



**Emissioner av kväveoxider och  
kolmonoxid från vägtrafik**

—  
Analys av mätningar i  
Söderledstunneln

**Christer Johansson, Per-Åke Johansson och Lars Burman**

ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet  
och  
Stockholms luft- och bulleranalys  
Miljöförvaltningen, Stockholm

I samarbete med Vägverket, Borlänge och Region Stockholm

September 1996

Institutet för tillämpad miljöforskning

Institute of Applied Environmental Research

# INNEHÅLL

---

Sammanfattning .....	1
Bakgrund .....	2
Beskrivning av mätplatser och metodik .....	3
Söderledstunneln .....	3
Mätmetoder .....	3
Emissionsberäkningar .....	4
Resultat .....	5
Trafikflöden och fordonssammansättning .....	5
Medelhastighet .....	7
Luftföroreningshalter i tunneln .....	8
Kväveoxider och kolmonoxid .....	8
Jämförelse mellan 15-minutersmedelvärden och timmedelvärden .....	9
Andel kvävedioxid .....	10
Uppmätta emissionsfaktorer .....	11
1. Gemensam faktor för alla fordonstyper .....	11
2. Fordonsspecifika emissionsfaktorer .....	11
Jämförelse med tidigare mätningar .....	13
Jämförelse med EVA-modellens emissionsfaktorer .....	14
Orsaker till skillnaderna mellan mätningarna och EVA-modellen .....	18
Referenser .....	20

## SAMMANFATTNING

I rapporten presenteras resultat från mätningar av NO<sub>x</sub>, CO och trafikparametrar i Söderledstunneln under december 1995 till februari 1996. Mätningarna ingår som en del i ett större projekt med avsikt att kvantifiera olika källors bidrag till förekomsten av kolväten i luften. Resultaten jämförs dels med tidigare mätkampanjer i tunneln, dels med emissionsfaktorer enligt Vägverkets EVA-modell, som bl a används vid dimensioneringen av ventilationen i tunnlarna och beräkningar av föroreningshalter i omgivningarna i anslutning till det sk Dennispaketet i Stockholms län.

Baserat på mätningar av halter av NO<sub>x</sub> och CO samt trafikflöden för olika fordonstyper i Söderledstunneln beräknas emissionsfaktorer med hjälp av regressionsanalys. Dels beräknas en medelemissionsfaktor för alla fordon dels en faktor uppdelat på lätta fordon (summan av personbilar och lastbilar <3.5 ton) och tunga fordon (summan av lastbilar >3.5 ton och bussar). För NO<sub>x</sub> blev den totala emissionsfaktorn 1.5 g/fkm (räknat som NO<sub>2</sub>). I genomsnitt är detta ca 50% högre än motsvarande värde beräknat med Vägverkets EVA-modell. För de lätta fordonen resulterade mätningarna i en emissionsfaktor på 1.3 g/fkm medan EVA-modellen ger 0.74 g/fkm. För de tunga fordonen uppmättes en genomsnittlig emissionsfaktor på 13 g/fkm. Motsvarande värde beräknat med EVA-modellen är 7.3 g/fkm.

Motsvarande jämförelse mellan uppmätta emissionsfaktorer och EVA-modellen för kolmonoxid resulterade i ca 30% lägre observerade värden för lätta fordon medan emissionsfaktorn för tung trafik var drygt en faktor 3 högre än EVA-modellen.

Eftersom trafiken i Söderledstunneln domineras av personbilar och lätta lastbilar (ca 96% av alla fordon) är osäkerheterna i de uppmätta emissionsfaktorerna för tunga fordon (lastbilar och bussar) relativt stor. Jämförelse mellan resultaten från nuvarande mätningar och två tidigare mätkampanjer i tunneln visar emellertid på likartade värden vilket styrker dessa resultat. De uppmätta emissionsfaktorerna för NO<sub>x</sub> och CO är i stort sett desamma under mätkampanjerna 1993, 1994 och 1995/96. Detta ligger väl i linje med att andelen personbilar med katalysator uppskattas ha varit ungefär densamma under perioderna.

I samband med kösituationer under rusningstrafiken på morgonen mellan kl. 06 och 09 sjunker fordonens genomsnittliga hastighet från omkring 70 km/timme till 40 - 50 km/timme. Mätningar av NO<sub>x</sub> emissionen visar att detta leder till en viss ökning i emissionen. Speciellt när det gäller CO överskattar beräkningar med EVA-modellen effekterna av hastighetsminskningen på emissionen under denna period.

Enligt mätningarna och regressionsanalysen utgör emissionerna från den tunga trafiken mellan 40% och 60% av den totala NO<sub>x</sub> emissionen och mellan 8% och 12% av den totala emissionen av CO. Motsvarande andelar enligt beräkningar med EVA-modellen är 30% - 40% för NO<sub>x</sub> och 1% - 3% för CO. Efterhand som personbilsparken förnyas och andelen personbilar med katalysator ökar kommer den tunga trafikens betydelse för NO<sub>x</sub> och CO utsläppen att öka. Beräkningar avseende trafiken i Stockholmsregionen visar att den tunga trafiken kommer att stå för den dominerande andelen av trafikens totala emissioner av NO<sub>x</sub> inom de närmast kommande åren. Det är därför angeläget att ytterligare förbättra kunskapsunderlaget beträffande emissioner från den tunga trafiken.

Enligt EVA-modellen står personbilar utan katalysator (sk A-fordon) för ca 96% av CO emissionen och knappt 90% av NO<sub>x</sub> emissionen från personbilarna. Detta trots att ungefär hälften av personbilarna har katalysator. Noggrannheten i emissionsuppskattningen är därför till stor del beroende av noggrannheten i emissionsfaktorerna för A-fordonen och uppskattningar av andelen A-fordon.

## BAKGRUND

Mätningarna som presenteras i denna rapport ingår i ett projekt, som är fokuserat på flyktiga organiska ämnen (kolväten). Syftet är att kartlägga förekomsten av olika flyktiga kolväten i den urbana miljön (Stockholm), kvantifiera de mest betydelsefulla källorna och utvärdera kemiska processers betydelse för förekomsten av dessa ämnen. Vägtrafiken utgör den enskilt största källan för kväveoxider, kolmonoxid och troligen också för flyktiga kolväten. Det finns därför ett stort behov att säkerställa noggrannheten i nuvarande emissionsfaktorer, som till stor del baseras på mätningar på enskilda fordon under olika körcykler i avgaslaboratorier.

I denna rapport redovisas resultat från kväveoxid- och kolmonoxidmätningar i Söderledstunneln 1995/96. Mätningarna av kolväten presenteras i en separat rapport.

Syftet med denna rapport är att:

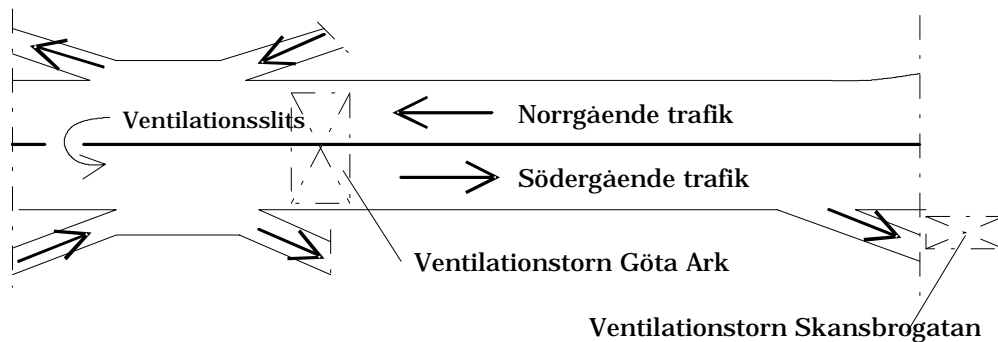
- utifrån uppmätta värden på haltökningen av kväveoxider (NO och NO<sub>2</sub>) och kolmonoxid, trafikflöden för olika fordonstyper och luftvolymen beräkna emissionerna av dessa ämnen för olika fordonstyper
- jämföra värden som erhållits vid 1993, 1994 och 1995/96 års mätkampanjer för att identifiera eventuella trender/skillnader i emissionsfaktorerna och andelen NO<sub>2</sub> av totala NO<sub>x</sub>
- jämföra uppmätta emissionsfaktorer med emissionsfaktorer beräknade med EVA-modellen.

Mätningarna har finansierats av Vägverket Borlänge, Vägverket Region Stockholm och Miljövårdsfonden vid Stockholms läns landsting. Ansvarig för projektet är Luftlaboratoriet vid ITM (Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet). ITM-luft har svarat för mätningar och analyser av kolväten och Slb-analys (Miljöförvaltningen i Stockholm) har stått för övriga analyser. Manuella trafikräkningar har genomförts av Vägverket Konsult.

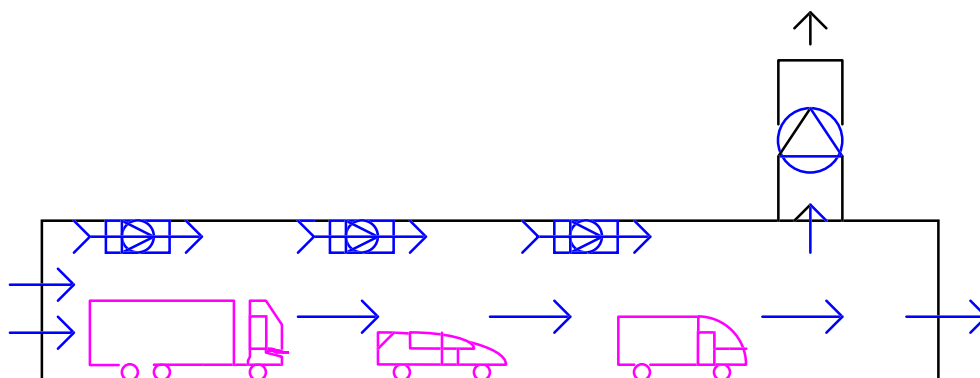
## BESKRIVNING AV MÄTPLATSER OCH METODIK

### Söderledstunneln

Söderledstunneln går i nordsydlig riktning under Södermalm i centrala Stockholm. Tunneln som är cirka 1500 meter lång har två tunnelrör varav ett för trafik norrut, östra tunnelröret och ett för trafik söderut, västra röret. Båda tunnelrören har på- och avfartsramper. Tunnelns principiella utseende framgår av figuren nedan.



*Figur 1. Söderledstunneln, planskiss. Mätningarna har skett i tunnelröret med norrgående trafik i två punkter (100 m respektive 1 km från tunnelinfarten). Luftintagen var placerade ca 1.5 meter över vägbanan och ca 1 - 2 m från tunnelväggen.*



*Figur 2. Ventilationen i Söderledstunneln hålls igång med impulsfläktar och fordonens kolvränor.*

Tunneln ventileras genom att friskluft tillförs genom tillfartsmyrningar och ramper och blåses ut genom ventilationstorn, utfartsmyrningar och ramper. Ventilationen, som sker enligt principen för längsventilation, hålls normalt igång genom fordonens kolvränor. Vid behov kopplas impulsfläktar på i tunnelrören.

### Mätmetoder

Mätningar av luftföroreningar gjordes dels 100 m in och dels 1 km in i tunneln. I båda dessa punkter mättes kväveoxider (NO<sub>x</sub>/NO<sub>2</sub>), kolmonoxid (CO) samt 10 - 15 olika kolväten (alkaner, alkener, aromater, aldehyder och ketoner). I denna rapport redovisas endast resultaten från kväveoxid och kolmonoxidmätningarna. Kvävemoxid mättes med kemiluminescensmetoden. Kvävedioxid mättes dels med kemiluminescens (efter reduktion till NO med hjälp av en Molybdenkonverter) i båda

mätpunkterna, dels med ett DOAS-instrument placerat 1 km in i tunneln. DOAS-instrumentet mätte över en 100 meter lång mätsträcka som löpte ca 2.5 meter över vägbanan.

En kilometer in i tunneln mättes dessutom lufthastighet med en skålkorsanemometer och trafikflöde/fordonssammansättning med hjälp av automatiskt registrerande slingor nerfrästa i gatan. Alla data utom kolvätemätningarna lagrades som 15-minutersmedelvärden. För kolvätena togs prover under 45 minuter var tredje timme under dygnet.

Trafiken har karaktäriserats både genom automatisk och manuell räkning. Den automatiska räkningen omfattar data periodvis under december 1995 t o m mars 1996 med kvartsvis registrering. Registreringen baseras på axelavstånd och skiljer mellan personbilar, lastbilar, lastbilar med släp, bussar och personbilar med släp. I redovisningen nedan har personbilar och personbilar med släp slagits ihop till en enda kategori (personbilar).

Den manuella registreringen gjordes på 2500 fordon under fem olika perioder under december 1995. Den automatiska registreringen kan inte skilja mellan lätta lastbilar (lastbilar < 3.5 ton) och tunga lastbilar (> 3.5 ton). Baserat på den manuella räkningen som visade att andelen lätta lastbilar var hela 11% av det totala antalet fordon antas i beräkningarna som redovisas att de till stor del återfinns bland ”personbilarna” i den automatiska registreringen.

## Emissionsberäkningar

De beräknade emissionsfaktorerna baseras på uppmätt ökning av halten av olika ämnen i tunnelavsnittet, trafikflöden för olika fordonstyper och uppmätt luftflöde. Uppmätt emission fås genom att multiplicera uppmätt haltökning med luftflödet. Luftflödet erhålls från ett samband mellan uppmätt vindhastighet och luftvolymflöde.

En emissionsfaktor för alla fordon fås genom:

$$E_i^{tot} = f_i^{tot} * [N^{Pb} + N^{Lb+B}]$$

där  $E_i^{tot}$  är den totala emissionen av ämne  $i$ ,  $f$  är motsvarande emissionsfaktor och  $N$  är antalet fordon uppdelat på summan av personbilar (med och utan släp) och lätta lastbilar (<3.5 ton),  $Pb$ , lastbilar och lastbilar med släp ( $Lb$ ) samt bussar ( $B$ ).

Den totala (uppmätta) emissionen kan även delas upp i emissionsfaktorer för de olika fordonstyperna :

$$E_i^{tot} = f_i^{Pb} * N^{Pb} + f_i^{Lb+B} * N^{Lb+B}$$

Emissionsfaktorerna har beräknats med hjälp av linjär regressionsanalys.

## RESULTAT

### Trafikflöden och fordonssammansättning

I tabell 1 redovisas den genomsnittliga trafiksammanställningen i tunneln under mätperioden baserat på den automatiska trafikräkningen. Fordonssammansättningen är tämligen homogen i de båda riktningarna. Den tunga trafiken utgör ungefär 4 % av fordonsparken. Andelen är något större i södergående körfält främst beroende på större andel lastbilar utan släp.

Tabell 1. Genomsnittlig fordonsfördelning i Söderledstunneln under mätperioden (dec. 1995 t o m februari 1996).

Fordonskategori	Norrgående trafik	Södergående trafik
Personbilar och lätta lastbilar	96,3 %	95,7 %
Tunga lastbilar utan släp	2,6 %	3,4 %
Tunga lastbilar med släp	0,3 %	0,4 %
Bussar	0,7 %	0,5 %

Katalysatorrenade personbilers andel i tunneln under mätperioden har bestämts genom manuell notering av registreringsnummer och efterföljande kontroll hos bilregistret av avgasreningsutrustning. Andelen katalysator uppgick till 49 % för personbilar och 54 % för lätta lastbilar (dieselfordon ej medräknade) (tabell 2). Den manuella räkningen visade också att ca 11 % av trafiken (dagtid under vardagar) i norrgående riktning var lätta lastbilar (<3.5 ton) vilket skulle ge en personbilsandel på ca 84 %.

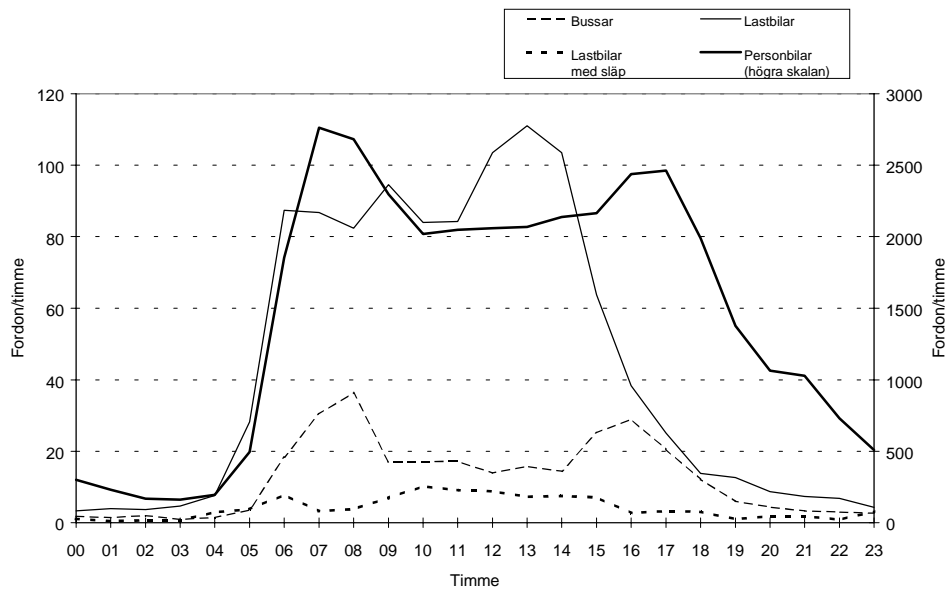
Tabell 2. Resultat av manuell registrering av fordon i norrgående riktning in i Söderledstunneln.

Fordonskategori	Vikt (ton)	Antal (andel %)	Medianålder (årsmodell)	Andel äldre än 10 år	Katalysatorandel*
Personbilar	-	2106 (84%)	-	-	48.5%
Lastbilar	<3.5	278 (11%)	89	26%	53.6%
	3.5 - 7	10 (0.4%)	88	30%	-
	7 - 14	26 (1.0%)	88	39%	-
	>14	65 (2.6%)	88	34%	-
Bussar	-	15 (0.6%)	88	-	-

\* Ej dieselfordon medräknade

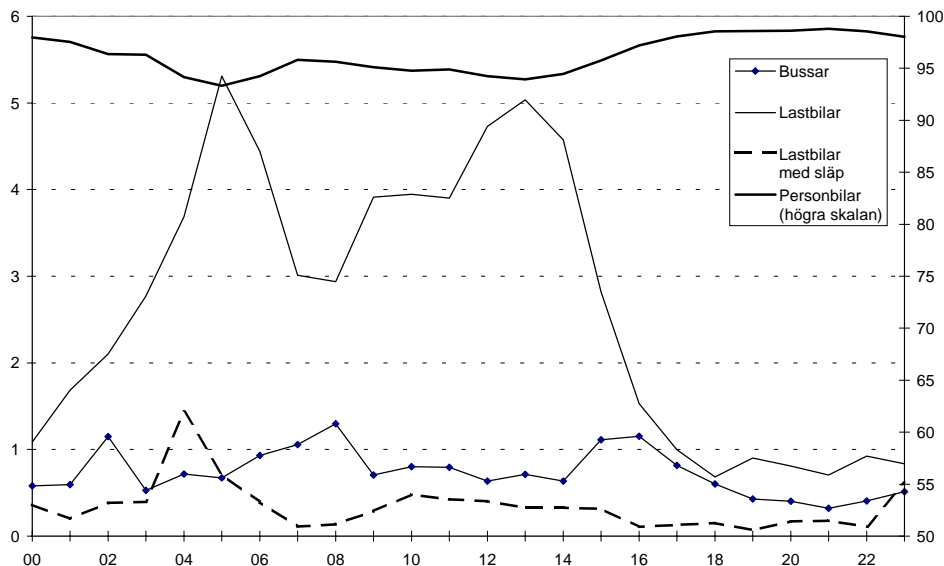
För tunga lastbilar och bussar representeras medianåldern av årsmodell 1988 och för lätta lastbilar är medianåldern årsmodell 1989. Andelen som är äldre än 10 år är för lätta lastbilar 26 % och för tunga lastbilar 30-39 % beroende på viktklass.

Manuell registrering under olika tidsperioder (vardagsförmiddagar, eftermiddagar och lördag förmiddag) visade att åldersfördelningen och katalysatorandelen inte varierar speciellt mycket. Under lördagar minskar andelen lastbilar med en vikt <3.5 ton något.



**Figur 3. Genomsnittlig fordonsfördelning under mätperioden i Söderledstunneln. Data från automatisk trafikräkning ca 1 km in i tunneln (endast vardagar).**

Figur 3 visar den genomsnittliga fordonsfördelningen under mätperioden. I diagrammet ingår endast vardagarna. Under dagtid är det totala antalet fordon omkring 3000 per timme. Totalt under ett vardagsdygn registreras ca 35 000 fordon. Trafiken mellan kl. 07 t om 09 utgör drygt 20% av det totala antalet fordon under dygnet. Det totala antalet tunga fordon (lastbilar och bussar) under ett dygn är knappt 1500 med som högst omkring 130 fordon per timme mellan kl. 15 och 17.



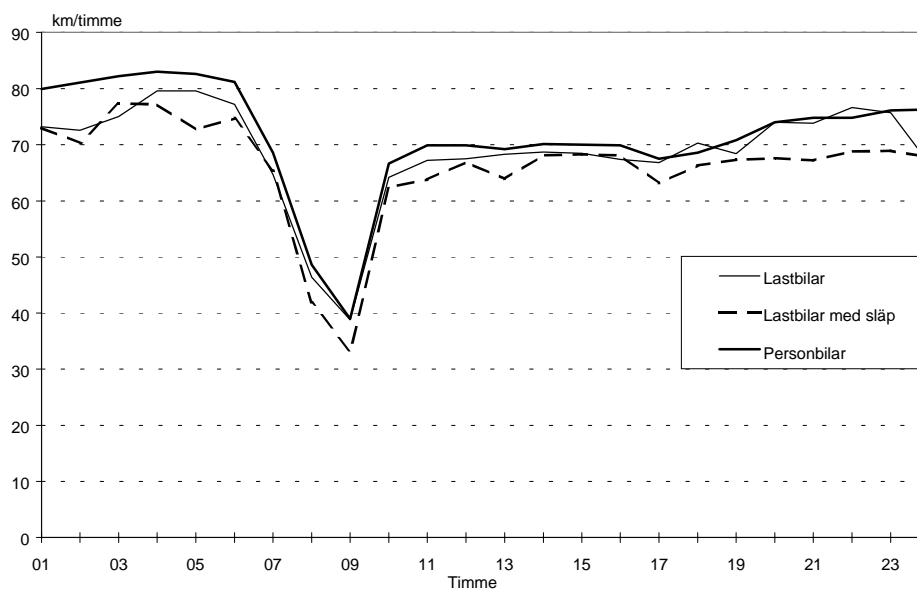
**Figur 4. Fordonssammansättning. Procentuella andelar av olika fordonskategorier i genomsnitt under dygnet (december 1995 - januari 1996, endast vardagar).**

Fordonssammansättningen varierar kraftigt under vardagsdygnet (figur 4). Andelen tung trafik, som domineras av lastbilarna (>3.5 ton) är som störst tidigt på morgonen omkring kl. 04 - 06 och mitt på dagen, omkring kl. 12 - 14. Under dessa perioder utgör dessa fordon omkring 6% av totala antalet fordon. På natten är andelen tung trafik omkring 1% - 2%.



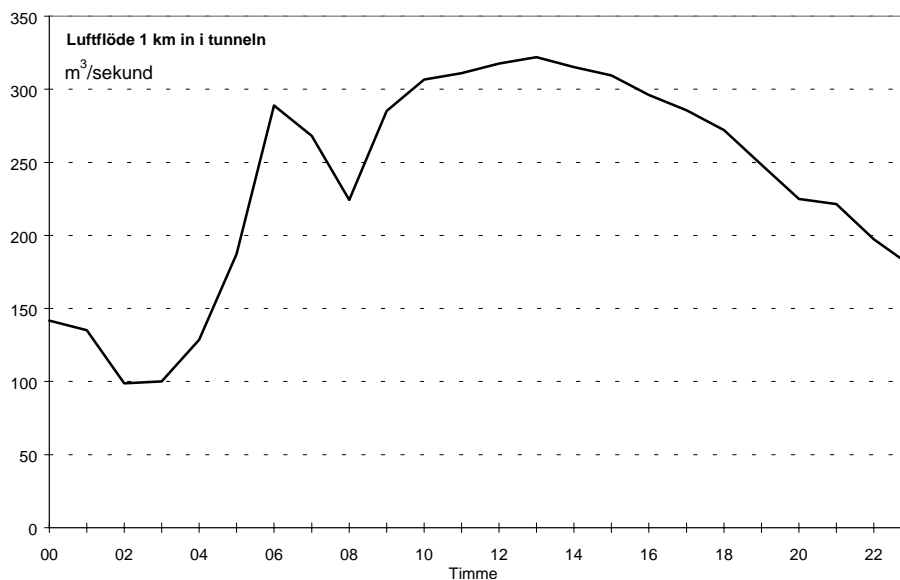
## Medelhastighet

Figur 5 visar olika fordonskategoriers genomsnittliga hastighet under vardagarna. I tunneln förbi trafikregistreringen är den skyltade hastigheten 70 km/timme. Under hela dygnet utom mellan kl. 07 till 09 varierar timmedelvärdena mellan 65 km/timme och drygt 80 km/timme. Under rusningstid på morgonen går hastigheten ner till mellan 30 och 40 km/timme. Personbilarna har den genomsnittligt högsta hastigheten. Resultaten är i stort sett identiska med tidigare mätningar (se t ex Vägverket, 1995).



Figur 5. Fordonens medelhastighet och genomsnittlig lufthastighet i norrgående tunnelrör (endast vardagar).

Luftflödet i tunneln styrs till stor del av fordonens kolvverkan. Mitt på dagen ventileras tunneln med ett flöde av omkring 300 m<sup>3</sup>/s. I samband med att fordonens hastighet går ner under rusningstid på morgonen sjunker luftflödet tillfälligt.

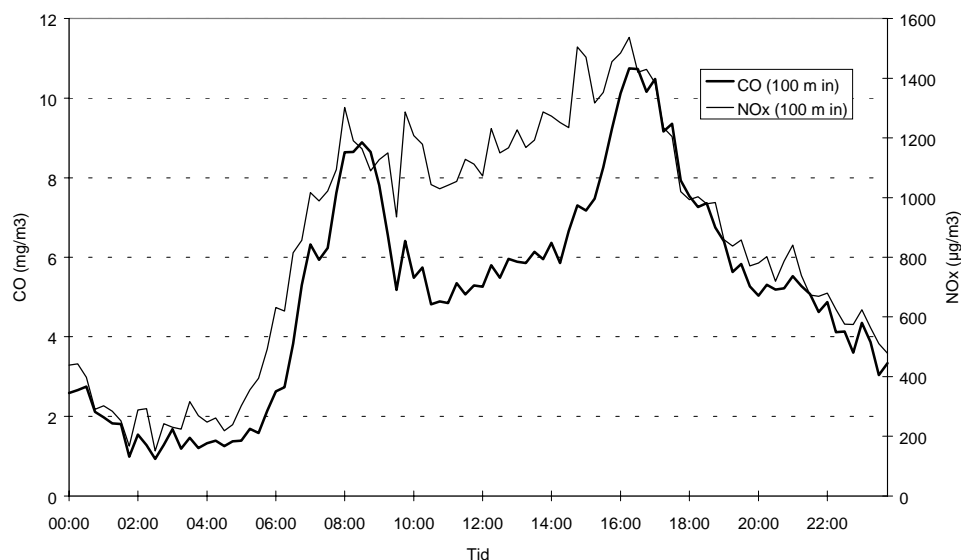


Figur 6. Genomsnittlig variation i luftflödet i tunneln (endast vardagar).

## Luftföroreningshalter i tunneln

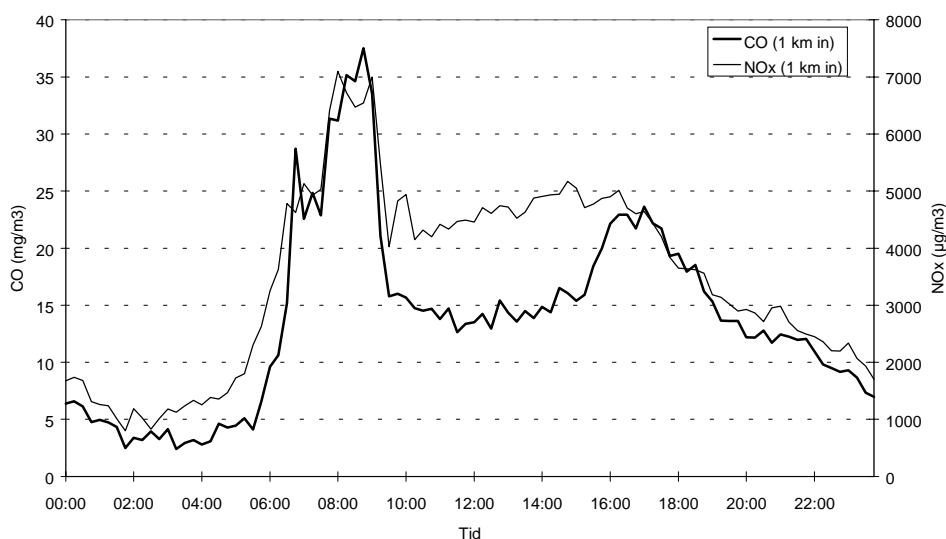
### Kväveoxider och kolmonoxid

Den genomsnittliga dygnsvariationen i halterna av kolmonoxid och NO<sub>x</sub> vid de två mätplatserna framgår av figurerna nedan. Värdena är 15-minutersmedelvärden.



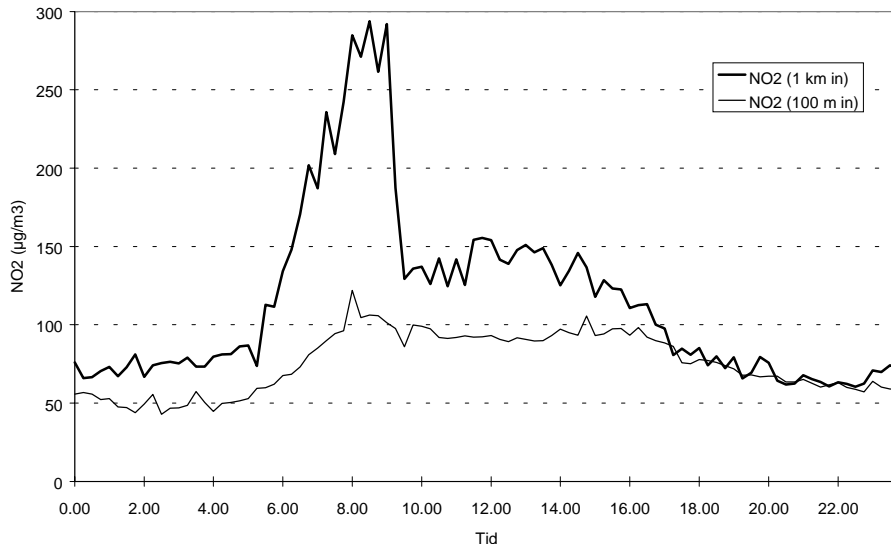
Figur 7. Genomsnittliga halter av CO och NO<sub>x</sub> 100 m in i tunneln (vardagar).

Halterna vid mätpunkten 100 m in i tunneln representerar främst bidrag från trafiken i det norrgående körfältet i tunneln men på grund av en "överläckning" av luft från det motsatta tunnelröret syns även ett betydande tillskott från den södergående trafiken. Kolmonoxidhalterna uppvisar två tydliga toppar i halterna i samband med trafikflödesökningarna på morgonen och eftermiddagen. För NO<sub>x</sub> är haltvariationen i samband med morgon- och eftermiddagstrafiken mindre utpräglad i denna mätpunkt. Under dagtid ökar de genomsnittliga NO<sub>x</sub> halterna från ca 1200 µg/m<sup>3</sup> 100 m in i tunneln till 5000 - 7000 µg/m<sup>3</sup> 1 km in i tunneln.



Figur 8. Genomsnittliga halter av NO<sub>x</sub> och CO 1 km in i tunneln (endast vardagar).

För CO ökar halterna från omkring 6 mg/m<sup>3</sup> till 15 - 35 mg/m<sup>3</sup> mellan mätpunkterna. Som man kan förvänta sig uppvisar halterna 1 km in i tunneln ett utpräglat maximum under rusningstrafiken på morgonen mellan kl. 7 och kl. 9. Omkring kl. 9 sjunker halterna mycket snabbt - inom loppet av 30 minuter - för att stabiliseras på en relativt konstant nivå under resten av dagen. För NO<sub>x</sub> syns ingen tydlig förhöjning av halterna i samband med trafikökningen under eftermiddagen.



Figur 9. Genomsnittliga halter av NO<sub>2</sub> på de båda mätplatserna i tunneln (endast vardagar).

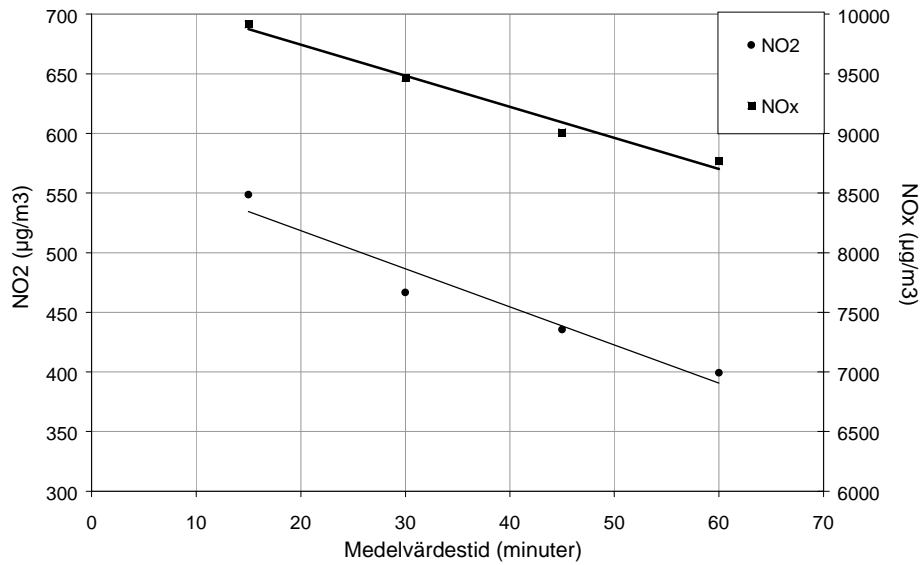
Halterna av kvävedioxid följer i stort sett NO<sub>x</sub> halternas variation. De genomsnittligt högsta halterna som 15 minutersmedelvärde ligger på knappt 300 µg/m<sup>3</sup>. (Det bör noteras att mätpunkten inte representerar den mest belastade punkten i tunneln.)

### Jämförelse mellan 15-minutersmedelvärden och timmedelvärden

Mot bakgrund av risken för negativ hälsopåverkan p g a korttidsexponering för höga halter av kvävedioxid kan det vara av intresse att se hur de maximala haltnivåerna beror av mätperiodens längd (tiden för medelvärdesbildningen). Kvävedioxid mäts kontinuerligt med registrering av ett antal mätvärden varje minut. Utifrån dessa värden beräknas normalt ett timmedelvärde som lagras i databasen. Under kampanjen 1995/96 lagrades dessutom 15-minutersmedelvärden, dels för ge ett större dataunderlag för beräkningen av emissionsfaktorer, dels för att se hur 15-minutersmedelvärden förhåller sig till medelvärden beräknade för en hel timme.

Figur 10 nedan illustrerar hur mätperiodens längd inverkar på de maximala halterna av NO<sub>x</sub> och NO<sub>2</sub> 1 km in i tunneln. De maximala NO<sub>2</sub> halterna är ca 20 gånger lägre än NO<sub>x</sub> halterna. En minskning i medelvärdetiden från en timme till 15 minuter leder till en ökning av den maximala NO<sub>x</sub> halten med ungefär 13% medan den maximala NO<sub>2</sub> halten ökar med ca 40%. Som figur 10 visar är maxhalten i stort sett linjärt beroende av medelvärdetiden (åtminstone för tider kortare än en timme och längre än 15 minuter).

Anledningen till den relativt större ökningen av NO<sub>2</sub> jämfört med NO<sub>x</sub> är att NO<sub>2</sub> andelen är något högre under rusningstid då de högsta NO<sub>x</sub> halterna uppmäts. Observera dock att det kan vara lite vanskligt att dra alltför långtgående slutsatser baserat på enstaka värden som i detta fall eftersom de kan variera från en mätperiod till en annan beroende på hur olika faktorer råkar samverka vid ett specifikt mättillfälle (ventilationshastighet, halt i tunnelmynningen, fordonsflöde och fordonssammansättning).

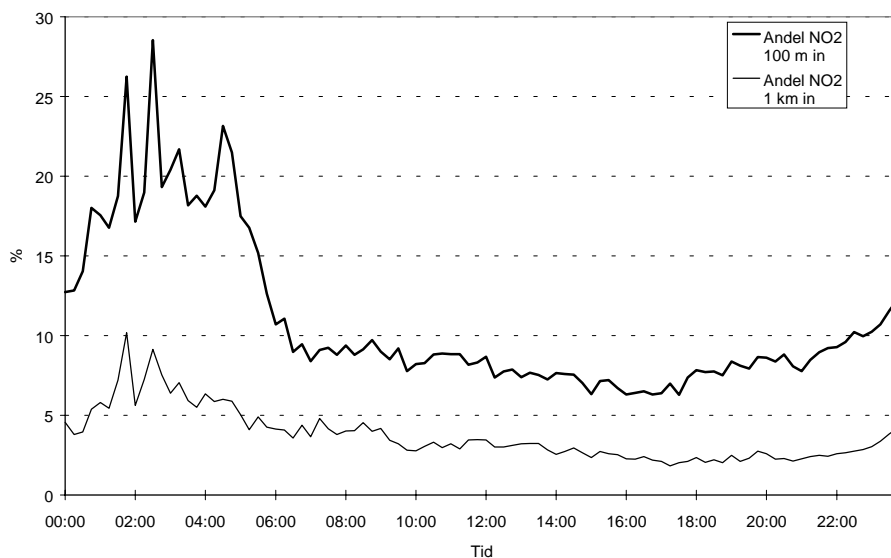


Figur 10. Medelvärdestidens inverkan på de maximala haltnivåerna av NO<sub>x</sub> och NO<sub>2</sub> 1 km in i tunneln.

### Andel kvävedioxid

Som framgår av figur 11 varierar andelen kvävedioxid av totala NO<sub>x</sub> halten dels med tiden på dygnet dels med avståndet in i tunneln från mynningen. Generellt är andelen beroende av NO<sub>2</sub> halten i omgivningsluften, emissionen, halten ozon i omgivningen och luftgenomflödet. Luftgenomflödet är i sin beroende av tunnelventilationen och trafikflödets inverkan. Ozon, som oxiderar NO till NO<sub>2</sub> får ökad betydelse för NO<sub>2</sub> halten då luftinblandningen (av omgivningsluft) ökar. Tidigare mätningar har visat att ozonhalten är noll 1 km in i i tunneln.

Högsta andelen uppmäts nattetid beroende på att utsläppen då är låga och relativt stor del av den NO som släpps ut oxideras av ozon till NO<sub>2</sub> (NO halten är relativt låg i förhållande till ozonhalten). Andelen är 2 till knappt 4 gånger högre 100 m in i tunneln jämfört med 1 km in. Allt eftersom luften transporteras in i tunneln sjunker ozonhalten vilket leder till att NO<sub>2</sub> andelen alltmer närmar sig den andel som primärt emitterats (i fordonsavgaserna). Under rusningstid på morgonen ligger NO<sub>2</sub> andelen i luften 1 km in i i tunneln på knappt 5%.



Figur 11. Genomsnittlig andel NO<sub>2</sub> av total NO<sub>x</sub> halt i tunneln (endast vardagar).

## Uppmätta emissionsfaktorer

Nedan redovisas resultaten av den linjära regressionsanalysen för mätningarna i Söderledstunneln under december 1995 till mars 1996. Tyvärr har fordonsregistreringen fungerat dåligt. Trafikdata saknas därför för en stor del av perioden. Totalt finns ca 450 st. 15 minutersmedelvärden med halter av NO<sub>x</sub> och CO samt vindhastighet och fordonsflöden.

### 1. Gemensam faktor för alla fordonstyper

I tabell 3 nedan redovisas de genomsnittliga emissionsfaktorerna för NO<sub>x</sub> och CO. Värdena representerar en viktad emissionsfaktor för alla fordonstyper med den trafiksammansättning som varit rådande under mätperioden i Söderledstunneln.

I tabellen redovisas förutom medelvärdet och standardavvikelsen i emissionsfaktorerna även korrelationskoefficienten och det observerade t-värdet (=standardavvikelsen dividerad med medelvärdet). Båda ämnena uppvisar en hög korrelation mellan emission och det totala fordonsflödet.

Det bör noteras att standardavvikelseerna inte avspeglar noggrannheten i de uppskattade emissionsfaktorerna. Osäkerheten i de uppmätta/beräknade emissionsfaktorerna är beroende av noggrannheten i mätningarna av respektive ämne, fordonsräkningen och osäkerheten i sambandet mellan uppmätt vindhastighet och luftvolymflödet. Den totala osäkerheten (noggrannheten) för NO<sub>x</sub> och CO torde ligga på omkring ±20% (gissning).

Tabell 3. Resultat av regressionsanalys för NO<sub>x</sub> och CO avseende alla fordon under hela mätperioden (dec 1995 - mars 1996).

PARAMETER	NO <sub>x</sub>	CO
Emissionsfaktor medelvärde ± standardavvikelse (g/fkm)	<b>1.5 ± 0,01</b>	<b>5.3 ± 0.09</b>
t-värde vid 95% signifikans nivå (t <sub>kritisk</sub> =2,0)	110	61
r <sup>2</sup> -värde	0.88	0.73

### 2. Fordonsspecifika emissionsfaktorer

Tabell 4 nedan redovisar emissionsfaktorer för vart och ett av ämnena uppdelat på personbilar plus lätta lastbilar och lastbilar plus bussar. Intervallen för emissionsfaktorerna representerar de värden som erhålls beroende på hur regressionsanalysen görs. I princip kan följande tre olika alternativa samband användas för att beräkna emissionsfaktorerna. Med samma beteckningar som tidigare gäller:

$$\frac{E_i^{tot}}{N^{Tot}} = f_i^{Pb} * \frac{N^{Pb}}{N^{Tot}} + f_i^{Lb+B} \times \left(1 - \frac{N^{Pb}}{N^{Tot}}\right) \quad (1)$$

$$\frac{E_i^{tot}}{N^{Pb}} = f_i^{Pb} + f_i^{Lb+B} \times \left(\frac{N^{Lb+B}}{N^{Pb}}\right) \quad (2)$$

$$\frac{E_i^{tot}}{N^{Lb+B}} = f_i^{Pb} * \frac{N^{Pb}}{N^{Lb+B}} + f_i^{Lb+B} \quad (3)$$

I första fallet plottas emissionen dividerat med totala antalet fordon mot andelen lätta fordon. I andra och tredje fallet används enbart lätta fordon eller lastbilar plus bussar som "normaliseringsfaktor". Dessa tre sätt att plotta bör i princip ge samma resultat. Problemet är dock att antalet lastbilar och bussar är mycket litet i förhållande till antalet lätta fordon.

Medelvärdena som redovisas i tabellen är de värden som har högsta statistisk signifikans. Korrelationskoefficienterna är nu betydligt lägre än om alla fordon används. Speciellt för CO är korrelationen mycket låg (0.024) och t-värdet är 3.3 vilket indikerar att bidragen från de tunga fordonen endast med knapp marginal ( $t_{kritisk}=2.0$  vid 95% signifikansnivå) är signifikanta för de totala CO emissionerna. Osäkerheten i emissionsfaktorerna för de tunga fordonen är därför stor.

Tabell 4. Resultat av regressionsanalys för NO<sub>x</sub> och CO avseende fordonsspecifika emissionsfaktorer.

FORDONSSLAG	NO <sub>x</sub>	CO
<b>Lätta fordon<sup>1)</sup> (g/fkm)</b>	<b>1.3 ± 0.03</b>	<b>5.2 ± 0.15</b>
Intervall	(1.3 - 1.4)*	(5.2 - 5.3) *
t-värde vid 95% signifikans nivå ( $t_{kritisk}=2,0$ )	42 (2.7 - 44)	35 (2.3 - 36)
<b>Lastbilar+Bussar (g/fkm)</b>	<b>13 ± 0.6</b>	<b>9.7 ± 2.9</b>
Intervall	(6 - 13)*	(2.5 - 9.7)*
t-värde vid 95% signifikans nivå ( $t_{kritisk}=2,0$ )	20 (14 - 20)*	3.3 (0.7 - 3.3)*
r <sup>2</sup> -värde	0.47 (0.25 - 0.47)*	0.024 (0.0014 - 0.024)*

\* Intervallet avser resultaten som erhålls beroende på hur regressionsanalysen genomförs.

<sup>1)</sup> Summan av personbilar och lätta lastbilar.

Resultaten visar att emissionsfaktorerna för de tunga fordonen är betydligt högre än för de lätta fordonen. Detta stämmer väl överens med motsvarande beräkningar utifrån resultaten från tidigare mätkampanjer (se nedan). För NO<sub>x</sub> är emissionsfaktorn för de tunga fordonen 10 gånger högre och för CO knappt 2 gånger högre än för lätta fordon. Det kan också noteras att den sammanvägda emissionsfaktorn för alla fordon endast är marginellt högre än faktorn för lätta fordon. Detta beror givetvis på den stora andelen personbilar i Söderledstunneln.

## Jämförelse med tidigare mätningar

Under december 1993 och augusti/september 1994 genomfördes NO<sub>x</sub> och CO mätningar på exakt samma mätplatser som i denna rapport beskrivna mätkampanjen. I tabellerna nedan jämförs emissionsfaktorerna för NO<sub>x</sub> och CO från de tre mätkampanjerna.

Skillnaderna i emissionsfaktorer mellan kampanjerna är små. För NO<sub>x</sub> tycks mätkampanjen 1994 resulterat i något lägre emissionsfaktorer jämfört med 1993 och 1995/96. Detta skulle kunna vara ett resultat av mindre kallstarteffekter under 1994 års mätningar, som genomfördes under sensommaren då omgivningstemperaturen var högre i jämförelse med de andra mätperioderna. Skillnaden kan också hänga samman med olika andel lätta lastbilar (<3.5 ton) under mätperioderna.

Tabell 5. Emissionsfaktorer (g/fkm) för NO<sub>x</sub> beräknade utifrån mätningar av halter och fordonsflöden i Söderledstunneln i Stockholm.

	NO <sub>x</sub>		
	<i>dec. 1993</i>	<i>aug/sept 1994</i>	<i>dec 1995/ jan 1996</i>
<b>Lätta fordon*</b>	1.3 ± 0.07	0.9 ± 0.04	1.3 ± 0.03
<b>Lastbilar och bussar</b>	16 ± 1.8	12 ± 0.7	13 ± 0.6
<b>Alla fordon</b>	1.3 ± 0.02	1.1 ± 0.01	1.5 ± 0.01

\*Summan av personbilar och lätta lastbilar (<3.5 ton).

Även för CO är skillnaderna i emissionsfaktorer för de lätta fordonen små. När det gäller emissionsfaktorerna för de tunga fordonen är osäkerheterna större. Under kampanjen 1994 erhöles en negativ faktor för tunga fordon beroende på stor spridning i regressionsanalysen.

Tabell 6. Emissionsfaktorer (g/fkm) för CO beräknade utifrån mätningar av halter och fordonsflöden i Söderledstunneln i Stockholm.

	CO		
	<i>dec. 1993</i>	<i>aug/sept 1994</i>	<i>dec 1995/ jan 1996</i>
	<i>1993</i>	<i>1994</i>	<i>1995/96</i>
<b>Lätta fordon*</b>	6.5 ± 0.2	7.0 ± 0.2	5.2 ± 0.2
<b>Lastbilar och bussar</b>	14 ± 5	-1.9 ± 3	9.7 ± 2.9
<b>Alla fordon</b>	6.2 ± 0.09	6.3 ± 0.09	5.3 ± 0.09

\*Summan av personbilar och lätta lastbilar (<3.5 ton).

En jämförelse av de olika årens emissionsfaktorer för alla fordon indikerar att det inte skett någon påtaglig förändring i emissionerna under perioden. Utvärderingar av de senaste årens omgivningshalter av NO<sub>x</sub> i Stockholms innerstad har visat på stadigt sjunkande halter under 1990-talet fram till vinterhalvåret 1995/96 då halterna ökade (Slb-analys, 1995). Ökningen det senaste vinterhalvåret torde till stor del bero på meteorologiska faktorer; återkommande tillfällen med inversion och perioder med mycket kall väderlek. Kylan kan även ha lett till högre emissioner från fordonen.

Andelen NO<sub>2</sub> av totala NO<sub>x</sub> emissionen ligger i genomsnitt på mellan 1% och 6%. Mätningarna indikerar att NO<sub>2</sub> andelen är något högre för de tunga fordonen jämfört med de lätta.

## Jämförelse med EVA-modellens emissionsfaktorer

Uppmätta emissionsfaktorer jämförs med beräknade värden baserade på Vägverksmodellen (EVA) (VTI, 1994). EVA-modellens effektsamband grundas i sin tur på beräkningar med VETO-modellen, som är en mekanistisk modell för beräkning av varmutsläpp. När det gäller EVA-modellen finns emissionsfaktorer framtagna för olika vägtyper, som skiljer sig m a p körmönster och hastigheter. Emissionsfaktorernas storlek som beror av fordonens körsätt, avgasreningsutrustning, åldringsegenskaper och eventuell inverkan av kallstart.

Andelen *katalysatorbilar* är enligt trafikregistreringarna ca 50 % för personbilar. Vad gäller den försämring av avgasreningsfunktionen som sker med ökad ålder, så sätts den beträffande NO<sub>x</sub> till 2,0 % per år för orenade bensinfordon och till 5,3 % per år för renade.

Tabell 7. Förutsättningar för beräkning av emissionsfaktorer med EVA-modellen.

Fordonskategori	Andel**	Medelålder	Försämringsfaktor, %/år	Försämringsfaktor, %/år
	%	Antal år	NO <sub>x</sub>	CO
Personbil A (orenad)	49.5	>10***	2.0	6.4
Personbil B (renad)	50.5	6.6	5.3	27
Lastbil <3.5 ton A	53.6	9	2.0	6.4
Lastbil <3.5 ton B	46.4	4.3	5.3	27
Lastbil >3.5 ton A	35	10	0*	3*
Lastbil >3.5 ton B	65	7	0*	3*

\* Ungefärliga värden (Motortestcenter, MTC, Jordbro).

\*\* Baserat på fordonsregistreringar i tunneln.

\*\*\* Se texten

Medelåldern för A-fordonsparken år 1986 är 6,7 år. Då A-fordonen nu är äldre än 10 år, som är den maximala åldern för försämringsfaktorn, beräknas försämringsfaktorn baserat på medelåldern 3,3 år (dvs. skillnaden mellan 10 år och 6,7 år). Den renade fordonsparkens (B-fordon) genomsnittsålder antas vara 6,6 år. Detta resulterar i en *åldersfaktor* som är 1,07 för orenade och 1,35 för renade bensinfordon.

För CO är enligt EVA-modellen åldersförsämringen 6,4 % per år för orenade och 27 % per år för renade bensinfordon. Siffran för renade fordon, 27%, förefaller väl hög. Motsvarande värde för C-fordon är 12%/år. Enligt Motortestcentret i Jordbro är försämringsfaktorn troligen ännu lägre; omkring 5% per år.

För de tunga lastbilarna antas ingen försämringsfaktor för NO<sub>x</sub> medan CO emissionen kan öka något med åldern. Enligt uppgifter från Motortestcentret i Jordbro ökar emissionen med 10% - 15% efter 30.000 mil (ca 5 år). Med dessa förutsättningar och antagandet att Söderledstunneln motsvarar vägtyp 5 (en väg med en skyltad hastighet av 70 km/timme i "ytterområde") erhålls emissionsfaktorer för NO<sub>x</sub> och CO enligt tabell 8.

Värdena i tabell 8 har använts för alla tider då uppmätt fordonshastighet i tunneln var högre än eller lika med 60 km per timme. Då reshastigheten sjunker under perioden med rusningstrafik på morgonen antas högre emissionsfaktorer i enlighet med VTI (1994). En reduktion av reshastigheten från 60 km/timme till 40 km/timme ökar t ex personbilarnas emission av NO<sub>x</sub> med ca. 30%. För CO ger motsvarande hastighetsreduktion en emissionsökning med en faktor 3.

Tabell 8. Emissionsfaktorer beräknade enligt EVA modellen (g/fkm). Faktorerna är viktade med hänsyn till andelar av olika fordonskategorier (A och B-fordon) och med hänsyn till åldersförsämring. Värdena avser jämn fart utan hänsyn till stopp, kallstart andra effekter.



Fordonskategori	NO <sub>x</sub>	CO*
<b>Personbilar</b>	0.71	7.8
<b>Lätta lastbilar (totalvikt &lt;3,5 ton)</b>	0.99	8.2
<b>Lastbilar (totalvikt &gt;3,5 ton)</b>	6.6	2.8 (3.2)
<b>Lastbilar med släp</b>	14	3.2 (3.7)
<b>Bussar</b>	6.6	2.8 (3.2)

\* Värden inom parentes avser faktorn då hänsyn tas till ökad emission p g a åldersförsämring med 3% per år.

Baserat på EVA-faktorerna (korrigerade för reshastighet) beräknas sammanvägda emissionsfaktorer för personbilar respektive lastbilar+bussar för mätperioden i tunneln (dec 95 - mar 96). I tabell 9 redovisas emissionsfaktorerna för NO<sub>x</sub>. EVA-faktorerna är generellt lägre än uppmätta värden för 1995/96. Då alla fordon viktas ihop är EVA-faktorn för NO<sub>x</sub> 50% lägre än den uppmätta. Något större skillnad erhålls för de tunga fordonen (lastbilar och bussar). För dessa är EVA-faktorn drygt 40% lägre än vad som uppskattas utifrån mätningarna i Söderledstunneln. Den uppmätta emissionsfaktorn för tung trafik är mycket osäker p g a den låga andelen tung trafik i tunneln.

Tabell 9. Jämförelse mellan uppmätta emissioner av NO<sub>x</sub> (1995/96) och EVA modellens emissionsfaktorer.

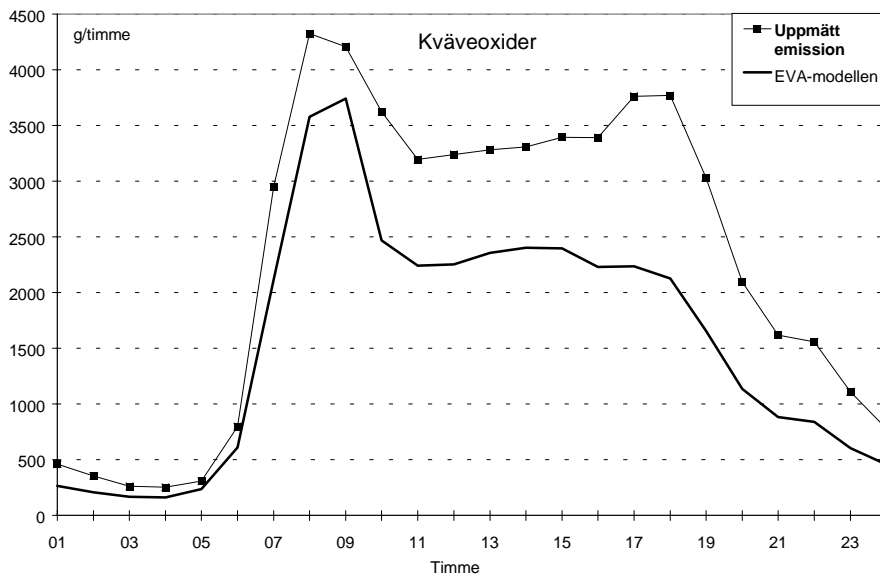
Fordonskategori	Uppmätta emissionsfaktorer g/fkm	EVA faktorer <sup>1)</sup> g/fkm
<b>Lätta fordon*</b>	1.3 ± 0.03	0.74
<b>Lastbilar och bussar</b>	13 ± 0.6	7.3
<b>Alla fordon</b>	1.5 ± 0.01	0.98

\*Summan av personbilar och lastbilar <3.5 ton.

1) Viktade m a p fordonssammansättning, flöde och fordonshastighet. Ej korrigerade för ev. kallstarteffekter.

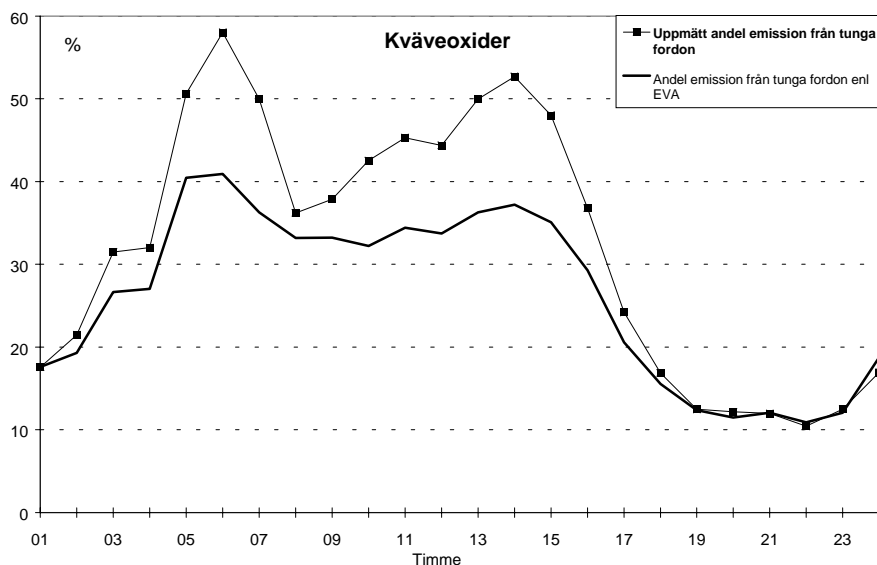
Vid beräkningen av emissionerna med EVA-modellen tas dessutom hänsyn till att den verkliga hastigheten (körrytmen) varierar under dygnet. Som framgår av figur 5 sjunker medelhastigheten under morgonen mellan kl. 7 och 9. Enligt EVA-modellen motsvarar detta ett ”ryckigt” körmönster, som ger upphov till en ökning i emissionerna av NO<sub>x</sub> och CO.

Av Figur 12 framgår de genomsnittliga emissionerna under dygnets timmar, dels beräknade med EVA-modellen, dels enligt mätningarna. I EVA-faktorerna ingår inget kallstartstillägg. För NO<sub>x</sub> är dock kallstarteffekterna av relativt liten betydelse. Förutom mellan kl. 06 och 09 är de uppmätta emissionerna i genomsnitt 30% till 45% högre än emissionerna beräknade med EVA-modellen. Mellan kl. 06 och 09 är skillnaderna 10% till 20%. Emissionsfaktorn enligt EVA-modellen ökar från ca 1 g/fkm vid jämn körning 60 km/timme till drygt 1.3 g/fkm under rusningsperioden med 40 till 50 km/timme i genomsnittlig fordonshastighet.



**Figur 12. Jämförelse mellan EVA-modellens beräknade genomsnittliga totala emissioner av NO<sub>x</sub> och motsvarande värden enligt emissionsfaktor från regressionsanalys av mätningarna.**

Av Figur 13 framgår den genomsnittliga andelen av den totala emissionen som kommer från den tunga trafiken, dels beräknad utifrån den uppmätta emissionsfaktorn dels utifrån EVA-modellens emissionsfaktor. Enligt mätningarna utgör den tunga trafiken mellan 40% och 60% av de totala emissionerna under dagtid. Enligt EVA-modellens emissionsfaktor är andelen 30% till 40%. Avvikelserna mellan uppmätta värden och EVA-modellens är störst då andelen tung trafik är som störst.



**Figur 13. Jämförelse mellan EVA och uppmätta genomsnittliga andelar av den totala emissionen av NO<sub>x</sub> som kommer från tung trafik. I EVA-modellen antas i ena fallet samma försämringsfaktorer (p g a ålder) för lastbilarna och bussarna som för personbilarna, i andra fallet antas ingen försämring alls.**

För kolmonoxid är skillnaden mellan EVA-modellen och de uppmätta värdena är något större än för NO<sub>x</sub>. Som framgår av tabell 10 är den uppmätta totala emissionsfaktorn för kolmonoxid 30% lägre än EVA-modellen. Emissionsfaktorn för tung trafik är drygt 3 gånger högre än faktorn framtagen med EVA-modellen. Det uppmätta värdet är dock mycket osäkert p g a den låga andelen tung trafik i Söderledstunneln.

Tabell 10. Jämförelse mellan uppmätta emissioner av CO (1995/96) och EVA modellens emissionsfaktorer.

Fordonskategori	Uppmätta emissionsfaktorer g/fkm	EVA faktorer <sup>1)</sup> g/fkm
Lätta fordon*	5.2 ± 0.2	7.7 (7.8) <sup>2)</sup>
Lastbilar och bussar	9.7 ± 2.9	2.8 (3.3) <sup>3)</sup>
Alla fordon	5.3 ± 0.09	7.5 (7.7) <sup>3) 2)</sup>

\*Summan av personbilar och lätta lastbilar.

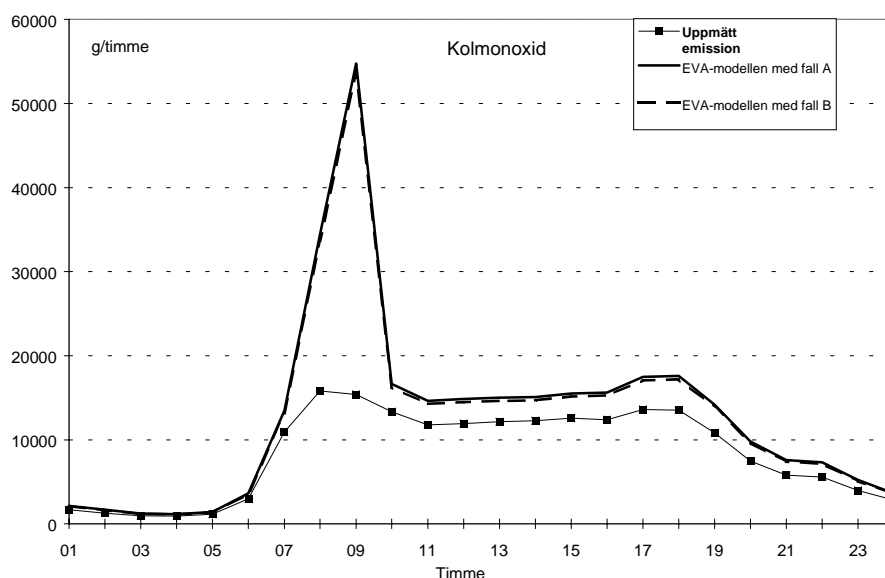
1) Viktade m a p fordonssammansättning, flöde och reshastighet. (Ej korrigerade för ev. kallstarteffekter).

2) Värdet inom parentes avser emissionsfaktorn om försämringsfaktorn för personbilar och lastbilar <3.5 ton antas var 27%/år istället för 5%/år.

3) Värdet inom parentes avser emissionsfaktorn då hänsyn tas till åldersförsämrning med 3% per år.

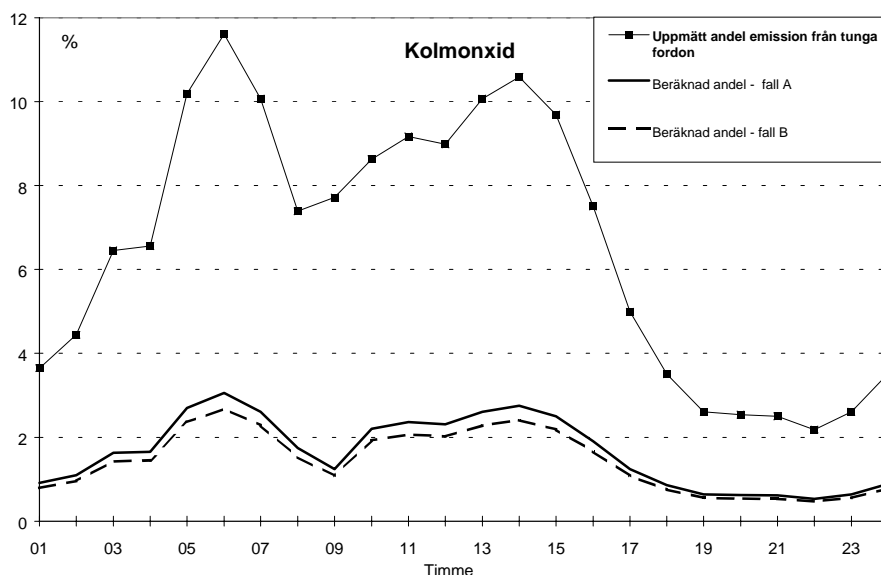
Av tabell 10 framgår också att olika antaganden angående försämringen av fordon med reningsutrustning har relativt liten betydelse för den sammanvägda emissionen av kolmonoxid. Med antagandet att försämringsfaktorn är 27%/år för lätta B-fordon och att försämringsfaktorn för lastbilar (>3.5 ton) och bussar ton är 3%/år blir emissionsfaktorn 7.7 g/km medan 7.5 g/fkm erhålls då 5%/år respektive 0%/år antas. Anledningen till denna marginella inverkan är att emissionsfaktorn för B-fordon med reningsutrustning är mycket låg i förhållande till A-fordon utan avgasrening. Grundemissionsfaktorn för de orenade personbilarna (A-fordon) är drygt 50 gånger högre än grundemissionen för de rena fordonen (B-fordon).

Den beräknade och uppmätta genomsnittliga dygnsvariationen i emissionerna av CO framgår av Figur 14. Enligt EVA-modellen ger den lägre genomsnittliga hastigheten mellan kl. 06 och 09 upphov till en mycket kraftig ökning av emissionerna, mellan kl 07 och 09 ökar emissionerna med ca 3 gånger. Mätningarna visar en ökning med 1.4. Den kraftiga ökningen enligt EVA beror nästan uteslutande på en ökad emissionsfaktor för de orenade personbilarna. De står för 96% av emissionen av CO från personbilarna.



**Figur 14. Jämförelse mellan EVA-modellens beräknade genomsnittliga totala emissioner av CO och motsvarande värden enligt emissionsfaktor från regressionsanalys av mätningarna. I EVA-modellen antas i fall A att försämringsfaktorn (p g a ålder) för personbilar och lastbilar <3.5 ton (B-fordon) är 27%/år och för lastbilar >3.5 ton antas 3%/år. I fall B antas 5%/år respektive 0%/år.**

Figur 15 visar andelen av den totala emissionen som härrör från de tunga fordonens emissioner. Enligt mätningarna (och den linjära regressionsanalysen) är andelen 8% till 10% under dagtid. Enligt EVA-modellen är motsvarande värde endast omkring 2%.



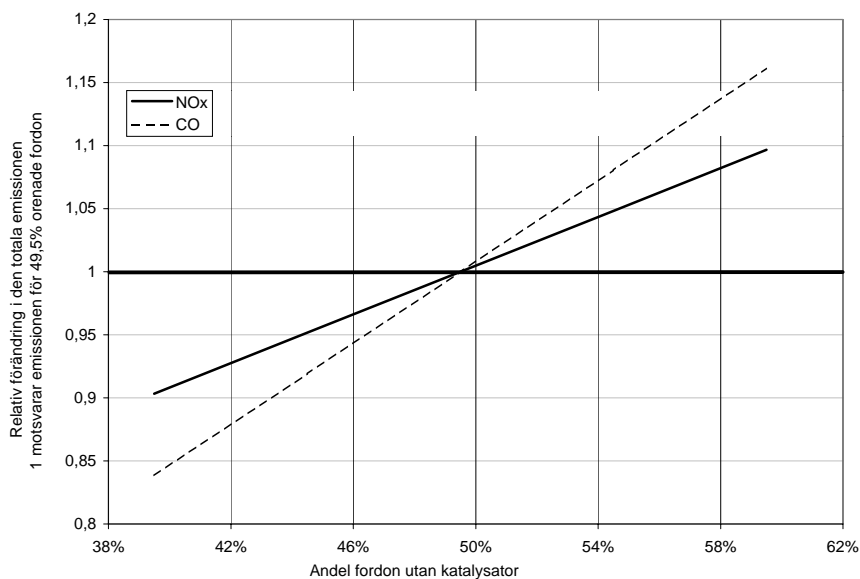
Figur 15. Jämförelse mellan EVA och uppmätta genomsnittliga andelar av den totala emissionen av CO som kommer från tung trafik. Fall A och B samma som i Figur 14.

### Orsaker till skillnaderna mellan mätningarna och EVA-modellen

Sammanfattningsvis om jämförelserna mellan EVA-modellens emissionsfaktorer och de uppmätta emissionerna kan man konstatera att när det gäller lätta fordon tenderar EVA-modellen att underskatta NO<sub>x</sub> emissionerna, medan den ger en överskattning av CO emissionerna. För CO kan skillnaden delvis bero på kallstartstillägg, som inte tagits med i beräkningarna.

De uppmätta emissionerna baseras på mätningar av CO och NO<sub>x</sub>, fordonsflöden och lufthastighet. (Luftflödet beräknas ur ett empiriskt samband mellan lufthastigheten och luftflödet.) Var och en av dessa parametrar är behäftade med osäkerheter. Osäkerheten i emissionsfaktorn för alla fordon kan uppskattas vara 20%. Som tidigare påpekats är andelen tunga fordon relativt liten vilket gör att emissionsuppskattningarna för dessa fordon är betydligt större jämfört med emissionsuppskattningarna för alla fordon och de lätta fordonen.

Trots att ca hälften av personbilarna är utrustade med katalysator står de orenade personbilarna för den helt dominerande andelen av emissionen (enligt emissionsfaktorerna i EVA-modellen). För CO står de för 96% och för NO<sub>x</sub> knappt 90% av personbilarnas emission. De lätta lastbilarna står för i genomsnitt för 15% och 12% av de totala emissionerna av NO<sub>x</sub> respektive CO från lätta fordon (summan av lätta lastbilar (<3.5 ton) och personbilar). Skillnaderna mellan uppmätta värden och EVA-modellens värden är därför till stor del beroende av noggrannheten i emissionsfaktorerna för de orenade personbilarna och noggrannheten i uppskattningen av andelen A- och B-fordon (utan respektive med katalysator). Figur 16 illustrerar hur förändringar i andelen A-fordon inverkar på den totala emissionen av NO<sub>x</sub> och CO (enligt EVA-modellen).



**Figur 16. Relativa förändringen i den totala emissionen enligt EVA-modellen då andelen personbilar utan katalysator (A-fordon) varierar. Värde 1 motsvarar emissionen vid 49,5% A-fordon.**

Av figuren framgår den relativa förändringen i den totala emissionen av NO<sub>x</sub> och CO då andelen personbilar utan katalysator (A-fordon) ökar eller minskar i förhållande till 49,5%, som är den andel som uppskattats för Söderledstunneln. Figuren visar att om andelen A-fordon skulle vara 5% lägre (dvs 44,5% istället för 49,5%) skulle den totala CO emissionen beräknad enligt EVA-modellen vara ca 8% lägre. Dvs 10% fel i uppskattningen av andelen A-fordon eller i emissionsfaktorn för A-fordonen ger ungefär lika stort fel i den totala CO emissionen från trafiken. NO<sub>x</sub> emissionen påverkas inte lika kraftigt av A-fordonens emissionsuppskattning.

En annan viktig faktor som påverkar emissionsuppskattningarna enligt EVA-modellen är emissionsfaktorerna för den tunga trafiken. EVA-modellens emissionsfaktorer för tung trafik är betydligt osäkrare än motsvarande värden för personbilarna. Mätningarna indikerar att under dagtid står de tunga fordonen för omkring 50% av NO<sub>x</sub> emissionerna och 10% av CO emissionerna. Jämförelserna mellan analyserade uppmätta värden och EVA-modellen visar att EVA-modellen underskattar emissionerna från de tunga fordonen av både CO och NO<sub>x</sub>.

För ytterligare diskussion angående osäkerheter i olika ”parametrar” (länk- och mereffekter), som ingår beräkning av emissionerna för olika fordonskategorier (A-, B- och C-fordon) och fordonsstyper i EVA-modellen hänvisas till VTI (1994).

## REFERENSER

---

Slb-analys, 1995. Mätningar av luftföroreningar vid de fasta stationerna i Stockholm under 1995 och under vinterhalvåret 1995-1996. Årsrapport 1995. Stockholms luft- och bulleranalys, Stockholms Miljöförvaltning, Box 38 024, 100 64 Stockholm, ISSN 1401-1832.

Vägverket, 1994. Mätningar av luftföroreningar, luftflöden och trafik i Söderledstunneln, november - december 1993. Rapport från Slb-analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.

Vägverket, 1995. Mätningar av luftföroreningar, luftflöden och trafik i Söderledstunneln, augusti - september, 1994. Rapport nr. 0093.

VTI, 1994. Fordonskostnader och avgasemissioner för vägplanering (EVA). VTI Notat nr T150, Väg- och transportforskningsinstitutet, 581 95 Linköping, 1994.

Westerholm, R. och Wijk, A. Bilavgaser - En översikt. Naturvårdsverket. Rapport 4528, 1996.



INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING  
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET

106 91 STOCKHOLM

Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-28 78 29

•

LUFTLABORATORIET

LABORATORIET FÖR AKVATISK MILJÖKEMI

LABORATORIET FÖR ANALYTISK MILJÖKEMI

LABORATORIET FÖR AKVATISK EKOTOXIKOLOGI