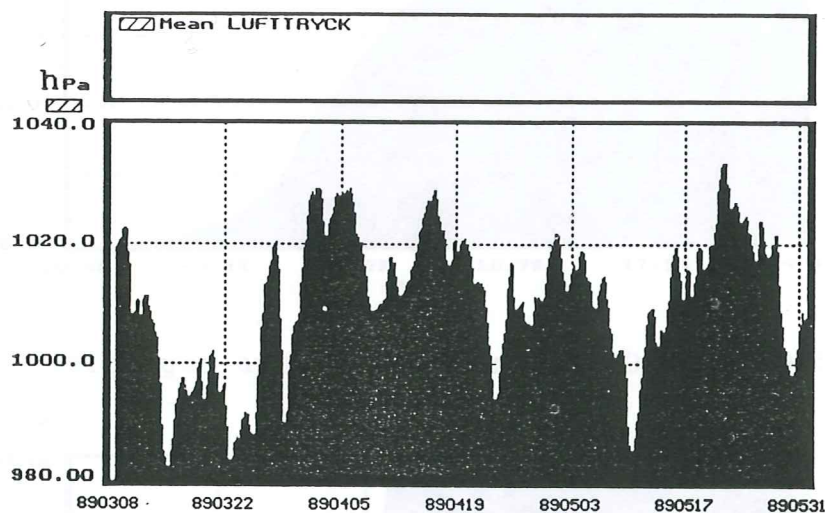
I diagrammet nedan (fig. 32) märks perioder i slutet av mars och maj med lägre fuktighet.



Figur 32. Fördelningen av den relativa fuktigheten under perioden 890308 - 890531.

Det har inte gått att finna några bevis för samband mellan lufttryck och koncentration i litteraturen.

Då det gäller lufttrycket märks i figur 33 lågtryck i mitten av mars och ett högtryck i slutet av maj.

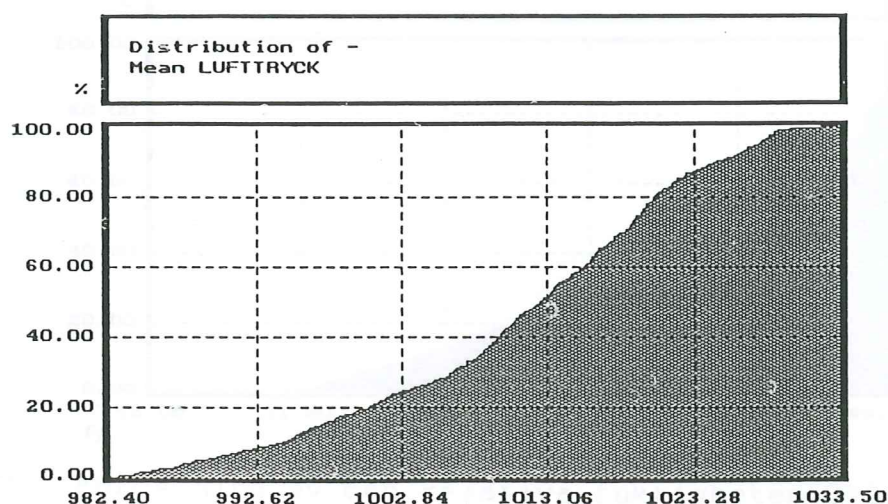


Figur 33. Fördelningen av lufttrycket under perioden 890308 - 890531.

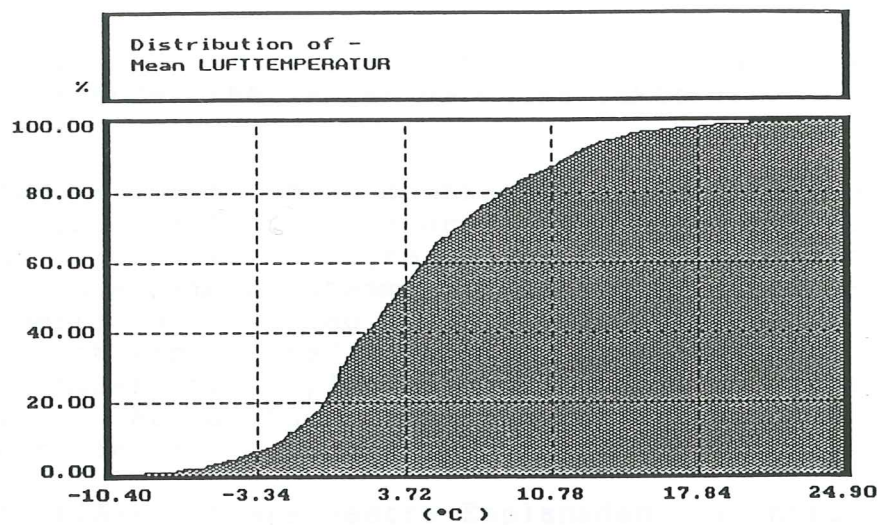
Mellan koncentrationer av luftföroreningar och temperatur finns ett svagt samband. Koncentrationen ökar något då temperaturen ökar. (Bilavgaskommitten 1979).

Problem i samband med databearbetningen har lett till att analysen av korrelationen mellan koncentration och temperatur ej kan redovisas.

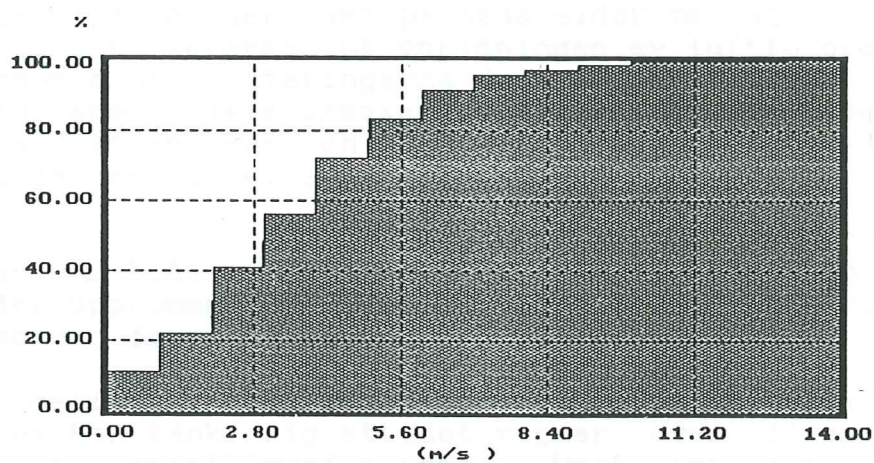
Av figurerna 34 - 37 framgår fördelningen av lufttryck, lufttemperatur, vindhastighet och relativ fuktighet.



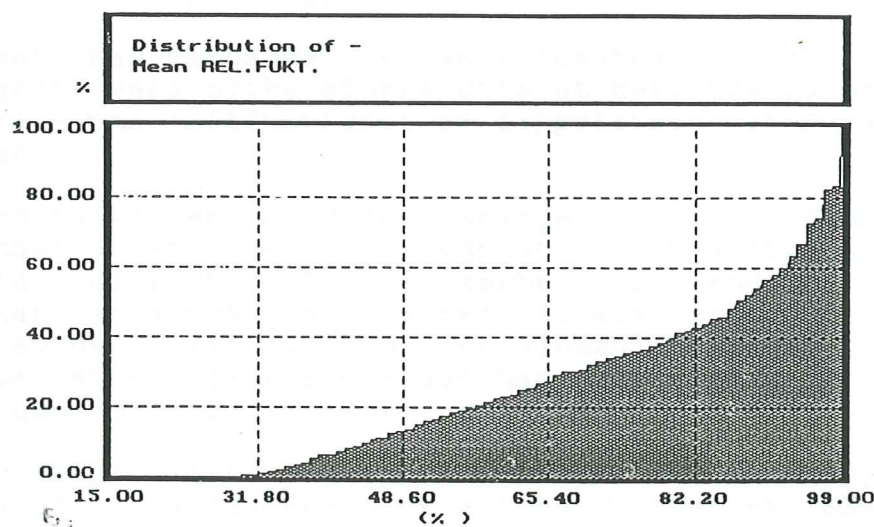
Figur 34. Fördelningen av lufttrycket 890301 - 890531.



Figur 35. Fördelningen av lufttemperatur 890301 - 890531.



Figur 36. Fördelningen av vindhastighet 890301 - 890531.



Figur 37. Fördelning av den relativa fuktigheten 890301 - 890531

9 Diskussion

Undersökningen har ju bl a syftat till att visa vilka samband och beroendeförhållanden de olika faktorerna har till varandra.

Mellan vindhastighet och koncentration av luftföroreningar finns ett visst samband. Generellt kan sägas att ju högre vindstyrkan är, desto lägre blir koncentrationen. Som framgår av diagrammen stämmer dock inte detta alltid. Korrelationerna är överlag mycket svaga. Olika faktorer spelar roll och kan "störa" sambandet. Exempelvis kan hinder för vinden (huskroppar, planteringar) lokalt ge upphov till virvel- eller läbildningar som minskar eller ökar luftföroreningshalterna.

Då vinden blåser tvärs Västra Esplanaden, i nordväst - sydöstlig riktning eller tvärtom uppkommer en virvel som ökar föroreningshalten på den sida gatan vinden har sitt uppflöde. Den lokala påverkan i gatuplanet utgörs av björkplanteringar på refugen samt på båda sidor om vägen. Dessa har sannolikt en inverkan på spridningen av luftföroreningarna eftersom björkplanteringarna dels dämpar vindens framfart i gatuplanet, dels orsakar småvirvlar kring respektive träd. Omblandningen ökar och flödet upp längs husen minskar. Eventuellt går en virvel i ett plan ovan björkplanteringarna.

Vid vindar som blåser snett an Västra Esplanaden från norr eller söder uppkommer troligen en spiralformad vindrörelse som för med sig föroreningar på främst läsidan.

Sambanden mellan koncentration och nederbörd är diskutabla då man t ex kan tänka sig att det regnar över flygplatsen medan det är uppehållsväder inne i Umeå och mätningarna påverkas följaktligen ej. Kondensationsprocesser, orsakade av den lokala värmeö som Umeå stad kan utgöra, registreras ej av instrumenten på flygplatsen.

På samma sätt kan sambandet mellan koncentration och relativ luftfuktighet vara olika starkt uttalat beroende på om det råkar vara samma luftfuktighet på flygplatsen och på Västra Esplananden.

Den främsta nackdelen med undersökningen är, som framgått, att avståndet är stort mellan flygplatsen och Västra Esplanaden. Detta medför statistisk osäkerhet i sambandsanalyserna då det kan vara svårt att ta med lokala faktorer såsom effekter av den lokala värmeön och vindavläkningar i landskapet. De storskaliga sambanden har ändå kunnat studeras och vissa generella slutsatser dras.

Om man vill gå vidare med undersökningar av denna typ bör man tänka på följande saker för att nå statistisk säkerhet och för att kunna dra korrekta slutsatser. Mätningar av koncentration och meteorologiska faktorer bör göras på samma ställe. Mätningar av de meteorologiska parametrarna kan kompletteras med instrument i gaturummet. T ex kan

temperaturgivare placeras på olika höjder för att undersöka utbredning av inversioner, vindhastighetsgivare (skalanimetrar) kan avslöja lokala strömningsmönster i gaturummet och strålningsmätare kan ge besked om förhållanden mellan inkommande och utgående strålning som kan leda till svar på frågor om utbildning av fotokemiska oxidanter.

10 Litteraturförteckning

Andersson F.O., 1988: Luftföroreningarna och den sydsvenska skogen s. 7-18, Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift suppl. 22, 100 s.

Boström C.E., 1987: Energi och miljö, Miljö för miljoner, Naturvårdsverket 1987.

Bilavgaskommitten, SOU, 1979: Bilarna och luftföroreningarna, Liber förlag; Allmänna förlaget, 140 s.

Holmer, B. et al., 1982: Luftvård, Dialog, Lund, 173 s.

Killingmo O.H., 1983: Trafikrelaterade luftföroreningar, utvärderingar och samband, Rapport, SNV PM 1627 186 s.

Landsberg H.E., 1981: The Urban Climate, International Geophysics Series, Volume 28. Academic Press, 275 s.

Mattsson J.O., 1970: Meteorologi, Liber, 110 s.

Mattsson J.O., 1979: Introduktion Mikro- och lokal-klimatologin, Liber Läromedel 200 s.

Naturvårdsverket, 1979: Bilavgaser i gatumiljö - modell och modelltest. Rapport PM 1393

Naturvårdsverket, 1981: Mät- och analysmetoder för bestämning av luftkvalitet i yttre miljön. Rapport PM 3370.

Miljöförbundet, 1979: Storstadsluft; Miljöhäfte 4. Miljöförbundet, Uppsala 26 s.

Rosenberg N.J. et al., 1983: Microclimate - the Biological Environment, John Wiley & Sons 495 s.

Strahler A.N, Strahler A.H., 1983: Modern Physical Geography, John Wiley & Sons, New York, 532 s.

Taesler R., 1972: Klimatdata för Sverige, SIB och SMHI, Stockholm.

Lunds universitets Naturgeografiska institution.
Seminarieuppsatser.

Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska
institutionens bibliotek, Sölvegatan 13 223 62 LUND.

1. Petter pilesjö: Metoder för morfometrisk analys av kust-
områden. 1985.
2. Kerstin Ahlström & Ann Bergman : Kartering av
erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden. 1986.
3. Arild Huseid: Stormfällning och dess orsakssamband,
Söderåsen, Skåne. 1986.
4. Peter Sandstedt & Bengt Wällstedt: Krankesjön under
ytan - en naturgeografisk beskrivning. 1986.
5. Katarina Johansson: En lokalklimatologisk temperatur-
studie på Kungsmarken, öster om Lund. 1986.
6. Carina Estgren: Isälvsstråket Djurfälla - Flädermo, norr
om Motala. 1987.
7. Erik Lindgren & Micael Runnström: En objektiv metod att
bestämma läplanteringsläverkan. 1987.
8. Roland Hanson: Studie av en frekvensstyrd filtrings-
metod för att segmentera satellitbilder, med försök på
Landsat TM - data över ett skogsområde i S. Norrland.
1987.
9. Bengt Matthiesen & Mikael Snäll: Temperatur och him-
melsexponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
1988.
10. Sven Nilsson: Veberöd. En beskrivning av samhällets och
bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-
talet till vår tid.
11. Eva Tunving: Översvämning i Murcia-provinsen, sydöstra
Spanien, November 1987.
12. Stefan Glave: Termiska studier i Malmö med värmebilder
och konventionell mätutrustning. 1989.
13. Ylva Mjöbo: Landskapsförändringen - hur ska den
övervakas? 1989.
14. Maj-Lena Finnander: Vädrets betydelse för snöavsmält-
ningen i Tarfaladalen. 1989.
15. Jonas Ardö: Samband mellan Landsat TM - data och skog-
liga beståndsdata på avdelningsnivå. 1989.

16. Eva Mikaelsson: Byskeälvens dalgång inom Västerbottens län. Geomorfologisk karta, beskrivning och naturvärdesbedömning. 1989.
17. Claes Nilén: Bilavgaser i gatumiljö och deras beroende av vädret. Litteraturstudier och mätning med DOAS vid motortrafikled i Umeå. 1990.