



# ***EMISSIONSJÄMFÖRELSE MELLAN BUSS OCH BIL***

*Effekter på  
hälsa, miljö och energianvändning*

**Titel:** Emissionsjämförelse mellan buss och personbil. Effekter på hälsa, miljö och energianvändning

**Sökord:** Buss, bil, emissioner, energianvändning, partiklar, kolmonoxid, kolväten, kväveoxider, koldioxid

**Författare:** Peter Ahlvik och Henrik Boding, Ecotraffic ERD<sup>3</sup> AB, Leif Magnusson, SLTF, Roland Ax, Västtrafik

**Kontaktperson:** Olle Hådel, Pär Gustafsson, Vägverket, fordonsavdelningen

**Vägverkets publikationsnummer:** 2001:51

**ISSN:** 1401-9612

**Utgivningsdatum:** 2001-06

**Tryckeri:** Vägverket, Borlänge

**Upplaga:** 100 exemplar

Distribution: Vägverket, avdelningen för intern service, telefon 0243-755 00, fax 0243-755 50, e-post: [vagverket.butiken@vv.se](mailto:vagverket.butiken@vv.se)

Rapportern finns även att hämta digitalt på [www.vv.se](http://www.vv.se)

# ***EMISSIONSJÄMFÖRELSE MELLAN BUSS OCH BIL***

***Effekter på  
hälsa, miljö och energianvändning***

**En rapport för  
Vägverket**

***Ecotraffic ERD<sup>3</sup> AB***

**Peter Ahlvik  
Henrik Boding**

***SLTF***

**Leif Magnusson**

***Västtrafik***

**Roland Ax**

**April 2001**



## FÖRORD

Sammanställt material där avgasemissioner och energianvändningen jämförs mellan buss och personbil saknas i stort. Samtidigt diskuteras de båda alternativen ofta och olika påståenden om det de olika alternativens för och nackdelar förekommer. Mot denna bakgrund har denna rapport tagits fram

I projektet, som genomförts av företrädare för Ecotrafic ERD<sup>3</sup> AB, SLTF och Västtrafik, har jämförelser gjorts mellan bussar och bilar representerande några olika tekniknivåer. Data för olika busslinjer har inhämtas från Göteborg och data om resvanor har tagits från resvaneundersökningar. Jämförelserna omfattar både ren stadstrafik och buss som trafikerar både stad och landsort.

Författarna ansvarar för de resultat och bedömningar som presenteras i rapporten.

Borlänge i juni 2001

Vägverket, Fordonsavdelningen

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sida

## SAMMANFATTNING

|          |                                                          |           |
|----------|----------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>INLEDNING</b>                                         | <b>1</b>  |
| <b>2</b> | <b>BAKGRUND</b>                                          | <b>3</b>  |
| <b>3</b> | <b>METODIK</b>                                           | <b>4</b>  |
| 3.1      | Avgränsning av studien                                   | 4         |
| 3.1.1    | Undersökta motor- och drivmedelskombinationer            | 4         |
| 3.1.2    | Tidshorisonter                                           | 9         |
| 3.2      | Jämförelser                                              | 11        |
| 3.2.1    | Transportarbete                                          | 11        |
| 3.2.2    | Emissionsfaktorer                                        | 12        |
| 3.2.3    | Korrektioner för emissioner                              | 12        |
| 3.2.4    | Produktionsmetoder och råvaror                           | 16        |
| 3.2.5    | Utvärdering av effekter                                  | 17        |
| 3.3      | Identifiering av framtida FoU-behov                      | 19        |
| 3.4      | Litteraturstudie                                         | 19        |
| 3.4.1    | Litteratursökningar                                      | 19        |
| 3.4.2    | Val av litteratur                                        | 21        |
| <b>4</b> | <b>RESULTAT FÖR BEFINTLIGA FORDON</b>                    | <b>22</b> |
| 4.1      | Fallstudier                                              | 22        |
| 4.1.1    | Jämförbara utsläppsvärden                                | 22        |
| 4.2      | Data ur RES 1999                                         | 23        |
| 4.2.1    | Arbetsresor                                              | 24        |
| 4.2.2    | Resor per dygn                                           | 24        |
| 4.3      | Data för busslinjerna 64 och Grön Express i Göteborg     | 25        |
| 4.4      | Beräkning av emissioner från fordon                      | 27        |
| 4.5      | Korrektioner                                             | 28        |
| 4.5.1    | Transportarbete                                          | 28        |
| 4.5.2    | Körmönster och körcykler                                 | 29        |
| 4.5.3    | Klimat och körmönster                                    | 30        |
| 4.5.4    | Åldring                                                  | 39        |
| 4.6      | Emissionsfaktorer för reglerade emissionskomponenter     | 41        |
| 4.7      | Effekter på hälsa och miljö                              | 44        |
| 4.7.1    | Luftvägssjukdomar – akuta                                | 45        |
| 4.7.2    | Luftvägssjukdomar – cancerriskindex                      | 52        |
| 4.7.3    | Försurning                                               | 54        |
| 4.7.4    | Växthuseffekten                                          | 56        |
| 4.7.5    | Energiomsättning                                         | 58        |
| <b>5</b> | <b>IDENTIFIERING AV FORSKNINGS- OCH UTVECKLINGSBEHOV</b> | <b>62</b> |
| 5.1      | Bensindrivna personbilar                                 | 62        |
| 5.2      | Bussar                                                   | 62        |
| 5.2.1    | NO <sub>x</sub> emissioner                               | 62        |
| 5.2.2    | Minskade hälsoeffekter                                   | 64        |
| <b>6</b> | <b>DISKUSSION OCH SLUTSATSER</b>                         | <b>68</b> |

|                                      |    |
|--------------------------------------|----|
| 6.1 Om metodik och dataunderlag..... | 68 |
| 6.2 Kommentarer till resultaten..... | 69 |
| 6.3 Slutsatser .....                 | 70 |
| 7 REFERENSER.....                    | 73 |

## TABELLFÖRTECKNING

### Sida

|                                                                                                                                       |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <i>Tabell 1:</i> Inverkan från emissioner från bränsleframställning respektive fordon.....                                            | 16 |
| <i>Tabell 3:</i> Arbetsresor.....                                                                                                     | 24 |
| <i>Tabell 4:</i> Resor per dygn .....                                                                                                 | 25 |
| <i>Tabell 5:</i> Data från två busslinjer i Göteborg. Uppgifter angivna med kursiv stil är beräknade eller antagna värden. ....       | 26 |
| <i>Tabell 7:</i> Resfördelning per tidsperiod under vardagar för linje 64 .....                                                       | 27 |
| <i>Tabell 9:</i> Medelbeläggning.....                                                                                                 | 28 |
| <i>Tabell 10:</i> Medelbeläggning enligt VTI-rapport Nr 718-1993 .....                                                                | 28 |
| <i>Tabell 11:</i> Medelreslängd för buss .....                                                                                        | 29 |
| <i>Tabell 12:</i> Kallstarttillägg för tunga fordon i COPERT programmet.....                                                          | 33 |
| <i>Tabell 14:</i> Procentuell ökning av emissioner och bränsleförbrukning vid stopp enligt simuleringar med Advisor® programmet ..... | 37 |
| <i>Tabell 16:</i> Ozonbildningspotential per personkm (index, bensin 93/94 = 100).....                                                | 46 |
| <i>Tabell 18:</i> NO <sub>x</sub> emissioner per personkm (index, bensin 93/94 = 100).....                                            | 48 |
| <i>Tabell 20:</i> Partikelemissioner per personkm (index, bensin 93/94 = 100) .....                                                   | 49 |
| <i>Tabell 22:</i> Aldehyder per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100).....                                                   | 51 |
| <i>Tabell 24:</i> Aldehyder per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100) .....                                              | 51 |
| <i>Tabell 26:</i> Cancerriskindex per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde (index, bensin 93/94 = 100).....                            | 53 |
| <i>Tabell 17:</i> Cancerriskindex per personkm, linje 64, arbetsresor (index, bensin 93/94 = 100).....                                | 53 |
| <i>Tabell 18:</i> Cancerriskindex per personkm, Grön Express, dygnsmedelvärde (index, bensin 93/94 = 100) .....                       | 54 |
| <i>Tabell 30:</i> Cancerriskindex per personkm, Grön Express, arbetsresor (index, bensin 93/94 = 100).....                            | 54 |
| <i>Tabell 20:</i> Förurning per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100).....                                                   | 56 |
| <i>Tabell 22:</i> Förurning per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100) .....                                              | 56 |
| <i>Tabell 24:</i> Klimatgaser per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100) .....                                                | 58 |
| <i>Tabell 26:</i> Klimatgaser per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100).....                                             | 58 |
| <i>Tabell 28:</i> Energiomsättning per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100).....                                            | 60 |
| <i>Tabell 30:</i> Energiomsättning per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100) .....                                       | 60 |

## FIGURFÖRTECKNING

### Sida

|                                                                                           |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <i>Figur 1:</i> Utsläppsjämförelser mellan buss och bil.....                              | 23 |
| <i>Figur 3:</i> Relativ inverkan av omgivningstemperaturen på emissionerna.....           | 31 |
| <i>Figur 5:</i> Meny för fordonsindata till Advisor® programmet .....                     | 34 |
| <i>Figur 7:</i> Meremissioner som funktion av motortemperaturen.....                      | 35 |
| <i>Figur 9:</i> Inverkan av tomgångskörning vid ändhållplatserna på HC emissionerna ..... | 38 |

|                  |                                                                                       |           |
|------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figur 11.</b> | <i>Inverkan av tomgångskörning vid ändhållplatserna på partikelemissionerna -----</i> | <i>39</i> |
| <b>Figur 13.</b> | <i>CO emissioner per fordonskilometer-----</i>                                        | <i>42</i> |
| <b>Figur 15.</b> | <i>HC emissioner per fordonskilometer-----</i>                                        | <i>42</i> |
| <b>Figur 17.</b> | <i>NO<sub>x</sub> emissioner per fordonskilometer -----</i>                           | <i>43</i> |
| <b>Figur 19.</b> | <i>Partikelemissioner per fordonskilometer-----</i>                                   | <i>44</i> |
| <b>Figur 21.</b> | <i>Ozonbildningspotential per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde-----</i>            | <i>46</i> |
| <b>Figur 23.</b> | <i>NO<sub>x</sub> emissioner per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde -----</i>        | <i>47</i> |
| <b>Figur 24.</b> | <i>Partikelemissioner per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde -----</i>               | <i>49</i> |
| <b>Figur 26.</b> | <i>Aldehyder per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde-----</i>                         | <i>50</i> |
| <b>Figur 28.</b> | <i>Cancerriskindex per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde -----</i>                  | <i>52</i> |
| <b>Figur 30.</b> | <i>Försurning per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde -----</i>                       | <i>55</i> |
| <b>Figur 32.</b> | <i>Klimatgaser per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde -----</i>                      | <i>57</i> |
| <b>Figur 34.</b> | <i>Energiomsättning per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde-----</i>                  | <i>59</i> |
| <b>Figur 36.</b> | <i>Emissionskrav för NO<sub>x</sub> i USA och EU-----</i>                             | <i>64</i> |
| <b>Figur 38.</b> | <i>Emissionskrav för partikelemissioner i USA och EU-----</i>                         | <i>65</i> |
| <b>Figur 40.</b> | <i>NMHC emissioner med olika teknik och drivmedel-----</i>                            | <i>66</i> |

## BILAGOR

- Bilaga 1: Emissionskomponenter och deras effekter**
- Bilaga 2: Internationella källor till SAE:s databas GMD**
- Bilaga 3: Körcykler för lätta fordon**
- Bilaga 4: Körcykler för motorer till tunga fordon**
- Bilaga 5: Parameterval ur RES 1999**
- Bilaga 6: Emissionsfaktorer**



## **SAMMANFATTNING**

### **Inledning och bakgrund**

Samhället har uttalat ett stort intresse för att öka kollektivtrafikens totala andel av resandet i syfte att uppnå energieffektivare, miljövänligare och mindre utrymmeskrävande persontransporter. I de flesta fall är det fråga om att kollektivtrafiken skall vara ett substitut eller komplement till privatbilism. Miljöargumentet har varit ett av de viktigaste argumenten för kollektivtrafiken. Under de senaste åren har personbilarna, genom införandet av de avgaskrav som i praktiken förutsätter katalytisk avgasrening, blivit allt renare och därigenom har miljöargumentet för bussarna minskat något. De framsteg som gjorts på avgasreningsområdet för bussar har hittills inte varit lika stora (i relativa tal) som för personbilarna. Emellertid har i alla fall avgasreningsteknik successivt introducerats för tunga fordon under den senaste tioårsperioden, först på frivillig bas och sedermera också som en följd av miljözonsbestämmelserna. Nya upphandlingskrav för emissionerna torde påskynda denna utveckling.

Problemet med att göra jämförelser mellan så skilda fordonstyper som personbilar och bussar är att förutsättningarna är så vitt skilda. Någon relevant, trovärdig och neutral jämförelse mellan dessa alternativ har inte funnits, vilket varit ett motiv för att genomföra denna studie.

Baserat på ovanstående resonemang kan man hävda att det finns ett förnyat intresse av att göra en jämförelse mellan personbilar och bussar med avseende på avgasemissioner och effekterna av dessa emissioner. I detta projekt har företrädare för SLTF, Västtrafik och Ecotrafic medverkat. Studien har finansierats från Vägverket och de nämnda organisationerna.

Ecotrafic har tidigare genomfört ett antal olika studier, både på lätta fordon och på bussar, som kunnat användas som bas för jämförelser av emissioner och effekter av dess emissioner. Detta har minskat omfattningen av arbetet med att samla in och sammanställa data för denna studie. Likaså utfördes under 1992 en stor livscykelanalys av olika drivmedel, Life of Fuels, där en hel del data fortfarande är relevanta och därför har också dessa data kunnat användas som indata.

### **Metodik**

En avgränsning har gjorts för att minska antalet olika kombinationer av motor- och drivmedel. För personbilarna har bensindrivna bilar av 1993-1994 och 2000 års modell använts. Bussar drivna med etanol och dieselolja med en tekniknivå som är representativ för mitten eller slutet av förra decenniet har valts för bussarna. För dieselolja redovisas dessutom resultat med och utan olika typer av reningsutrustning.

Resultat från tidigare Ecotrafic studier har använts som indata för beräkningar av emissioner och deras effekter. Kompletteringar har gjorts genom databassökningar där detta varit nödvändigt. Data för de olika busslinjer som studerats har inhämtats från tidigare studier utförda i Göteborg.

Simuleringar i ett simuleringsprogram har gjorts för att uppskatta effekterna av kallstart och tomgång vid ändhållplatser.

Uppgifter om resvanor finns i den nationella reseundersökningen gjord 1999, RES 1999. Ett utdrag ur databasen har gjort av SCB på uppdrag av projektet. Kompletterande information har inhämtats från en undersökning av resande med kollektivtrafik i Göteborgsregionen (RUS 94). Beräkningar och uppskattningar har varit nödvändiga i något fall där data saknats. Studien har koncentrerats på två olika linjer, linje 64 och Grön Express (bra miljöval enligt SNF). Den förstnämnda linjen är en typisk tätortstrafik medan den sistnämnda linjen representerar trafik mellan stadskärna och förort.

Beräkningar av emissioner och deras effekter har gjorts enligt samma metodik som i tidigare utförda projekt av Ecotrafic. En uppdelning i arbetsresor och dygnsmedelvärde för de två olika linjerna enligt ovan har gjorts. Jämförelser mellan bussar och bensindrivna personbilar visas således i fyra fall.

## Resultat och slutsatser

Resultaten från studien och de slutsatser som kan dras från dessa resultat har sammanfattats nedan:

- Teknik och förutsättningar för två så skilda fordonstyper som buss och personbil är mycket olika. Därför måste en hel del korrektioner av emissionsdata, som t.ex. körmonster, klimat och åldring, göras för att jämförelsen skall bli "rättvis". Vidare är transportarbetet, t.ex. medelbeläggningen, av stor betydelse och även detta måste tas hänsyn till.
- För bussen har dieselolja och etanol valts som drivmedel, i det första fallet dessutom med och utan olika typer av avgasrenande utrustning. För båda drivmedlen finns tillgång till emissionsdata – dock inte så god som man kanske skulle önska. Orsaken till att inte metangas (natur- och biogas) tagits med i studien är dels att emissionsresultaten för detta drivmedel är något osäkra, dels att tillgången på indata för de nödvändiga korrektionerna saknas.
- Uppskattningarna av trafikarbetet är ett av de mest osäkra områdena i studien. Två helt olika linjer valdes istället för att beräkna någon slags genomsnitt för hela busstrafiken. Den ena linjen "Grön Express" är ett exempel på en trafik mellan förort och stadskärna som karakteriseras av få stopp på linjen och en hög medelbeläggning. Den andra linjen, "linje 64" är typisk för trafik i stadskärnan och till och från bostadsområden nära stadskärnan. Medelbeläggningen är lägre i detta fall. För personbilarna hämtades underlaget ur RES 1999. Dessa uppgifter bygger på intervjuer och svaren blir ganska generella. Transportarbetet blir t.ex. mycket osäkert beroende på om någon passagerare hoppat av på vägen. Mätningar gjorda kring de aktuella busslinjerna i jämförelsen vore önskvärt.
- Medelbeläggningen för de båda fordonstyperna skiljer mycket mellan olika typer av resor och olika tid på dygnet. Mest fördelaktig för bussen blir jämförelsen med avseende på arbetsresor medan personbilen hamnar i ett mer gynnsamt läge när det gäller andra typer av resor, t.ex. fritidsresor. Resultat för arbetsresor och för dygnsmedelvärdet av alla resor redovisas för de olika busslinjerna och för personbilstrafik som motsvarar detta resande.

- Uppskattningen av kallstarteffekter från bussarna gjordes med hjälp av ett simuleringsprogram. Eftersom bussar som regel startas varma är inverkan av kallstarten mycket liten på emissionerna. En annan inverkan som också kunde studeras med hjälp av simuleringsprogrammet var den ökning av emissionskomponenter som CO, HC och partiklar som uppträder för bussar med katalytisk efterbehandling som följd av en tomgångskörning med bussen vid ändhållplatserna. Orsaken är att de kalla avgaserna vid tomgång kyler katalysator och partikelfilter mer än om bussen står avstängd och därför ökar de nämnda emissionerna genom den minskade konverteringen i efterbehandlingsutrustningen. En ökning på upp till 17% av HC emissionerna kunde konstateras. Även om "basnivån" för HC är låg för bussar med efterbehandling bör man ta den nämnda effekten i beaktande när instruktioner för förarna utarbetas.
- För de reglerade emissionskomponenterna CO och HC i enheten gram per fordonskm (g/fkm, alltså inte i gram per personkm) har bussen en påtaglig fördel framför personbilen. NO<sub>x</sub> emissionerna är däremot mycket lägre för personbilen. Detta beror på den katalytiska avgasreningen som inte har någon motsvarighet (än) för bussarna. Partikelemissionerna i g/fkm är högre för dieseloljedrivna bussar än för personbilar men med partikelfilter ligger dessa emissioner på ungefär samma nivå. Detta kan tyckas kontroversiellt men kan förklaras med de ökade partikelemissioner som föreligger för bensindrivna personbilar vid kallstart vid låg temperatur.
- Ozonbildningspotentialen per personkm är lägre för alla typer av utvärderade bussar än för personbilarna. Detta hänger samman med de högre HC emissionerna per personkm för personbilarna.
- Lokalt producerade NO<sub>x</sub> emissioner, som är en emissionskomponent av betydelse för vissa hälsoeffekter, är klart lägre för de bensindrivna personbilarna. Även den buss som har de lägsta NO<sub>x</sub> emissionerna har en nivå som är ca 50% högre än för en personbil av 1993/1994 års modell och skillnaden mot en modern personbil är ännu större.
- Lokalt producerade partikelemissioner är något högre för dieselolja utan efterbehandling och men även med katalysator i jämförelse med en personbil av 1993/1994 års modell om dygnsmedelvärdet beaktas. Bussar med partikelfilter och etanoldrift är väsentligt bättre än personbilarna. För arbetsresor har faktiskt *alla bussar* en fördel framför personbilarna. Det kan tyckas något kontroversiellt att bussar kan ha lägre partikelemissioner än bensindrivna personbilar men återigen är huvudorsaken personbilens höga emissioner under kallstart. En bidragande orsak är också den högre beläggningen för bussen.
- Emissionerna av aldehyder är ett område där endast de bästa kombinationerna av bränsle och reningsteknik har en påtaglig fördel för bussarna i jämförelse med personbilarna. Orsaken till att fördelen i HC emissioner inte ger en fördel även för aldehyderna är att bussmotorerna har en högre andel aldehyder av HC än personbilarna. Aldehydemissionerna är särskilt höga för etanolbussen men dessa emissioner domineras av den mindre farliga acetaldehyden. Emissionerna av den mer farliga formaldehyden är faktiskt lägre för etanolbussen än för en personbil av årsmodell 1993/1994. De nyaste personbilarna torde dock vara lite bättre.
- Utvärderingen av cancerrisken visade *mycket stora fördelar* för alla bussar och särskilt gäller detta för bussarna med efterbehandling av avgaserna. Även om osäkerheten är stor när det gäller denna hälsoeffekt är skillnaderna så stora att något tvivel inte kan fö-

religga om vilket fordon som är bättre i detta fall. Detta är sannolikt det område där bussarna har den största fördelen framför personbilarna.

- Förurningen är generellt en fördel för personbilarna genom de lägre NO<sub>x</sub> emissionerna även om fördelen inte är lika stor som för lokalt producerad NO<sub>x</sub>. Detta gäller dock inte etanolbussen som belastas av höga utsläpp vid drivmedelsproduktionen. Orsaken till att skillnaden i förurning är mindre än skillnaden i NO<sub>x</sub> är att bidraget från drivmedelsproduktionen är större för personbilarna än för bussarna. Detta beror dels på att drivmedelsförbrukningen per personkm är högre för personbilarna, dels på att mer NO<sub>x</sub> per energienhet genereras vid framställning av bensin jämfört med dieselolja.
- Som väntat är emissionerna av klimatgaser och fossil energiomsättning betydligt lägre för bussarna än för personbilarna. Klimatgaserna hänger naturligtvis samman med energiomsättningen men dessutom är dels emissionerna av mer potenta klimatgaser än CO<sub>2</sub> högre för personbilarna, dels är bidraget från drivmedelsproduktionen större för bensin än för dieselolja. Etanol är ett biodrivmedel, vilket ger stora fördelar med avseende på utsläpp av klimatgaser och användning av fossil energi.
- EGR-teknik kan i dag minska NO<sub>x</sub> emissionerna med ca 50% för dieseloljedrivna bussar. Med fortsatt utveckling kan en ytterligare minskning åstadkommas i framtiden. Etanoldrivna bussar bör ha minst lika stor potential till (relativ) minskning av NO<sub>x</sub> emissionerna som dieselolja med avseende på inverkan av EGR. I framtiden när ännu större reduktioner av NO<sub>x</sub> är av intresse kommer sannolikt någon form av NO<sub>x</sub> reducerande katalysator att behövas även på bussar. Denna katalysatorteknik kräver ett lågsvavligt bränsle. Dieselolja av miljöklass 1 och etanolbränsle uppfyller detta krav.
- Partikelfilter torde vara en nödvändighet på framtida lågemissionsbussar för dieselolja och man kan även överväga ifall det kommer att vara nödvändigt att använda samma teknik även på etanoldrivna bussar.

### Sammanfattning

Bussar med någon form av efterbehandling av avgaserna har generellt stora fördelar framför bensindrivna personbilar när det gäller effekter som ozonbildning, partikelemissioner, cancerrisk, klimatgaser och energianvändning. För lokalt producerad NO<sub>x</sub> och för förurning, i något mindre utsträckning, har äldre bensinbilar en viss fördel och fördelen för de nyaste bensinbilarna är stor. Resultaten för emissionerna av aldehyder är inte lika entydiga. Bussarna med partikelfilter är likvärdiga eller bättre än bensinbilarna men övriga bussar har ingen fördel för denna typ av emissioner.

Denna studie har visat att det inte är trivialt att göra korrekta jämförelser mellan bussar och bilar. Stora osäkerheter har identifierats inom flera områden och det är uppenbart att endast ny forskning kan generera tillförlitliga indata i dessa fall. Författarna vill därför varna för att *resultat där skillnaderna är små inte kan betraktas som säkra.*

## 1 INLEDNING

Samhället har uttalat ett stort intresse för att öka kollektivtrafikens totala andel av resandet i syfte att uppnå energieffektivare, miljövänligare och mindre utrymmeskrävande persontransporter. Kollektivtrafik är som bekant en samlande beteckning för ett stort antal olika typer av kollektiva persontransporter. I de flesta fall är det fråga om att kollektivtrafiken skall vara ett substitut eller komplement till privatbilism. Vissa kollektiva transporter, främst de eldrivna, ger inga lokala emissioner och därför har miljöargumentet varit ett av de starkaste argumenten för införande av denna typ av kollektivtrafik.

Under de senaste åren har personbilarna, genom införandet av de avgaskrav som i praktiken förutsätter katalytisk avgasrening, blivit allt renare och därigenom har miljöargumentet minskat väsentligt i dignitet. När det gäller stadsbussar är miljöargumentet inte alla gånger lika självklart eftersom bussarna också (i dag) drivs av förbränningsmotorer. De framsteg som gjorts på avgasreningssområdet för dessa fordon har hittills inte varit lika stora (i relativa tal) som för personbilarna. Detta kan också avläsas i att den relativa skärpningen av emissionsgränserna för motorer till tunga fordon inte varit lika stor som för lätta fordon. Emellertid har i alla fall avgasreningsteknik successivt introducerats för tunga fordon under den senaste tioårsperioden, först på frivillig bas och sedermera också som en följd av miljözonsbestämmelserna. En förutsättning för denna utveckling är det mycket rena (svavelfria) dieselbränsle som introducerades på den svenska marknaden för ca 10 år sedan. Detta bränsle har också väsentligt minskat emissionerna av vissa icke reglerade hälsofarliga emissioner. Det är därför troligt att förutsättningarna för en jämförelse mellan de båda fordonstyperna har förändrats när de ovannämnda förbättringarna av bussarnas emissioner beaktas.

Vid jämförelser av olika typer av persontransporter görs ofta jämförelser mellan personbil och buss. Eftersom båda alternativen använder samma infrastruktur<sup>1</sup> (vägar och gator) är jämförelsen både mycket intressant och relevant. Problemet är att jämförelserna ofta blir haltande då det handlar om helt olika förutsättningar för de båda alternativen. Någon relevant, trovärdig och neutral jämförelse mellan dessa alternativ har inte funnits. De siffror som ofta brukar figurera i pressen behäftas tyvärr mycket ofta med stora felaktigheter och ibland kan även olika kommersiella och andra intressen ha påverkat valet av förutsättningar.

I de jämförelser mellan buss och bil som trots allt finns har man oftast koncentrerat sig på de reglerade emissionerna och mycket sällan finns några icke reglerade emissioner och/eller deras effekter med. Jämförelser av nämnda slag kan bli kraftigt missvisande eftersom t.ex. sammansättningen av de oförbrända kolvätena (HC) varierar kraftigt mellan olika bränslen och mellan olika motortyper. Det som egentligen är av intresse är de effekter på hälsa och miljö som uppkommer från emissionerna. Exempel på sådana effekter är ozonbildning, cancerrisk, försuming, växthusgaser mm. Med underlag för reglerade och ett flertal icke reglerade emissioner är det emellertid möjligt att beräkna dessa effekter, vilket Ecotrafic tidigare gjort i ett antal projekt.

De båda tidigare jämförelserna har kunnat fokuseras på *relativa skillnader* mellan de olika drivmedels- och motoralternativen och på så sätt har arbetets omfattning kunnat begränsas. I detta fall är även absolutnivåerna för respektive fordonskategori, samt det transportarbete

<sup>1</sup> Om vi bortser från "gräddfilen".

som görs av intresse för att jämförelsen skall bli trovärdig och relevant. Projekt behandlar i huvudsak de korrekationer och förändringar av beräkning och metodik som måste göras för att möjliggöra en jämförelse av nämnda slag. Med hänsyn till den omfattande problematik som studien skall beakta skall den egentligen karakteriseras som en förstudie. Ett av huvudsyftena med projektet är att kunna identifiera forsknings- och utvecklingsbehovet inom de olika delområdena. I ett senare skede kan då en mycket större studie vara av intresse och då kommer det också att vara av intresse att involvera många fler organisationer.

### **Sammanfattning**

Ökad användning av kollektivtrafik är en möjlighet att öka energieffektiviteten, minska miljöbelastningen och trängseln. Bussar använder infrastrukturen (vägarna) effektivare än personbilarna och är därför av intresse där annan kollektivtrafik inte kan byggas ut av olika skäl (ekonomi m.m.).

Befintliga jämförelser mellan bussar och personbilar har ofta fokuserat på de reglerade emissionerna medan en jämförelse av effekterna på hälsa och miljö egentligen är av större intresse. För att kunna göra en relevant jämförelse måste hänsyn tas till de olika driftsförhållanden som gäller för buss respektive personbil. Detta är ett av huvudsyftena med projektet.

## 2 BAKGRUND

Ecotrafic och dess medarbetare<sup>2</sup> har tidigare utfört ett antal olika projekt som kan sägas ligga till grund för denna studie. Mycket av detta material är direkt användbart som underlag och därför har det tillkommande arbetets omfattning kunnat begränsas väsentligt jämfört med om studien gjorts utan tillgång till detta material.

Ett exempel på tidigare arbeten är resultaten från en utredning om hälso- och miljöeffekter för personbilar drivna med olika drivmedel. Utredningen utfördes för KFB och Trafikkontoret i Göteborg och den har publicerats (på svenska) av Kommunikationsforskningsberedningen (KFB) [1]<sup>3</sup>. I den nämnda rapporten har material avseende emissionsmätningar sammanställts och korrigerats med hänsyn till ett antal olika parametrar (klimat, åldring och körmönster). De erhållna korrigerade emissionsfaktorerna har sedan använts som indata för att beräkna hälso- och miljöeffekterna från de olika drivmedlen. Jämförelserna har gjorts i ett livscykelperspektiv, dvs. med hänsyn till emissionerna vid utvinning, produktion och distribution av drivmedel – en så kallad full bränslecykel. Indata för framställningen av drivmedel har hämtats från en tidigare utförd studie av Ecotrafic, Life of Fuels [2].

Ett liknande projekt som det ovan beskrivna har också genomförts för olika drivmedel och avgasreningstekniker för bussar i ett projekt finansierat av Ecotrafic och Trafikkontoret i Göteborg. Resultaten presenterades på CEC/SAE Fuel & Lubricants konferensen i Paris i juni och rapporten har publicerats av SAE (på engelska) [3]. En svensk version av denna rapport håller just nu på att tas fram av Ecotrafic i ett projekt för den nya myndigheten Vinnova (som övertagit KFB:s roll när det gäller användningen av alternativa drivmedel i fordon). De båda nämnda rapporterna [1, 3] utgör en stor del av det underlag som behövs för att göra den jämförelse som det är fråga om i detta projekt. Underlagen finns självfallet tillgängliga i databasform (MS Excel) och därigenom har omfattningen av föreliggande projekt kunnat minskas väsentligt.

<sup>2</sup> Här avses tidigare publicerade arbeten i befattningar hos andra organisationer än Ecotrafic.

<sup>3</sup> Siffror inom hakparentes avser referens som finns i referenslistan i slutet av rapporten.

## 3 METODIK

### 3.1 Avgränsning av studien

Eftersom området är mycket omfattande måste en avgränsning göras för att begränsa arbetets omfattning. Studien spänner över många olika forskningsområden och fler av dessa områden behärskas inte till fullo av de som bidragit till studien. Strategin har därför varit att hämta in så mycket information som möjligt från studier som redan är utförda.

#### 3.1.1 Undersökta motor- och drivmedelskombinationer

Emissionerna med olika drivmedel påverkas ej enbart av bränsletyp (kemisk sammansättning, fysikaliska egenskaper m.m.) utan även, i minst lika hög grad, av det drivsystem (och typ av motor i synnerhet) som används. Vissa typer av drivsystem, som t.ex. eldrift eller några varianter av bränsleceller, ger överhuvudtaget inga emissioner från framdrivningen av fordonet (emissioner från bränsle driven värmare för kupén kan tillkomma i vissa fall).

Det bör också framhållas att det är *kombinationen* av drivsystem och drivmedel som är av avgörande betydelse för emissionerna. För att man skall nå ett fördelaktigt resultat måste drivsystem och drivmedel optimeras tillsammans. Tyvärr har inte detta alltid varit fallet när det gäller en del alternativa drivmedel. Risk finns således att jämförelsen blir haltande. Det har därför varit viktigt att i undersökningen försöka jämföra de olika alternativen på samma tekniska nivå och – i förekommande fall där det varit möjligt – korrigera för skillnader i teknisk nivå. Det kan också vara värt att notera att vi valt att inkludera den efterbehandling (t.ex. katalysatorer, partikelfilter m.m.) som används för att minska avgasemissionerna i beteckningen "drivsystem". Även i detta fall gäller det faktum att motor och reningsteknik måste optimeras som en helhet för att bästa resultat skall nås.

#### *Drivmedel*

De drivmedel som är av störst intresse att jämföra i detta skede är dieseloljedrift och bioetanoldrift för bussar samt bensindrift för personbilar. I det första fallet (diesel och bioetanol) bör även inverkan av reningsteknik (katalysator, partikelfilter, EGR m.m.) beaktas separat. För bensindrivna bilar förutsätts en medelteknisk nivå. Bensinbilen har också satts som den referensnivå som de övriga alternativen jämförs med. Vissa andra drivmedel för personbilar (från tidigare studier [1]) kan också användas för relativa jämförelser med de nämnda fordonen i de fall då detta är av intresse men i rapporten har inga andra drivmedel än bensin inkluderats.

Frågan om huruvida alternativa drivmedel för bussar skall tas med – och i så fall vilka alternativ – diskuterades när projektet formulerades. Ett gediget underlag finns i vissa fall (t.ex. bioetanol för bussar), medan underlaget i andra fall är mer tvivelaktigt eller bristfälligt (gasdrivna bussar). En annan orsak till att i nuläget ge de konventionella drivmedlen högst prioritet är att merparten av bussarna i tätorter i Sverige fortfarande är dieseloljedrivna<sup>4</sup>. För att en miljöåtgärd skall vara effektiv måste den få ett stort genomslag på marknaden. Därför är potentialen fortfarande störst för miljöförbättringar som görs på fordon drivna med konventionella drivmedel (och reformulering av dessa drivmedel). Detta gäller

<sup>4</sup> Stora flottor av bussar drivna med alternativa drivmedel finns förvisso i flera av de större städerna men utsagan baserar sig på fordonsstatistik.



naturligtvis under förutsättning att dessa åtgärder kan användas för en större del av fordonslottan eller en betydande del av drivmedelsförsäljningen. I framtiden kan dock situationen när det gäller potentialen för miljöförbättringar vara en annan, förutsatt att alternativa drivmedel och/eller drivsystem får ett stort genomslag.

Eftersom det trots allt finns ett stort underlag för bioetanol (från cellulosaråvaror) har detta drivmedel inkluderats i denna studie medan biogas och naturgas inte tagits med. Ytterligare ett argument för att ta med bioetanol är att dessa bussar också drivs med dieselmotorer av liknande typ som för dieseloljedrivna bussar. Därmed blir de flesta av de korrekationer m.m. som härleds för de dieseloljedrivna bussarna även tillämpliga för etanol drivna bussar. Man får så att säga etanolen mer eller mindre "på köpet". Orsaken till att gasdrift av bussar inte beaktas i denna studie är att underlaget för nämnda korrekationer är mycket litet. Detta gäller tyvärr i viss mån också underlaget för emissionerna då det visat sig att spridningen i dessa tester är mycket stor. Arbetet kan dock senare (i ett separat projekt) kompletteras med detta bränsle när ett mer trovärdigt och komplett underlag finns tillgängligt.

En sammanställning av de undersökta drivmedlen, råvarubasen för dessa och framställningsmetoderna visas i listan nedan.

- Bensin framställs från råolja och i dag är få andra alternativa råvaror av något större kommersiellt intresse. Den bensinkvalitet som valts som basalternativ för 93/94 års fordon motsvarar den första så kallade "reformulerade" bensin som införts i Sverige (miljöklass 2). Svavelhalten har antagits ligga på 100 ppm i denna bensin, vilket är lägre än gränsvärdet. I uppskattningen av emissionerna för nyare fordon (år 2000 och framåt) förutsätts att renare reformulerade bensinkvaliteter motsvarande dagens miljöklass 1 eller ännu renare kommer att användas. Svavelhalten har antagits vara 30 ppm i den miljöklass 1 bensin som används från och med år 2000, vilket är något lägre än gränsen på 50 ppm. Senare förutsätts att gränsen för svavel minskas till ca 10 ppm men det är osäkert när detta kommer att ske. Sannolikt blir det inte aktuellt förrän efter 2005<sup>5</sup>.
- Dieselolja framställs liksom bensin också av råolja. Den kvalitet som använts vid beräkningar i produktionsledet är av miljöklass 1. Detta bränsle är väsentligt bättre än Europeisk dieselolja eftersom bl.a. halterna av svavel (<10 ppm) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är mycket låga. Denna bränslekvalitet har i dag betydligt över 90% av dieseloljemarknaden för vägtransporter. Därför har denna bränslekvalitet använts som bas. Det förtjänar att poängteras att den "normala" dieseloljekvalitet som används i Europa är mycket sämre än svensk miljöklass 1 när det gäller hälsofarliga emissionskomponenter (p.g.a. innehåll av PAH m.m.). Resultaten hade med all säkerhet blivit annorlunda om en sämre dieseloljekvalitet hade förutsatts.
- Etanol kan framställas från en mängd olika råvaror som innehåller socker eller stärkelse men även från råvaror som innehåller cellulosa. I det senare fallet måste cellulosan omvandlas till socker genom en speciell process (hydrolys eller "försockring") för att vara tillgänglig för jäsning. Genom att cellulosahaltiga råvaror har en potential att i framtiden få de lägsta kostnaderna och det största utbytet räknat per hektar mark är denna råvara av störst intresse. Emellertid är processerna för framställning av etanol ur cellulosa i dag ännu inte färdigutvecklade. Det är därför troligt att framsteg kan göras i

<sup>5</sup> Sedan detta skrevs har EU ratificerat Tysklands skattedifferentiering för bensin och dieselolja med mindre än 10 ppm svavel (träder i kraft 2003). Ekonomiska incitament är en metod som (åtminstone i vissa länder) har förutsättningar att ge ett snabbare införande av lågsvavliga drivmedel än EU:s direktiv.

tillverkningsledet i jämförelse med de data som finns i Ecotraffics tidigare utredning [2]. I detta fall har etanol från träavfall valts och den processteknik som förutsattes i den utredningen måste anses som något föråldrad. Någon kommersialisering av de nya teknologier som nu utvecklas är emellertid inte nära förestående, varför underlaget för etanolframställningen fortfarande är bristfälligt.

### *Den bensindrivna ottomotorn*

Den bensindrivna personbilen förutsätts använda en ottomotor (inkl. reningsteknik) av konventionell typ. Med konventionell motortyp avses en ottomotor (efter uppfinnaren Nikolaus Otto) med så kallad *indirekt* insprutning, dvs. insprutning i inloppsröret. Vissa nya motorer har i dag en så kallad direkt insprutning av bensinen, dvs. insprutningen sker *direkt* i cylindern (eller förbränningsrummet för att vara mer korrekt). Emissionsbilden och bränsleförbrukningen för dessa motorer är inte densamma som för konventionella ottomotorer. Eftersom det inte fanns några sådana motorer kommersiella för basåren 93/94 är frågan inte aktuell i detta fall. I dag är marknadsandelen fortfarande marginell för dessa motorer men i framtiden kommer sannolikt denna teknik att få ett stort genomslag för bensindrivna personbilar. För varje tidshorisont som undersökts har en slags medeltekniknivå för bensinbilar förutsatts. Detta innebär självfallet att det på marknaden finns fordon som har lägre (eller högre) emissioner än det medelfordon som valts att representera populationen för respektive tidshorisont.

Den bensindrivna ottomotorn karakteriseras av att den oftast använder en stökiometrisk<sup>6</sup> blandning ( $\lambda=1$ ) av bensin och luft. Kompressionsförhållandet (och därmed verkningsgraden) begränsas av bränslets motstånd till självantändning ("knackning"). Vidare är motorn "kvantitetsreglerad", dvs. man reglerar effekten genom att begränsa den tillförda bränsleluftmängden. Detta ger upphov till en ökning av de så kallade "pumpförlusterna" (och en ytterligare minskning av verkningsgraden) på delbelastning genom att luftspjället stryper tillförseln i jämförelse med en motor utan denna strypning (t.ex. en dieselmotor).

Emissionerna ut från motorn, men före katalysatorn, är tämligen höga (i jämförelse med andra alternativ) för alla emissionskomponenter utom partiklar. Den i dag mest använda tekniken för avgasrening av bensindrivna personbilar är den s.k. trevägskatalysatorn (TWC<sup>7</sup>). Denna teknik innebär rent praktiskt (på grund av den höga utgångsnivån för emissionerna före katalysatorn) att man måste förlita sig på en mycket hög konvertering i katalysatorn för alla de tre viktiga reglerade emissionskomponenterna CO, HC och NO<sub>x</sub>. Det i dag måhända största problemet med TWC-tekniken är att den inte fungerar när katalysatorn (bilen) är kall och att den är behäftad med en viss försämring med tiden. Eftersom medelkörsträckan per kallstart är kort för den vanligaste användningen av bilar (t.ex. för privatbilister) får utsläppen under kallstartfasen en väsentlig betydelse för de totala utsläppen. Situationen för kommersiell trafik som t.ex. taxi skiljer sig markant från det förra fallet genom att kallstarternas bidrag är mycket mindre. En medelkörsträcka för hela populationen av fordon har förutsatts. Åldringen av den emissionsbegränsande utrustningen måste också tas hänsyn till eftersom man ju är intresserad av emissionerna under fordonets hela livslängd och inte enbart när det är nytt.

<sup>6</sup> Stökiometrisk blandning innebär att förhållandet mellan luft och bränsle är sådant att varken luftunderskott eller luftöverskott uppträder. Detta brukar betecknas  $\lambda=1$ .

<sup>7</sup> TWC: Three-Way Catalyst. Trevägskatalysator är egentligen en något missvisande benämning på svenska.

### *Den dieseloljedrivna dieselmotorn*

De dieseloljedrivna bussarna är (mer eller mindre per definition) drivna av dieselmotorer<sup>8</sup> även om det i de tunga fordonens barndom fanns motorer av så kallad Hesselman-typ<sup>9</sup> (efter uppfinnaren, svensken Jonas Hesselman) som i princip var ett mellanting mellan otto- och dieselmotorer. Dieselmotorn karakteriseras av ett högt kompressionsförhållande, vilket också är en av förklaringarna till den höga verkningsgraden. En annan bidragande faktor till att bränsleförbrukningen är lägre för dieselmotorer än för ottomotorer är att pumpförlusterna på delbelastning är mycket mindre genom att det gasspjäll som stryper ottomotor på dellast saknas. Dieselmotorn är således "kvalitetsreglerad" till skillnad från den "kvantitetsreglerade" ottomotor (enligt beskrivning ovan). Detta innebär att motoreffekten i en dieselmotor regleras enbart genom att reglera bränsletillförseln. Genom avsaknaden av strypning kommer luftöverskottet på delbelastning att bli betydande till skillnad från de konventionella ottomotorerna som arbetar stökiometriskt ( $\lambda=1$ ) vid nästan alla driftsfall.

Emissionerna ut från dieselmotorn, men före ev. efterbehandling, skiljer sig från ottomotor på flera punkter. CO emissionerna är betydligt lägre än från en ottomotor. Detta beror primärt på det höga luftöverskottet. HC emissionerna är också mycket lägre (upp till en tiopotens) än för ottomotor i huvudsak beroende på att ingen bränsle-luft blandning tränger in i förbränningsrummets spalter (t.ex. i spalten mellan kolv och cylindervägg) som är fallet i en ottomotor. Bränslet som hamnar i spalterna deltar inte fullt ut i förbränningen och ger därför upphov till höga HC emissioner och resulterar även i en viss ökning av CO emissionerna. Avsaknaden av så kallade "spaltkolväten" är en effekt av att bränsle-luft prepareringen i en dieselmotor sker nära övre dödpunkt och därigenom minskas riskerna för att bränsle skall tränga in i dessa spalter avsevärt.

NO<sub>x</sub> emissionerna är också lägre för en dieselmotor än för en ottomotor som körs med stökiometrisk blandning ( $\lambda=1$ ) beroende på att det stora luftöverskottet ger en lägre medeltemperatur i förbränningsrummet. Ottomotorer med extremt mager bränsle-luft blandning eller stora mängder avgasåterföring (EGR), som t.ex. gasdrivna tunga ottomotorer har dock lika låg – eller lägre – NO<sub>x</sub> nivå än dieselmotorer. Den sena bränsle-luft prepareringen med heterogen blandning i en dieselmotor ger – trots den lägre medeltemperaturen i förbränningsrummet jämfört med en ottomotor – en betydligt högre temperatur i förbränningszonen än om man hade haft en homogen blandning. Detta ger i sin tur upphov till "onödigt" höga NO<sub>x</sub> emissioner och är dessutom orsaken till den sotbildning som är det största enskilda bidraget till partikelemissionerna. Ottomotor har ju, som beskrivits ovan, en bränsle-luft preparering som sker före cylindern vilket (idealt sett) ger en blandning av bränsle och luft ned till molekyllär nivå (homogen blandning). Därför har inte den bensindrivna ottomotor heller samma problem med sotbildning som en dieselmotor.

Även om CO, HC och NO<sub>x</sub>, dvs. tre av de reglerade emissionerna, är lägre från en dieselmotor än från en bensindriven ottomotor (före katalysator i båda fallen) har den senare ett stort försteg när det gäller efterbehandling av avgaser. Det stora luftöverskottet för diesel-

<sup>8</sup> Dieselmotorer har uppkallats efter uppfinnaren Rudolf Diesel och dieseloljan är ett således bränsle för anpassats för dieselmotorer. Det finns dock andra bränslen för dieselmotorer, t.ex. det etanolbränsle med tändförbättrare som används i bussar i Sverige.

<sup>9</sup> Som kuriosum kan nämnas att Hesselmanmotorn på flera olika sätt faktiskt påminner om de tidigare nämnda bensinmotorerna med direktinsprutning av bensinen. Det återstår att se huruvida denna teknik blir en återvändsgränd i utvecklingen på samma sätt som Hesselmanmotorn eller om den kommer att ersätta konventionella bensinmotorer.

motorer ger även ett överskott på syre i avgaserna. Detta innebär att en *reducering*<sup>10</sup> av NO<sub>x</sub> inte kan åstadkommas på samma sätt som för avgaserna från en ottomotor som ju normalt inte har något överskott av syre i avgaserna (gäller TWC konceptet). Oxidering av CO, HC och till viss del även av partiklar kan åstadkommas med en oxidationskatalysator för dieselmotorer men svårigheterna att reducera NO<sub>x</sub> har hittills varit oöverstigliga, varför en sådan teknik ännu inte kommersialiserats i större skala. Det andra stora problemet med dieselmotorer är de, relativt ottomotorn, höga partikelemissionerna. Visserligen kan en oxidationskatalysator minska partikelemissionerna med ca 20% men för att åstadkomma en avsevärd minskning krävs ett partikelfilter. Denna teknik har i dag introducerats i mindre skala men används ännu inte generellt på tunga fordon. Det är troligt att tekniken kommer att få sitt genombrott för tunga fordon i och med kravnivåerna i Euro IV (2005/2006).

### ***Den etanoldrivna dieselmotorn***

En etanoldriven dieselmotor liknar en dieseloljedriven dito på många sätt. Etanolmotorn använder kompressionständning<sup>11</sup> (högre kompression än den dieseloljedrivna varianten), kvalitetsreglering och stort luftöverskott. Därmed kommer emissionerna från etanolmotorn på flera väsentliga punkter att karakteriseras av samma fördelar och nackdelar som den dieseloljedrivna motorn. Förbränningen i en etanoldriven dieselmotor är på många sätt lik den tidigare beskrivna dieseldrivna dieselmotorn. Bränslet sprutas in när kolven nått sitt övre vändläge och bränsle-luft blandningen hinner därför inte förblandas före förbränningen på samma sätt som i en ottomotor.

Etanolmotorn arbetar med högt luftöverskott och får därför relativt låga CO och HC emissioner liksom den dieseloljedrivna motorn. Väsentliga skillnader mellan etanol och dieselolja är t.ex. att etanolvarianten har lägre NO<sub>x</sub> emissioner (storleksordningen 30 – 40%) och en nästan sotfri förbränning. Etanol innehåller till skillnad från bensin och dieselolja syre och därför bildas inte sot trots att bränslet inte hinner förångas och förblandas innan förbränningen. Fördelen med en praktiskt taget sotfri förbränning har tidigare varit av stor betydelse då rening av partiklar inte var praktiskt möjligt för dieseloljedrivna motorer. Det skulle även kunna innebära ett enklare utnyttjande av EGR och en större effekt av ett sådant system. Genom att partikelfilter introducerats för tunga dieselmotorer har dock "värdet" av denna fördel minskat. Jämförelser av partikelemissionsnivån mellan de olika alternativen visar också att en dieseloljedriven dieselmotor *med partikelfilter* har lägre emissioner än en etanoldriven motor *utan partikelfilter* [3]. EGR har ännu inte introducerats kommersiellt på etanolmotorer men begränsade tester i laboratorier ger anledning att tro att den relativa inverkan borde vara minst lika stor – eller större – för etanoldrivna jämfört med dieseloljedrivna motorer [4].

En ofta förekommande missuppfattning när det gäller etanoldrivna dieselmotorer är att de har problem med höga emissioner vid kallstart. Detta fenomen är ju bekant från etanoldrivna personbilar och därför är det lätt att förledas att tro att detta skulle vara fallet även för etanoldrivna dieselmotorer. Förhållandet är i stället det omvända. Genom det mycket höga kompressionsförhållandet för de etanoldrivna bussar som används i dag (24:1) i jämförelse med dieseloljedrivna motorer (mellan 17:1 och 19,5:1) startar motorn förhållandevis lätt (ofta t.o.m. väsentligt bättre än den dieseloljedrivna varianten). Etanol-

<sup>10</sup> Man kan skilja mellan två olika reaktioner i en katalysator. Förenklat innebär en *oxidation* att t.ex. CO och HC *oxideras* till CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>O. En *reduktion* innebär att t.ex. NO eller NO<sub>2</sub> *reduceras* till N<sub>2</sub> respektive O<sub>2</sub>. I rapporten försöker vi särskilja mellan de nämnda begreppen.

<sup>11</sup> Det finns även andra koncept för att tända alkoholer i dieselmotorer, t.ex. tändstift eller glödstift men dessa koncept används inte på (tunga) alkoholmotorer i Sverige och följaktligen behandlas de inte här.

motorn besvärar inte heller i nämnvärd omfattning av problem med så kallad "vittrök" som varit ett klassiskt problem för äldre diesellojdrivna fordon (som hade lägre kompressionsförhållande än nya motorer) vid kallstart vid låga temperaturer. Vittrök består huvudsakligen av oförbränt bränsle och bör således minimeras på samma sätt som HC emissionerna.

### 3.1.2 Tidshorisonter

När det gäller de emissionsdata som finns tillgängliga från olika källor är det uppenbart att kunskapen är störst för fordon som är några år gamla. För de allra nyaste fordonen finns som regel bara uppgifter från fordonens certifiering, vilka (per definition) bara omfattar de reglerade emissionskomponenterna. Å andra sidan är de äldsta fordonen i fordonspopulationen så gamla att tillgången på mätdata också är mycket knapp för dessa fordon. Speciellt gäller detta många av de icke reglerade emissionskomponenterna.

#### *Personbilar*

För personbilar finns förhållandevis många oberoende tester utförda på fordon av 1993 och 1994 års modell. Vi har därför valt att välja fordon av årsmodell 1993/1994 som basnivå för personbilarna. Ytterligare ett par skäl kan anföras för valet av dessa årsmodeller. För det första har dessa fordon nu nått ca halvvägs vad gäller den totala körsträckan under fordonets livslängd. Vidare kan man också hävda att personbilarna av dessa årsmodeller representerar den andra generationen (enligt vår definition) av Europeiska bilar med katalytisk avgasrening<sup>12</sup> (här avses bensinbilar). Därför kan man förmoda att en del av de barnsjukdomar som den första generationen katalysatorbilar (ca 87 – 92) led av torde ha rättats till och resultaten bör således vara mer representativa för den emissionsnivå som är möjlig med den teknologi som användes vid den tiden.

En uppskattning av emissionsnivån för personbilarna år 2000 har också gjorts. För denna kategori av fordon finns f.n. bara certifieringsvärden tillgängliga. Dessa data har hämtats från det brittiska certifieringsorganet VCA [5]. Avsaknaden av oberoende tester och erfarenheter av långtidsegenskaper för avgasreningen medför att emissionsnivån för dessa fordon tillsvidare måste beaktas som en prognos. Något som kan vara värt att notera är att de emissionsgränser som kommer att gälla 2005/2006 (Euro IV eller nya miljöklass 1 i Sverige) verkar få ett stort genomslag. Detta har medfört att prognosen för 2000 i denna studie justerats ned kraftigt jämfört med nivån i den tidigare citerade studien för lätta fordon [1].

För att sammanfatta tidshorisonten för de bensindrivna personbilar som studerats är det följande två åldersklasser som varit av primärt intresse:

- Bilar av årsmodell 1993/1994 (mätdata från oberoende tester).
- Bilar av årsmodell 2000, med en emissionsnivå motsvarande (minst) Euro III (data från certifiering och andra uppgifter)

#### *Bussar drivna med dieselolja och etanol*

När det gäller bussarna kan man konstatera att fordon som certifierats enligt Euro I direktivet introducerats vid samma tidpunkt som basåret för personbilarna (93/94). För bussar fanns det redan innan denna tidpunkt motorer med en emissionsnivå som understeg Euro II (som blev obligatoriskt först 1995/1996). Motorer med en emissionsnivå understigande

<sup>12</sup> Den första generationen katalysatorbilar började introduceras i och med 1987 års modell genom en frivillig bestämmelse (A11). 1989 introducerades dessa krav för alla bilar (A12).

Euro II nivån började faktiskt introduceras redan 1990 även om man då av praktiska skäl inte kunde certifiera dem enligt Euro II (direktivet hade inte trätt i kraft när motorerna började produceras).

Vidare hade redan i början och mitten av decenniet flera olika typer av avgasrenande utrustning (oxiderande katalysator och partikelfilter) börjat användas och de erfarenheter som redan då fanns från fältet bidrog till att tekniken började vinna acceptans, främst i form av eftermontering. Således började katalysatorer användas i större skala på bussar redan i början av 90-talet och partikelfiltren kom till användning i mitten av 90-talet. Det är viktigt att kunna jämföra bussar utrustade med efterbehandling av avgaser eftersom denna teknik ju används för personbilar. Avsikten är ju att jämförelsen skall göras på ett teknik-neutralt sätt. Samtidigt redovisas självfallet också basalternativet utan rening för att inverkan av reningstekniken skall kunna kvantifieras.

De etanolmotorer till bussar av märket Scania (11-liters motor) som introducerades i början av 90-talet hade en emissionsnivå som redan då understeg Euro III. Vissa förbättringar infördes underhand men i stort sett var emissionsnivån densamma under hela tidsperioden som denna motor producerades (fram till slutet av 90-talet). Den nämnda etanolmotorn har sedermera ersatts av en 9-liters etanolmotor som har en marginell förbättring av emissionsnivån jämfört med den förra motorn. Oxiderande katalysatorer har använts i de flesta fall för etanolmotorerna men undantag finns. Vi har dock förutsatt en katalysator i denna studie.

Tidshorisont och teknik för de bussar som studerats är följande:

- Dieselmotor med Euro II emissionsnivå, dieselbränsle av miljöklass 1
- Dieselmotor med Euro II emissionsnivå, oxidationskatalysator (Kat) och Mk1 dieselbränsle
- Dieselmotor med Euro II emissionsnivå, partikelfilter (DPF) och Mk1 dieselbränsle
- Dieselmotor med Euro II emissionsnivå, EGR och partikelfilter (EGR+DPF), samt Mk1 dieselbränsle
- Etanoldriven dieselmotor med teknikinivå motsvarande senare hälften av 90-talet (Scania 11-liters motor), oxidationskatalysator

Motorer med en emissionsnivå motsvarade Euro III har redan införts eller håller på att införas av tillverkarna. Tillgången på emissionsdata är dock tillsvidare begränsad. En uppskattning av emissionsnivån för Euro III bussar på samma sätt som för personbilarna vore i princip möjligt. Istället har dock en beskrivning av den tekniska potentialen för vidareutveckling av avgasreningen gjorts i kapitel 5.

### ***Produktion av drivmedel***

Alternativa drivmedel har i dag en obetydlig del av marknaden och är därför av störst intresse i ett mer långsiktigt perspektiv. Det är således viktigt att även göra en prognos över emissionsutvecklingen i framtiden och samtidigt bör denna prognos inkludera en framställning av drivmedel som är mer relevant än den man har i dag.

Etanol, som är det enda alternativa drivmedel som behandlats i denna studie, produceras i dag i Sverige från skogsavfall (sulfitlut) och spannmål. Vidare importeras vinetanol då och då för att täcka behovet för fordonsdrift. Ingen av dessa framställningsmetoder är intressanta för framtiden. Den metod som används för att framställa etanol i Örnsköldsvik är inte

längre aktuell. I rapporten Life of Fuels förutsätts en annan process för att framställa etanol. Nyare processer är i och för sig bättre än denna men någon uppdatering av data har inte gjorts. En kommersiell demoanläggning för att framställa etanol med de modernaste processerna kommer knappast att finnas förrän slutet av detta decennium. Därför kan man hävda att 2010 vore ett mer rimligt tidsscenario att jämföra etanoldrift av bussar med andra drivmedel. I föreliggande studie görs en "prognos" av emissionsnivån för 2000 och en utblick av potentialen och FoU-behovet på en tidshorisont omkring 2005 – 2010. Den utveckling som förutsätts ske är i egentlig mening ingen prognos eftersom vi inte tar hänsyn till en förväntad marknadsutveckling för etanoldrift. Skulle det förhålla sig så att det inte blir någon större marknad för detta drivmedel är det knappast troligt att den nödvändiga teknikutvecklingen kommer att ske i praktiken. Vårt förhållningssätt är emellertid att beakta en utveckling som utifrån tekniska stånpunkter är möjlig och som sannolikt skulle ske ifall en efterfrågan fanns. Huruvida denna utveckling sedan faktiskt kommer till stånd för alla de undersökta alternativen beror på en mängd andra faktorer, inte minst politiska faktorer och ekonomiska incitament.

## 3.2 Jämförelser

När en jämförelse mellan två så pass olika transportsystem som bussar och personbilar skall utföras bör först en genomgång göras av vilka erforderliga indata som kommer att behövas och vilken metodik som skall tillämpas vid beräkningar och utvärdering av resultat. En uppdelning i olika underrubriker har gjorts nedan för att strukturera sammanställningen av dessa frågeställningar.

### 3.2.1 Transportarbete

I detta fall är det en jämförelse mellan antalet personkilometrar för respektive fordonstyp samt den medelbeläggning för fordonen som avses. Emissionerna kan ju som bekant redovisas både per personkilometer och per fordonskilometer. Självfallet är den förstnämnda jämförelsen mer relevant.

#### *Personkilometer*

Antalet personkilometer borde idealt sett bli detsamma – man har ju rimligtvis samma mål för sin resa oberoende av valet av transportslag. Emellertid finns ett antal olika faktorer som påverkar transportarbetet och som bör beaktas för att jämförelsen skall bli så neutral som möjligt. Den ideala personbilstransporten sker från punkten A till punkten B utan omvägar (dock inte fågelvägen). Ibland kan detta inte ske i tätorter trots att vägar och gator finns, eftersom enkelriktningar och liknande restriktioner sätter hinder i vägen för att välja den kortaste vägen mellan A och B. Det är vanligt att bussar inte "drabbas" i lika stor utsträckning av detta som personbilar eftersom en del gator eller filer är enbart avsedda för kollektivtrafiken. Likaså måste föraren av personbilen som regel hitta en parkeringsplats ifall han/hon skall lämna bilen. Detta letande sker inte utan att den verkliga körsträckan ökar. En buss följer å andra sidan en bestämd rutt, vilken i många fall kan avvika en hel del från den önskade (kortaste) vägen mellan A och B. Dessa frågor måste i någon mån beaktas för att jämförelsen skall bli helt korrekt men detta har inte kunnat utföras då tillgången på data varit bristfällig. Vissa specialfall kan lyftas fram för att förenkla framställningen, eftersom en genomgripande analys av dessa faktorer inte varit möjligt att utföra inom ramarna för detta projekt.

För enkelhetens skull kan beteckningen "brutto personkilometer" och "netto personkilometer" användas för att särskilja mellan de olika varianterna av persontransportarbetet. En faktor som är kvoten mellan dessa tal skulle kunna härledas och den betecknar ett slags godhetstal för respektive transportslag.

### ***Medelbeläggning***

Medelbeläggningen är en mycket viktig faktor för att beräkna emissionerna. För personbilar kan medelbeläggningen variera mellan typiska siffror som 1 och 5<sup>13</sup>. För en buss kan variationerna vara ännu större. Det ena extremfallet är speciella rutter som t.ex. bussarna mellan Stockholm och Arlanda, vilka har en mycket hög beläggningsgrad. Det andra extremfall kan t.ex. vara stadsbussar som för ogynnsamma rutter endast har en handfull passagerare. Tillförlitlig statistik är A och O i detta sammanhang. För att i någon mån minska arbetet med att ta fram data har, så långt det varit möjligt, uppgifter från litteraturen använts för personbilar medan både nya "egna" data och data från litteraturen har använts för bussar.

Det är också intressant att belysa det faktum att medelbeläggningen för personbilar är *lägst* under rusningstrafik medan den är *högst* för bussar under dessa förhållanden. Således utnyttjas infrastrukturen bäst av bussar under de förhållanden när den är som mest belastad. Av ovannämnda skäl kan det vara värt att särskilja mellan dessa fall i utvärderingen av resultaten.

### **3.2.2 Emissionsfaktorer**

Ecotrafic har i två tidigare projekt tagit fram emissionsfaktorer för personbilar respektive bussar [1, 3]. Dessa emissionsfaktorer har kompletterats med en del nya data och detta underlag har sedan använts i beräkningarna. En litteratursökning bland det senast publicerade materialet i SAE (Society of Automotive Engineers) databas GMD (Global Mobility Database) har givit denna komplettering samtidigt som de senast publicerade rapporterna från organisationer som man redan vet brukar generera sådant material (t.ex. MTC, VTT m.fl.) har hämtas hem (se även litteratursökning nedan).

De brister som finns när det gäller emissionsfaktorer är uppenbara för flera motor- och fordonskombinationer men några möjligheter att komplettera detta material med nya mätningar har inte funnits inom projektets ramar. Kvalificerade ingenjörsmässiga bedömningar har helt enkelt gjorts där underlaget varit litet och/eller tvetydigt.

### **3.2.3 Korrektioner för emissioner**

#### ***Körmönster och körcykler***

Det första man kan konstatera är att den hittills använda körcykeln i Europa för motorer till tunga fordon, ECE R49, inte är speciellt lämpad för att utvärdera emissionerna från bussar i stadstrafik. Körcykeln är stationär till sin karaktär medan en buss i stadstrafik utsätts för tämligen kraftiga transienter, vilka i sin tur påverkar emissionerna avsevärt. Transienter innebär snabba växlingar av varvtal och motorbelastning och detta leder som regel till en ökning av vissa emissionskomponenter<sup>14</sup>. En annan körcykel måste således användas för

<sup>13</sup> Vi förutsätter här att personbilar som regel inte tar fler passagerare än 5.

<sup>14</sup> Framst gäller det emissionerna av CO, HC och partiklar för dieselmotorer medan NO<sub>x</sub> inte påverkas i samma omfattning. För ottomotorer brukar även NO<sub>x</sub> öka på grund av transienter.



att karakterisera körmönstret under dessa körförhållanden. En översikt av ett antal olika körcykler för tunga fordon visas i bilaga 4.

De flesta resultaten som finns i dag för bussar som används i Sverige är från den s.k. Braunschweiggörkykeln eller stadsbusskörkykeln. Ett flertal andra körcykler används internationellt men det underlag som finns från dessa körcykler för våra vanligaste fordon är synnerligen begränsat. I framtiden kan sannolikt den nya europeiska transienta körkykeln (ETC) användas men även i detta fall är underlaget f.n. begränsat. Således är Braunschweiggörkykeln den körcykel som i dag är det bästa alternativet för bussar. Dock kan man inte vara helt säker på att körkykeln är representativ för den trafik man vill studera. En möjlighet att korrigera för denna avvikelse är att ta hänsyn till skillnaderna i bränsleförbrukningen mellan det aktuella fallet och Braunschweiggörkykeln. De emissionsvärden som finns tillgängliga enligt denna körcykel har helt enkelt proportionerats mot bränsleförbrukningen för att åstadkomma den önskade korrektionen. I ett av de undersökta fallen var skillnaden i bränsleförbrukning mellan resultaten i Braunschweiggörkykeln och den linje som studerades försumbara. Någon korrektion gjordes inte i detta fall.

För lätta fordon är förhållandet något enklare eftersom man här kan välja mellan flera olika körcykler. En översikt av ett antal olika körcykler för lätta fordon visas i bilaga 3. En viktig parameter är att körsträckan per kallstart skall vara lika lång som vid den typ av körning man avser studera. Korrektionsfaktorer för detta har härletts i tidigare projekt [1]. Avsikten är att i huvudsak använda redan tidigare sammanställda data för lätta fordon.

### ***Klimat***

Två principiellt olika metoder finns för att kvantifiera inverkan av klimatet, eller främst utetemperaturen vid start, på emissionerna. Den ena möjligheten är att utgå från experimentella data för kallstart vid låga temperaturer. Den andra möjligheten är att beräkna denna inverkan genom att använda ett simuleringsprogram. Båda dessa alternativ har undersökts.

Sedan tidigare är det bekant att temperaturen har en avsevärd betydelse för emissionsnivån från bensindrivna personbilar. En viss kunskap för att kvantifiera denna inverkan finns för lätta fordon medan kunskapen är väsentligt mindre för tunga fordon. Under de senaste åren har ett antal rapporter om inverkan av temperaturen på kallstartemissionerna för personbilar publicerats. Det största materialet finns – ej helt förvånande – för bensindrivna bilar. Underlaget för tunga fordon är i jämförelse med de bensindrivna bilarna mycket begränsat. Man kan i och för sig hävda att bussar sällan kallstartas (i alla fall inte oftare än en gång per dag) och att denna parameter därför skulle vara mer eller mindre betydelselös eftersom fordonets körsträcka per dag (och kallstart) är lång. Ett undantag skulle kunna vara vissa bussar, företrädesvis äldre, som går i förstärkningstrafik, dvs. några timmar på morgonen och några timmar på eftermiddagen. Inverkan av kallstarten är sannolikt större för dessa bussar eftersom körsträckan blir kort per kallstart. Å andra sidan står dessa bussar för en tämligen liten andel av trafiken. En annan sak man kan konstatera är att kallstarten inte påverkar emissionerna från dieseldrivna fordon i lika hög grad som för bensindrivna fordon. Det man då trots allt måste beakta är att den nya efterbehandlingsteknik för avgaserna som används för att rena avgaserna från bussarna påverkas av temperaturen. Exempelvis svalnar en katalysator vid stillestånd och vid långvarig tomgång till en temperatur där ingen omsättning (oxidation och ev. reduktion) överhuvudtaget sker. Omfattningen av detta måste kartläggas för att jämförelsen med personbilarna skall vara relevant. En sammanställning av diverse tekniska metoder för att minska kallstartemissionerna från olika typer av fordon har gjorts av en av denna rapports författare [6]. Denna rapport utförde Ecotraf-

fic på uppdrag av Energimyndigheten (STEM) Vägverket (VV) och Motiva i Finland. Resultaten från denna rapport visade att underlaget för tunga fordon var litet och att kallstarten inte verkar vara ett lika stort problem för tunga fordon. Likväl bör dock kallstarteffekterna för bussarna kvantifieras i denna studie eftersom avsikten har varit att beakta denna effekt för personbilarna.

Ett körcykelsimuleringsprogram som kan användas för att utföra beräkningar av kallstartemissionerna är programmet Advisor® som utvecklats av det statliga forskningsinstitutet NREL i USA. Advisor® programmet är egentligen inget program utan det är i stället en applikation i programpaketet MATLAB/Simulink® och kan således inte fungera utan nämnda program. Även om Advisor® är gratis tillkommer ju kostnaden för det andra programpaket som ligger på ca 60 000 kr. Indata för respektive motor- och reningskombination i form av s.k. musseldiagram för de olika emissionskomponenterna krävs också.

De båda ovan beskrivna metodikerna för att utröna effekten av kallstarter undersöktes först för respektive fordonskategori innan den slutgiltiga metoden valdes. För lätta fordon valdes metoden att med hjälp av data från litteraturen och (enklare) beräkningar kvantifiera inverkan. Eftersom det experimentella underlaget för de tunga fordonen visade sig begränsat valdes i stället metoden att genom körcykelsimuleringar i ett simuleringsprogram beräkna inverkan på emissionerna för denna fordonskategori.

### ***Åldring***

Avgasreningen för bensindrivna personbilar är som bekant utsatt för en hel del åldringseffekter. Det är sällan bara fråga om en ren katalysatoråldring utan även andra system (tändning, insprutning m.m.) kan dels försämrats och dels accelerera katalysatorns åldring (t.ex. genom misständningar som ger upphov till mycket höga temperaturer i katalysatorn). Den åldring som den första generationen katalysatorbilar (ca -87 till -93) "drabbades" av är numera ganska väl kvantifierad genom den omfattande mängd tester som genomförts på bilar med olika körsträcka och ålder. Något svårare är det att kvantifiera inverkan av åldring för nya bilar eftersom inga data ännu finns tillgängliga för dessa fordon med en längre körsträcka och en högre ålder (av förståeliga skäl). Området har dock utretts i tidigare utförda projekt som Ecotrafic genomfört och endast mindre justeringar/tillägg av detta material har ansetts nödvändigt.

När det gäller bussar är erfarenheterna mycket mindre än i fallet ovan. Mängden data är i alla fall inte tillräcklig för att göra en statistisk analys av åldringen. Vissa paralleller kan sannolikt dras från dieseldrivna personbilar. Generellt torde emissionsförsämringen av motorer till tunga fordon vara mindre än för bensindrivna personbilar eftersom de viktigaste delsystemen (t.ex. insprutning) är naturligt stabila (under förutsättning att erforderlig service utförs, förstås). Endast när motorn börjar närma sig den tekniska livslängden kan större försämringsförväntas och då är det snarare fråga om att hitta ett lämpligt kriterium för i vilket skede motorn skall renoveras. Situationen för tunga fordon utrustade med katalysatorer och partikelfilter är dock något annorlunda eftersom en viss försämring (eller totalt haveri) av dessa komponenter med tiden är oundviklig. Sannolikt är denna försämring avsevärt mindre än för bensindrivna personbilar på grund av de lägre avgastemperaturerna (mindre termisk åldring) och för att en stabil reglering inte är nödvändig men man kan inte helt försumma problemet. I den tidigare citerade rapporten för tunga fordon togs hänsyn till en viss åldring av efterbehandlingsutrustningen genom att använda lägre konverteringsfaktorer än de faktiska mätdata som förelåg [3]. En ny sökning av litteratur inom området för att om möjligt bättre kunna kvantifiera denna effekt har gjorts men bortsett från en SAE

rapport om inverkan av åldring på partikelfilter (CRT) [7] resulterade inte undersökningen i något användbart underlag.

### *Faktorer som inte beaktats*

Trots att ett flertal faktorer har beaktats vid korrigeringen av emissionsdata kvarstår det faktum att det finns ytterligare en mängd olika faktorer som påverkar emissionerna. Eftersom relevant underlag i flera fall saknas och för att begränsa omfattningen av studien har dock dessa faktorer försumrats. Några sådana faktorer är:

- Förångat bränsle (eng.: evaporative emissions) från tanken och fordonet i övrigt har inte beaktats. I vissa fall kan dessa emissioner vara betydande, t ex för äldre bensinbilar. Även om nya bilar med katalysator har en kolbehållare för att ta hand om förångat bränsle är ingalunda dessa emissioner försumbara. En orsak till att dessa emissioner inte tagits med är att det finns få karakteriseringar av de enskilda kolvätena för förångat bränsle. För att användas i beräkningar av effekter på hälsa och miljö är det nödvändigt med en uppdelning av kolvätena. Eftersom de bränslen som varit aktuella för bussarna inte har tillnärmelsevis lika höga emissioner av förångat bränsle innebär det faktum att förångningsemissionerna försumrats en väsentlig nackdel för bussen.
- Sekundärt bildade emissionskomponenter i omgivningens närhet har inte inkluderats i bedömningen. Detta är av speciell betydelse för nivåerna av icke reglerade emissionskomponenter. För att beräkna de sekundära emissionerna behövs en detaljerad modell av atmosfärskemin och detta har legat utanför ramarna för projektet.
- Skillnader mellan körcykler som t.ex. mellan FTP-75 och NEDC körcykeln har inte kunnat beaktas fullt ut. Jämförelsen med svenska körförhållanden är bristfällig. Exempelvis kan emissionerna för bensinbilar i citytrafik vid korta körsträckor och kall väderlek vara väsentligt förhöjda. Å andra sidan är emissionerna vid långa sträckor av landsvägskörning betydligt lägre än emissionerna i körcykeln. Underlag för mer ingående analyser har inte funnits tillgängligt.
- Emissionerna utanför det område (varvtal och last) som omfattas av körcykeln kan för vissa fordon vara betydande. Exempelvis kan CO emissionerna för en katalysatorbil under *en enda* kraftig acceleration motsvara åtskilliga mils landsvägskörning med varm motor (och katalysator). Även om körcykeln vore synnerligen representativ för verklig körning med respektive fordonskategori torde det inträffa ibland att man hamnar utanför det område som körcykeln ligger inom. Eftersom inga korrekationer gjorts för dessa förhållanden leder det sannolikt till att emissionerna underskattats.
- Inverkan av högemitterande fordon har försumrats. Det finns förvisso några enstaka fordon i underlaget med förhöjda emissioner men inte en enda av dessa bilar kan karakteriseras som ett högemitterande fordon. I en nyligen publicerad rapport från Lenner och Karlsson på VTI uppskattas t ex ökningen av HC emissionerna på grund av högemitterande fordon (baserat på underlag från IVL) till 17% [13].
- Inga korrekationer har gjorts för att ta hänsyn till att personbilar ofta är tyngre lastade (även släp, husvagn mm) än vid testning på chassidynamometer.

Sammanfattningsvis kan man hävda att det finns många faktorer som borde beaktas för att jämförelsen skall bli så rättvisande som möjligt. En avsevärd begränsning måste dock göras för att minska omfattningen av arbetet. Studien har faktiskt karaktären av en förstudie ur denna aspekt.

### 3.2.4 Produktionsmetoder och råvaror

Produktionsmetoderna för olika drivmedel har stor betydelse för vissa emissionskomponenter medan inverkan på andra emissionskomponenter är av mindre eller underordnad betydelse. Det är i första hand de regionala och globala emissionerna som är av störst betydelse i produktionsledet. I närheten av en anläggning som framställer drivmedlet kommer emissioner till luften att spridas och påverka den lokala miljön även om skorstenar och liknande anordningar används för att minska den lokala påverkan. Situationen är emellertid inte densamma för de emissioner som sprids lokalt av fordonen. Fordonen (i alla fall de två fordonskategorier som undersöks här) befinner sig företrädesvis i områden där människor vistas. Därför kommer den *relativa* andelen av de molekyler från fordonen som inandas att vara väsentligt större än från stationära anläggningar. Även om befolkningen lokalt kring ett raffinaderi kommer att "drabbas" kan den *relativa andelen* av de emissioner som andas in vara flera tiopotenser lägre (en faktor 1 000 har nämnts) för en sådan anläggning jämfört med emissionerna från fordon. Detta innebär i princip att emissionerna från produktionen av drivmedel kan försummas när det gäller de lokala effekterna.

För de emissionskomponenter som påverkar regionala och globala effekter är emissionerna av i stort sett lika stor betydelse som emissionerna från fordonen. Visserligen kan atmosfärskemin påverka en del reaktiva emissionskomponenter olika mycket beroende på i vilken miljö de släpps ut men dessa effekter har försummas. Även om en uppdelning av bidraget till de olika effekterna kan tyckas trivial innebär det ändå ett förtydligande av helhetsbilden att redovisa en sådan sammanställning i en tabell. De olika undersökta effekterna och bidraget från produktionen av fordon respektive drivmedel visas i **Tabell 1**.

**Tabell 1:** Inverkan från emissioner från bränsleframställning respektive fordon

| Effekt                                   | Bränsle | Fordon | Anmärkning                                                  |
|------------------------------------------|---------|--------|-------------------------------------------------------------|
| Lokal ozon                               | Nej     | Ja     | Obs, endast lokal ozon (akuta effekter)                     |
| Lokal NO <sub>x</sub> (NO <sub>2</sub> ) | Nej     | Ja     | Hänsyn tas ej till NO/NO <sub>2</sub> fördelning            |
| Lokala partikelemissioner                | Nej     | Ja     | Akuta effekter som daglig dödlighet och dagligt insjuknande |
| Aldehyder                                | Nej     | Ja     | Luftvägssjukdomar, irritation                               |
| Cancerrisk index                         | Nej     | Ja     | Effekter av lokala emissioner                               |
| Förurning                                | Ja      | Ja     | Regional effekt                                             |
| Klimatgaser                              | Ja      | Ja     | Global effekt                                               |

Ett antal kommentarer till bidraget från bränsleproduktion respektive fordon i **Tabell 1** kan göras för att ytterligare förtydliga och komplettera bilden.

Lokalt producerad ozon ger hälsoeffekter på människa och bildningshastigheten av ozonet styrs av de reaktiva kolvätena (som i huvudsak härrör från fordon). Det är också lokalt som de högsta koncentrationerna av ozon kan uppträda. Halterna av NO<sub>x</sub> har en underordnad betydelse i dessa sammanhang eftersom koncentrationerna av kolväten begränsar ozonbildningshastigheten. De nämnda reaktiva kolvätena styr bildningshastigheten under de allra flesta dagarna under året i Sverige. Bakgrundshalten av ozon (utanför tätort) styrs emellertid i högre utsträckning av NO<sub>x</sub> emissionerna än kolväten. Det är denna bakgrunds-

halt som bidrar till skador på växtligheten och därmed ger skördebortfall. Nivåerna av denna bakgrundsozon är emellertid som regel så låga att de ligger under gällande gränsvärden för luftkvaliteten. Det förekommer dock episoder då ursprunget till den ozon som bildats är långväga transport från kontinenten och man kan ju förstås i ett sådant sammanhang diskutera huruvida det är fråga om lokal ozon eller en bakgrundshalt. Även i detta fall torde emellertid kolväteemissionerna ha en stor betydelse. Den ozon som är av störst betydelse för hälsoeffekterna är dock, som beskrivits ovan, lokalt producerad och därför kan också utsläppen av kolväten från drivmedelsproduktionen försummas. Ifall bakgrundshalten av ozon vore det primära att undersöka är en sådan distinkt indelning inte lika lätt att motivera och utsläpp av HC och NO<sub>x</sub> från bränsleproduktionen kan knappast försummas i detta fall.

Även om förhållandevis stora mängder NO<sub>x</sub> kan genereras vid framställningen av drivmedel sker dessa utsläpp i större anläggningar och sprids därför snabbare än lokalt producerad NO<sub>x</sub> (från fordonen). Både för NO<sub>x</sub> från drivmedelsframställningen och för den NO<sub>x</sub> som produceras lokalt gäller att endast en bråkdel av emissionerna inhaleras. Däremot är *andelen* av den NO<sub>x</sub> från drivmedelsproduktionen som inhaleras lägre än NO<sub>x</sub> från fordonen. Faktiskt är skillnaden så stor att endast den NO<sub>x</sub> som produceras lokalt har någon större betydelse med avseende på hälsoeffekterna.

Samma resonemang som för NO<sub>x</sub> gäller även partikelemissionerna även om man här kanske borde ta hänsyn till att en väsentlig andel av partiklarna bildas som sekundära emissioner. Långväga transport bidrar också till bakgrundshalten av partiklar och borde strängt taget inte försummas. Sulfater och nitrater är exempel på antropogena partiklar som både är sekundärt bildade och som transporteras långa sträckor. Partiklarna växer dock i storlek med tiden vilket skulle kunna motivera att de lokalt producerade partiklarna är av större betydelse ur hälsoeffektsynpunkt om det nu förhåller sig så att de mindre partiklarna är mer hälsofarliga än de större.

Aldehyder är reaktiva, tämligen kortlivade emissionskomponenter och här är valet därför enkelt. Endast de lokalt producerade emissionerna är av betydelse. Samma resonemang kan också användas för cancerrisken även om en del komponenter (t.ex. partiklar) till viss del kan härröra från långväga källor.

Försurning är ett regionalt problem och därför kan man hävda att emissionerna från drivmedelsframställningen måste beaktas. När det gäller de globala effekterna som t.ex. emissionerna av klimatgaser är valet enkelt. Koldioxid står för det största bidraget till växthuseffekten och är dessutom långlivad. Därför måste drivmedelsframställningen beaktas i detta fall.

### 3.2.5 Utvärdering av effekter

#### *Hälso- och miljöeffekter*

Projektets syfte manifesteras först och främst i en relevant jämförelse av hälso- och miljöeffekter från bussar och personbilar. Av praktiska skäl har ibland flera effekter sammanförts under samma rubrik. De hälso- och miljöeffekter som undersökts är följande:

- Försurning/kväveövergödning – svavel- och kväveoxider (SO<sub>x</sub> resp. NO<sub>x</sub>) och ammoniak.
- Vegetationsskador (sura gaser, ozon).
- Ozonbildningspotential – kväveoxider och flyktiga reaktiva organiska ämnen.
- Luftvägssjukdomar – ozon (O<sub>3</sub>), kvävedioxid (NO<sub>2</sub>), oxiderade ämnen som aldehyder.

- Cancerrisk – polycykliska aromatiska ämnen (PAC), fina partiklar, gaser som bensen, 1,3-butadien, eten, propen, aldehyder (formaldehyd, acetaldehyd, akrolein).
- Siktbarhet (partiklar, droppar).
- Förändring av växthuseffekt – fossil koldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>), dikväveoxid (N<sub>2</sub>O), m.fl.

Det underlag som redan finns från de tidigare nämnda projekten som Ecotrafic utfört ger en klar indikation om att resultaten för bussar bör bli fördelaktiga för många hälsoeffekter (cancerrisk) medan några miljöeffekter kanske inte ger lika positiva resultat (förurning, dvs. NO<sub>x</sub> emissioner). Det bör dock nämnas att flera av de korrektionsfaktorer som listats i avsnittet om metodiken ovan inte beaktats för tunga fordon i de tidigare studierna. Det är främst inom nämnda områden som den föreliggande studien kan tillföra ny kunskap. En mer ingående beskrivning av de olika emissionskomponenterna och deras effekter finns i bilaga 1 och i den tidigare nämnda rapporten om lätta fordon [1].

För att utvärdera de effekter på hälsa och miljö som visats ovan måste ibland viktsfaktorer användas eftersom flera emissionskomponenter ger ett bidrag till de nämnda effekterna men bidraget inte är detsamma för alla emissionskomponenter. Ett exempel är att t.ex. NO<sub>x</sub> och SO<sub>x</sub> inte ger samma förurning per viktsenhet. Samma metodik som i de tidigare citerade studierna på lätta fordon [1] respektive bussar [3] har använts för att beräkna effekterna och läsaren hänvisas till dessa rapporter för mer detaljer.

### *Livscykelperspektivet*

Det är sedan tidigare känt att bussar är mer energieffektiva än personbilar när det gäller persontransporter och detta är också ett starkt argument för att öka resandet med bussar. Utsläppen av växthusgaserna är starkt förknippade med bränsleförbrukningen (CO<sub>2</sub>) men även andra klimatgaserna är av intresse. Vidare är det viktigt att utsläppen beaktas i ett livscykelperspektiv. I vissa fall – särskilt för biodrivmedel – är det också av stor betydelse på vilket sätt drivmedlet har producerats och vilka råvaror som använts. De kvalitetskrav som ställs på bränslet har också en viss betydelse för både pris, energianvändning och emissionsegenskaper. Avsikten har varit att studien skall generera ett väsentligt bättre underlag när det gäller den samlade bilden av emissionerna under hela fordonets livslängd med beaktande av drivmedelsframställningen än det som tidigare funnits.

Som indata för produktionen av drivmedel har främst data från den av Ecotrafic tidigare genomförda studien "Life of Fuels" använts [2]. Trots att studien genomfördes för många år sedan är de data som genererades för produktion och distribution av drivmedel fortfarande relevanta. Däremot är de data för emissioner från fordonen som finns i rapporten numera föråldrade men avsikten har ju varit att använda nya data inom detta område.

Emissioner och energianvändning vid framställning, skrotning och övrig användning av energi i fordonet (underhåll m.m.) har försumrats. Denna ståndpunkt kan främst försvaras med att både energiomsättning och emissioner i denna del av livscykeln är små i förhållande till de ovannämnda bidragen. Likaså kan man förmoda att t.ex. framställning och skrotningen av fordonet inte skiljer sig speciellt mycket mellan de olika alternativen *för respektive fordonstyp* och det är ju egentligen *skillnaden* mellan alternativen som är av intresse. Samma resonemang gäller för flera av drivsystemen. Varför skulle t.ex. en buss med en alkoholmotor skilja sig speciellt från en buss med en bensinmotor i detta avseende. Detta resonemang är dock något förenklat när det gäller jämförelser mellan olika typer av fordon. Här är det möjligt att det kan finnas vissa fundamentala skillnader i resursanvändning för

tillverkning och skrotning (räknat per personkilometer) mellan de två undersökta fordons-typerna. Någon hänsyn till detta förhållande har emellertid inte gjorts eftersom skillnaderna trots allt torde vara relativt små.

### 3.3 Identifiering av framtida FoU-behov

Ett annat viktigt resultat från projektet är att viktiga problemområden kan identifieras samtidigt som vissa förslag till lösningar också kommer att belysas. Ett par i dag uppenbara problemområden för bussar är NO<sub>x</sub> och partikelemissionerna (i de fall partikelfilter inte används). Förbättringar inom åtminstone det förstnämnda av dessa områden är nödvändiga för bussar – speciellt mot bakgrund av att utvecklingen av avgasreningen de senaste åren varit mycket snabb för ottomotorer till lätta fordon.

Vidare har det dessutom varit av stort intresse att studera utvecklingen i framtiden för att ge en indikation om hur jämförelsen kan se ut om några år. Med hjälp av dessa kunskaper kan också en bättre planering av framtida investeringar och upphandlingar inom området göras.

### 3.4 Litteraturstudie

Underlag för studien har tagits fram genom litteraturstudier. I huvudsak har vi strävat efter att använda resultat som publicerats i Sverige eftersom dessa resultat sannolikt är det mest representativa underlaget för den svenska fordonspopulationen. Eftersom viktiga data emellertid saknas har vi i många fall varit tvungna att söka data även från utländska källor. I första hand har vi då strävat efter att använda data för fordon som även finns på den svenska marknaden. I andra hand har kriteriet varit att den teknik som används i dessa fordon även skall vara representerad i de fordon som finns i den svenska fordonspopulationen.

#### 3.4.1 Litteratursökningar

I tidigare projekt utförda av Ecotrafic har litteratursökningar gjorts inom områden som angränsar till det som denna rapport behandlar. Därför har i huvudsak litteratursökningar och litteratur som hämtats hem för de tidigare utförda studierna inom området [4 – 7] använts. Nödvändiga kompletteringar har dock gjorts inom delområden som inte omfattats av de tidigare litteratursökningarna. Uppdateringar av de tidigare sökningarna har också gjorts i de fall det ansetts nödvändigt. Dessa sökningar har begränsats till år 1999 och 2000.

Ecotrafic har tillgång till SAE:s (Society of Automotive Engineering) databas "Global Mobility Database" (GMD). I tidigare sökningar har den mindre versionen av databasen benämnd "Automotive Engines" använts men eftersom denna i allt väsentligt innehåller samma material som den större vad gäller de områden som varit av intresse för de tidigare studierna har det inte funnits anledning att göra några kompletteringar av det tidigare insamlade materialet. GMD databasen innehåller sammanfattningar och biografier av mer än 105 000 artiklar och böcker som publicerats av SAE, dess systerorganisationer världen över samt SAE:s övriga samarbetspartners. En sammanställning av de olika källorna till databasen finns i bilaga 2. GMD databasen finns i två varianter: en på CD-ROM och en med tillgång via Internet. Ecotrafic använde den senare varianten eftersom den uppdateras en gång i månaden till skillnad från en gång om året för den förra varianten. Nackdelen är naturligtvis att sökningen med Internet-varianten inte är lika snabb som med CD-varianten.

Eftersom det också är känt att en del företag, institut och andra typer av organisationer bedriver verksamhet inom området gjordes en speciell sökning (via Internet, publikationslistor m.m.) bland material publicerat hos följande organisationer

- ANL (Argonne National Laboratory) i USA
- Cordis databasen, EU (endast begränsad sökning)
- DOE (Department of Energy) i USA
- Energimyndigheten (STEM)
- KFB (Kommunikationsforskningsberedningen)
- Lunds Tekniska Högskola, Institutionen för Teknik och Samhälle
- MTC (f.d. Motortestcenter)
- Naturvårdsverket (NV)
- NREL (National Renewable Energy Laboratory)
- TFK (Institutet för transportforskning)
- VTI (Väg och transportforskningsinstitutet), inkl. Transguide/Roadline
- VTT (Statens tekniska forskningsanstalt) i Finland
- Vägverket
- Inrets i Frankrike (inkl. publikationer från COST 319 m.fl. samarbeten där Inrets medverkat)

Ett antal varianter av olika sökord testades för att få med alla önskvärda referenser. De sökord som (i lämpliga kombinationer medelst Boolesk algebra) användes vid de slutgiltiga sökningarna var följande:

- Emission
- Cold start
- Driving cycle, driving pattern (driving style)
- Light-duty
- Heavy-duty
- Bus
- Car

I förekommande fall har naturligtvis också motsvarande svenska begrepp använts. Vid vissa av sökningarna på Internet hemsidor hos några av organisationerna enligt ovan, var underlaget så litet att någon speciell sökning inte behövdes. Det räckte att gå igenom de listor över publikationer som fanns tillgängliga på respektive hemsida. I något fall har personlig kontakt tagits med involverade personer hos respektive organisationer.

Totalt har, tillsammans med relevanta rapporter från de tidigare citerade undersökningarna [1, 3 och 6], ca 160 rapporter befunnits vara av intresse. Alla dessa rapporter citeras inte i denna studie av rent praktiska skäl utan läsaren hänvisas till de nämnda tidigare studierna för en mer komplett lista över referenser inom området.



### 3.4.2 Val av litteratur

Eftersom det totalt sett – för alla delområden som litteraturstudien skall beakta – finns en mängd tillgängliga referenser, har ett visst urval gjorts redan vid beställningen av litteratur. Detta urval har gjorts dels genom att utvärdera de sammanfattningar (abstracts) som funnits tillgängliga för respektive referens, dels genom att rapporten köpts in och lästs översiktligt. I oklara fall har rapporternas författare eller andra företrädare för dennes organisation kontaktats. Generellt har följande begränsningar gjorts för att reducera mängden relevant litteratur som varit föremål för mer ingående analys:

- Litteratur äldre än 10 år har endast i undantagsfall tagits med. Endast för de delområden där referenserna varit få har det varit av intresse att studera äldre litteratur. Orsaken är att den fordonsteknik och de drivmedelskvaliteter som är aktuella förändrats en hel del under åren och därför tjänar det inte mycket till att beakta äldre litteratur än för en tidsperiod bakåt i tiden omfattande ca 10 år.
- Litteratur som behandlar svenska körförhållanden och som överhuvudtaget kan vara applicerbara på de förhållanden som gäller för Sverige har prioriterats. Genom att mängden litteratur för en del områden trots allt varit mycket begränsad har ändå den internationella litteratur som finns inom dessa områden bedömts som intressant.
- En sökning av litteratur inom områden där kunskapsluckor funnits har getts högst prioritet.

Det första självklara kriteriet för urvalet av litteratur för emissionerna för fordonen som skall representera "basåret" har varit att finna data som är relevanta för fordon av årsmodell 1993/1994. Samtidigt har också ett kriterium varit att dessa data skall härröra från fordon som funnits i produktion och ej från prototyper. Självklart har också data från nyare fordon också varit av stort intresse för att "prognosen" för 2000 skall bli så relevant som möjligt. Tyvärr är det emellertid så att mängden oberoende testdata är väsentligt mindre för nyare fordon. Eftersom mätningar av icke reglerade emissioner varit en förutsättning för beräkningen av flera hälso- och miljöeffekter har det också varit viktigt att hitta data från sådana mätningar.

När det gäller prognoserna för emissioner i framtiden är det däremot av intresse att även beakta resultat som i dag kan karakteriseras som forsknings- och utvecklingsresultat utan direkt fokusering på produktion. Sannolikt kommer de tekniska lösningar som används i de framtida fordonen att baseras på resultaten från de nämnda resultaten. Svårigheterna ligger självfallet i att avgöra vilka lösningar som har en förutsättning att kunna kommersialiseras.

Det svåraste området att hitta användbara referenser visade sig (något förvånande) vara transportarbetet (inkl. resvanor). Visserligen kunde en hel del rapporter hittas men få av dem innehöll någon information av värde för studien. För att komplettera materialet gjordes därför en sökning i databasen för den nationella resundersökningen (RES 1999). Ett uppdrag lades ut på SCB för att genomföra detta arbete men det framkom under arbetets gång att transportarbetet inte heller kunde hämtas från RES 1999.

Generellt har inte alla rapporter som legat till grund för bedömningar och överväganden citerats. I många fall har dessa rapporter redan citerats i tidigare undersökningar [1, 3 och 6] och av övriga tillkommande rapporter citeras bara de som varit av störst intresse och som vi funnit anledning att kommentera.

## 4 RESULTAT FÖR BEFINTLIGA FORDON

### 4.1 Fallstudier

För att kunna göra relevanta jämförelser mellan buss och bil måste man utgå från vissa utvalda typfall. Valmöjligheterna för dessa är i teorin oändliga men i praktiken har tillgången på ingångsdata varit en begränsning och styrt valet av jämförelser. Vi har dock kunnat använda data från två busslinjer i Göteborg med tillräckligt dataunderlag, stadsbusslinje nr 64 och en stads/landsortsbuss, benämnd Grön Express. Den sistnämnda är miljömärkt med "Bra Miljöval".

Vad avser personbilstransporterna har vi utgått från den nationella reseundersökningen gjord 1999, RES 1999. Reseundersökningen görs varje år sedan 1994 av SIKa och SCB. Fram till 1998 hette den RIKS-RVU (ResVaneUndersökningen). RES 1999 är modifierad något men i stort densamma och den bygger på intervjuer av ett antal utvalda personer varje kvartal, som före intervjun registrerat sina resor under en viss speciell dag. Svaren lagras sedan i en databas. För denna studie har vi låtit SCB göra ett uttag ur databasen enligt våra önskemål.

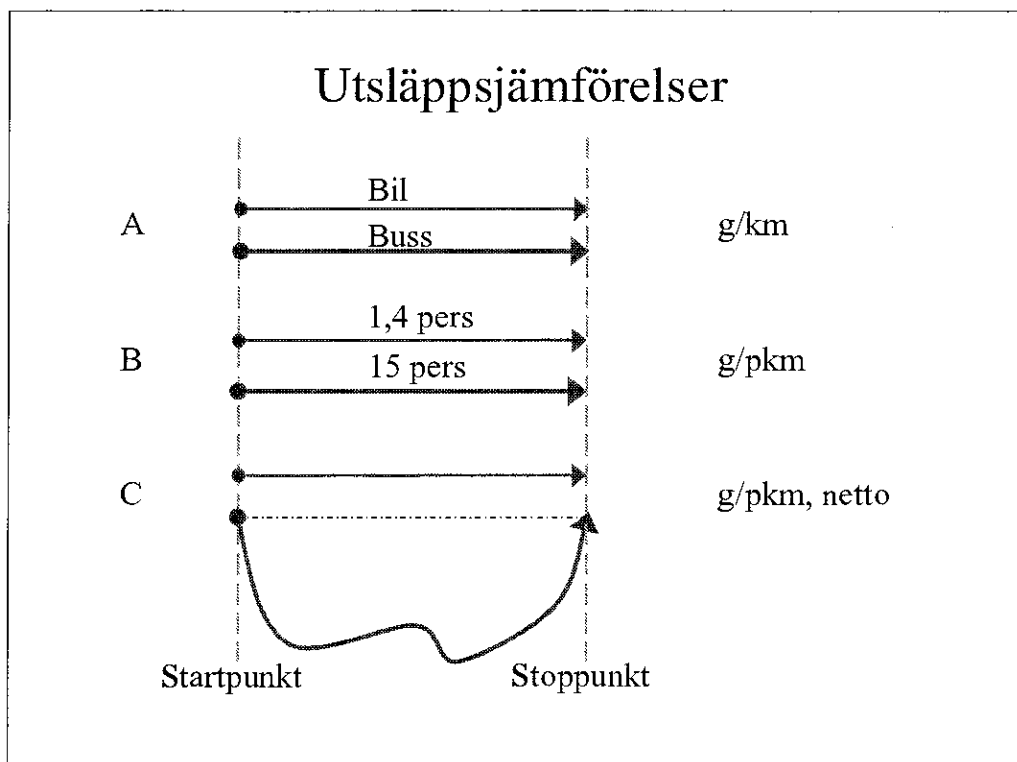
I studien har vi valt att göra jämförelserna för arbetsresor respektive resor för ett helt dygn. Det första fallet är intressant då det är vid tidpunkterna för resor till och från arbetet som trafikintensiteten är störst med momentana trängsel- buller och luftproblem som följd. Dessa faktorer har dock inte behandlats i detta arbete. Det senare fallet har vi tagit med för att få en bild av de totala utsläppen som ju trots allt är avgörande för luftkvaliteten och miljöpåverkan i och kring en stad.

#### 4.1.1 Jämförbara utsläppsvärden

Jämförelserna mellan buss och personbil beror helt på vilka fall som studeras eller de antaganden som görs. Resultaten kommer att variera stort beroende på hur vägnätet ser ut, hastigheter, antalet stopp, antalet resenärer, stadstrafik eller landsväg osv. Vi har därför valt att göra jämförelserna i flera steg för att det ska framgå hur resultatet förändras beroende på vilka antaganden som görs. Utgående från detta är det möjligt att göra andra jämförelser med samma ingångsdata, se **Figur 1**.

- A. Utsläpp per km. Fordon mot fordon, utan passagerare. Samma körsträcka
- B. Utsläpp per personkm. Fordon med passagerare. Samma körsträcka.
- C. Utsläpp per personkm netto. Fordon med passagerare. Faktiska utsläpp per kortast vägval.

Fall A utgör grundvärden för de fordon vi avser att jämföra och omfattar bussens respektive bilens utsläpp per körd kilometer. I fall B tar vi hänsyn till persontransportarbetet och i fall C tar vi också hänsyn till de verkliga körsträckorna. I fall C blir resultaten direkt beroende av hur körsituationen ser ut och variationerna kan bli stora beroende på vilka orter eller busslinjer som studeras.



**Figur 1.** Utsläppsjämförelser mellan buss och bil

Som framgår av **Figur 1** beror jämförelserna på verkliga körsträckor kontra bästa vägval samt antal passagerare i fordonet.

## 4.2 Data ur RES 1999

Med utgångspunkt i uppgifterna ur den nationella resundersökningen RES 1999 har vi fått fram några typiska resesituationer för arbetsresor och resor under ett helt dygn.

Följande avgränsningar är gjorda i RES-materialet:

- De 10 största städerna i Sverige har medtagits exklusive Stockholm.
- Endast resor kortare än 50 km
- Alla åldrar

Stockholm har uteslutits eftersom staden har en särställning genom sin storlek och möjligheterna till kollektivt resande. Det fanns annars en risk för att underlaget inte skulle bli representativt för landet i stort om data från Stockholm tagits med. Materialet omfattar kommunerna: Göteborg, Malmö, Uppsala, Linköping, Västerås, Örebro, Norrköping, Jönköping, Helsingborg och Umeå.

Alla åldrar har tagits med eftersom det är det totala resandet vi valt att studera. I fallet med arbetsresor är det sannolikt så att de personer som har arbete är i den åldern att de kan välja mellan bil och buss. Unga personer och pensionärer utgör förmodligen en liten del av de arbetsresande varför det inte påverkar RES-uppgifterna om de tas med.

#### 4.2.1 Arbetsresor

I underlaget för arbetsresorna finns 298 personers bilresor och 40 personers bussresor. Antalet bussresor i dataunderlaget kan tyckas lågt men är korrekt enligt SCB. Man ska därför vara försiktig med att dra för långtgående slutsatser med hänsyn till det lilla underlaget.

##### *Bil*

En normal arbetsresa med bil är 15,1 km lång och det sitter i medeltal 1,4 personer i varje bil. Arbetsresan består av 1,2 delresor vilket innebär att de flesta åker raka vägen mellan bostad och arbete utan att göra uppehåll för några ärenden på vägen.

##### *Buss*

Arbetsresan med buss är 8,6 km och därmed betydligt kortare än bilresan. Trots det är res-tiden väsentligt längre. Antalet delresor är detsamma som för bil. Några uppgifter på antalet resenärer i bussen finns inte i RES-undersökningarna eftersom underlaget bygger på intervjuer av resenärer. De förväntas inte veta hur många övriga resenärer som finns i bus-sen.

**Tabell 2. Arbetsresor**

| Medelvärden 1999                        | Huvudresor <sup>15</sup><br>med bil | Huvudresor<br>med buss |
|-----------------------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| Reslängd i km                           | 15,1                                | 8,6                    |
| Antal Delresor <sup>16</sup>            | 1,2                                 | 1,2                    |
| Antal Delrese-stopp                     | 0,2                                 | 0,2                    |
| Antal resande per HR <sup>17</sup>      | 1,4                                 | -                      |
| Effektiv restid <sup>18</sup> , minuter | 21,8                                | 38,6                   |
| Antal personer i underlaget             | 298                                 | 40                     |

#### 4.2.2 Resor per dygn

I underlaget för dygnsresorna finns 508 personer som gjort 788 huvudresor med bil och 91 personer som gjort 125 huvudresor med buss.

##### *Bil*

Medelreslängden under ett dygn med bil är 23 km lång och det sitter i medeltal 1,9 personer i bilen. Det är alltså fler personer i bilen under "fritids"-resorna än arbetsresorna. Bilens kapacitet utnyttjas alltså sämre för rena arbetsresor. Man kan ställa sig frågan om i

<sup>15</sup> Huvudresa anger resans huvudsakliga ärende, t.ex. resa från bostad till arbete. Huvudresan kan bestå av flera delresor.

<sup>16</sup> En huvudresa kan vara uppdelad i flera delresor. Om man t.ex. lämnar barn vid skola på väg till arbetet blir delresorna; bostad-skola och skola-arbete. Resan bostad-arbete är huvudresan. Byte av färdssätt ger inte ny delresa.

<sup>17</sup> Antal resande beräknas som summan av antalet resande under den längsta delresan i varje huvudresa dividerat med antalet huvudresor.

<sup>18</sup> Effektiv restid = innefattar ej stopptid mellan två delresor men inkluderar väntetid vid byte av färdssätt.

vilken utsträckning föraren ska räknas in i de resande. Det finns säkert fall då föraren inte har något ärende, t.ex. för att skjutsa ett barn till någon kvällsaktivitet utan att själv delta och då bör föraren räknas bort på samma sätt som att busschauffören inte räknas med i de bussresande (se avsnitt 4.3). Under ett dygn gör man 1,6 huvudresor med 2,8 delresor vilket innebär att de flesta åker raka vägen mellan bostad och arbete utan att göra uppehåll för några ärenden på vägen.

**Tabell 3.** Resor per dygn

| Medelvärden 1999<br>per person | Huvudresor<br>med bil | Huvudresor<br>med buss |
|--------------------------------|-----------------------|------------------------|
| Reslängd under dygnet i km     | 23,0                  | 18,4                   |
| Antal Huvudresor               | 1,6                   | 1,3                    |
| Antal Delresor                 | 2,8                   | 2,1                    |
| Antal Delrese-stopp            | 1,7                   | 1,7                    |
| Antal resande per HR           | 1,9                   | -                      |
| Effektiv restid, minuter       | 45,1                  | 68,0                   |
| Antal personer i underlaget    | 508                   | 91                     |
| Antal huvudresor i underlaget  | 788                   | 125                    |
| Antal delresor i underlaget    | 1440                  | 190                    |

### 4.3 Data för busslinjerna 64 och Grön Express i Göteborg

För studien valdes två busslinjer i Göteborg ut:

Linje 64: Marklandsgatan - City - Kallebäck

Grön Express: Ytterby - Mölnlycke.

Linje 64 är en innerstadslinje och Grön Express en stads/landsortsbuss. I **Tabell 4** redovisas data för de båda busslinjerna. När det gäller persontransportarbetet är uppgifterna hämtade från resundersökningen som gjordes 1994 i Göteborg (RUS 94). En ny resundersökning i Göteborg pågår men är inte färdig förrän under våren 2001. I vissa fall är där data saknats har vi gjort vissa antaganden och därefter räknat fram uppgifterna.

**Tabell 4.** Data från två busslinjer i Göteborg. Uppgifter angivna med kursiv stil är beräknade eller antagna värden.

| Körmonster                                                            | Enhet   | Busslinje  |                     |
|-----------------------------------------------------------------------|---------|------------|---------------------|
|                                                                       |         | 64         | Grön Express        |
| Linjelängd - Enkel resa                                               | km      | 16         | 43                  |
| Antal hållplatser - Enkel resa                                        | st      | 21         | 61                  |
| Antal turer per dag - Antal linjelängder<br>Vardagar.                 | st      | 107        | 108                 |
| Antal turer per dag - Antal linjelängder<br>Lördagar.                 | st      | 64         | 53                  |
| Antal turer per dag - Antal linjelängder<br>Söndagar.                 | st      | 76         | 38                  |
| Åktid (total tid från start till ändhållplats)                        | minuter | 40         | 73                  |
| Paustid (tid då motorn är avstängd)                                   | minuter | 4+7 => 5,5 | 7                   |
| Antal pauser med avstängd motor                                       | st      | 107        | 108                 |
| Åkhastighet                                                           | km/h    | 23,9       | 35,6                |
| Körsträcka bil (sträcka för snabbaste vägen)                          | km      | 8          | 43                  |
| <b>Fordonsdata</b>                                                    |         |            |                     |
| Antal fordon på linjen                                                | st      | 6          | 14                  |
| Bränsleförbrukning                                                    | l/mil   | 4,5        | 3,87                |
| Normalbuss/ledbuss                                                    |         | Ledbuss    | Boggie              |
| <b>Transportarbete</b>                                                |         |            |                     |
| Antal resenärer per år (påstigande)                                   | st      | 1 523 000  | 1 917 300           |
| Antal resenärer per tur (påstigande)<br>Årsmedelvärde                 | st      | 43         | 58                  |
| Antal resenärer per tur (påstigande)<br>Medelvärde vardag             | st      | 48         | 65 <sup>19</sup>    |
| Antal resenärer per tur (påstigande)<br>Rusningstid vardag (kl 15-19) | st      | 58         | 78 <sup>19</sup>    |
| Personkilometer (RUS 94)                                              | pkm/år  | 8 452 926  | 32 812 733          |
| Personkilometer (RUS 94)                                              | pkm/dag | 23 159     | 89 898              |
| Medelantal turer per dag                                              | st      | 96         | 90                  |
| Medelkörsträcka per dag                                               | km/dag  | 1 543      | 3 960               |
| Körsträcka per år                                                     | km/år   | 563 136    | 1 445 582           |
| Medelbeläggning över dygnet (årsmedel)                                | p/buss  | 15,01      | 22,70               |
| Medelbeläggning kl 15-19                                              | p/buss  | 20,19      | 30,53 <sup>19</sup> |

<sup>19</sup> Antas öka utifrån årsmedelvärdet i samma förhållande som för linje 64

För att kunna jämföra arbetsresor med bil och buss har vi antagit att medelbeläggningen i bussen för arbetsresor motsvarar beläggningen under vardagar mellan kl 15.00 till 19.00 utgående från statistik från linje 64. Se **Tabell 5**. Det innebär en ökning med 21% jämfört med årsmedelvärdet för vardagar och med 35% för årsmedelvärdet totalt. Samma procent-satser har använts för att räkna fram motsvarande uppgifter för Grön Express.

**Tabell 5.** Resfördelning per tidsperiod under vardagar för linje 64

| Tidsperiod                                | Antal turer | Turer/h | Påstigande (st) | Påstigande/h (st) | Påstigande/tur (st) |
|-------------------------------------------|-------------|---------|-----------------|-------------------|---------------------|
| 05.00 - 08.59                             | 28          | 7,0     | 1305            | 326               | 47                  |
| 09.00 - 14.59                             | 25          | 4,2     | 1677            | 280               | 67                  |
| 15.00 - 18.59                             | 32          | 8,0     | 1862            | 466               | 58                  |
| 19.00 - 23.20                             | 22          | 5,1     | 311             | 72                | 14                  |
| Summa per dag                             | 107         |         | 5 155           |                   |                     |
| Pers per tur, årsme-<br>delvärde          |             |         |                 |                   | 48                  |
| Pers per tur, rus-<br>ningstid (kl 15-19) |             |         |                 |                   | 58                  |

#### 4.4 Beräkning av emissioner från fordon

Beräkningar av emissioner från fordon är ett till synes ganska enkelt område. Man behöver bara veta vilken emissionsfaktor (g/km) som gäller för fordonet samt dess körsträcka (km) för att den totala emissionen skall erhållas genom att multiplicera dessa tal. Något mer komplicerad blir beräkningen om man skall ta hänsyn till en mängd andra faktorer än emissionsfaktorn och körsträckan som påverkar resultaten. I Sverige används ofta en beräkningsmodell kallad EMV, som utvecklats av VTI, för att beräkna emissioner från vägfordon. Modellen används också för att beräkna de nationella utsläppen från vägtrafiken som sedan rapporteras till EU. Ungefär hälften av EU länderna använder ett beräkningsprogram kallat COPERT för att beräkna de nationella utsläppen. En första ansats vore därför att använda denna beräkningsmodell för den ena eller för båda fordonskategorierna eller för något av de motor- och drivmedelsalternativ som studerats i detta projekt.

CORINAIR:s<sup>20</sup> arbetsgrupp för emissionsfaktorer började arbeta med dessa frågeställningar 1987. CORINAIR projektet är f.ö. ett arbetsprogram för EEA (European Environment Agency). Metodiken som utarbetades av arbetsgruppen överfördes sedermera till ett dataprogram, COPERT som numera finns tillgänglig i den tredje utgåvan (COPERT III). COPERT programmet används i dag av ett flertal EU länder för bl.a. redovisning av de nationella utsläppen. Inom EU programmet COST<sup>21</sup> 319 har ett av huvudsyftena varit att koordinera ländernas forskningsaktiviteter inom området och flera av de nämnda under-

<sup>20</sup> CORINAIR: C<sub>OR</sub>e I<sub>N</sub>ventory A<sub>IR</sub>

<sup>21</sup> COST: European Co-operation in the Field of Scientific Research.

lagsarbetena har publicerats inom ramarna för COST 319. I en slutrapport från EU projektet COST 319 behandlas metodiken för emissionsberäkningar [8]. Helt klart framgår det av den nämnda rapporten att problematiken ingalunda är trivial när man går in på en större detaljeringsnivå.

Det vore naturligtvis en stor fördel ifall man direkt kunde använda resultat och indata från de ovannämnda arbetena och den tillgängliga programvaran för att göra de beräkningar som varit erforderliga inom vårt projekt. Tyvärr är inte COPERT III programmet och tillhörande underlag lättillgängliga och anpassningsbara för syftet i det föreliggande projektet. Istället har ett eget upplägg använts för att erhålla en större flexibilitet. Visserligen försummas ett antal faktorer för att förenkla beräkningarna men å andra sidan kan andra mätdata än de i COPERT tillgängliga användas. Avsikten är att den *relativa* jämförelsen mellan buss och personbil skall bli mer korrekt med den valda metodiken.

## 4.5 Korrektioner

Nedan följer en kort genomgång av korrektioner som gjorts av de data som använts för beräkningarna.

### 4.5.1 Transportarbete

#### *Medelbeläggning*

Även om medelbeläggningen för de olika fallen redovisats och kommenterats ovan kan det ändå vara av intresse att sammanfatta de data som använts i beräkningarna. Dessa data visas i **Tabell 6**. Som tidigare nämnts är beläggningen för Grön Express betydligt högre än för linje 64. Likaså är medelbeläggningen för bussarna lägre över dygnet än för arbetsresor medan förhållandet för personbilen är det omvända. Ingen korrektion för att föraren i vissa fall inte borde räknas med i antalet personer i bilen har gjorts.

Som jämförelse kan nämnas att VTI i en studie (1993) av emissioner från olika kategorier av fordon använt data för medelbeläggningen enligt **Tabell 7** [9]. Underlaget för dessa data baserade sig i sin tur på en annan rapport från VTI och en rapport från Vägverket.

Med beaktande av att underlag och urval varit olika för data i de båda tabellerna är skillnaderna inte särskilt stora. En orsak till skillnaden mellan arbetsresor i vårt underlag (1,39) och kortväga resor i VTI:s underlag (1,2) kan vara att vi tagit med resor upp till 50 km medan VTI:s definition av kortväga resor kan vara en annan. Något förvånande är dock den lilla skillnaden mellan kortväga och långväga bussresor i VTI:s material. Skillnaden mellan linje 64 och Grön Express är väsentligt större men denna skillnad kan å andra sidan vara något extrem.

**Tabell 6.** *Medelbeläggning*

| Linje        | Beläggning (ant. pers.) |             |
|--------------|-------------------------|-------------|
|              | Dygnsmedel              | Arbetsresor |
| Linje 64     | 15,01                   | 20,2        |
| Grön Express | 22,7                    | 30,6        |
| Personbil    | 1,92                    | 1,39        |

**Tabell 7.** *Medelbeläggning enligt VTI-rapport Nr 718-1993*

| Linje             | Beläggning (ant. pers.) |          |
|-------------------|-------------------------|----------|
|                   | Kortväga                | Långväga |
| Stadsbuss         | 21                      | -        |
| Personbil, tätort | 1,2                     | -        |
| Landsvägsbuss     | -                       | 22       |
| Personbil         | -                       | 2,0      |



### Netto-brutto personkm

Grön Express är en linje som går från en förort in till centrum och sedan från centrum och ut till en annan förort. Båda förorterna ligger långt från centrum och en stor del av vägsträckan är motorväg (total körsträcka 43 km). Därför kan man förutsätta att både personbilen och bussen kör samma väg. Således är det ganska entydigt att det inte behövs någon korrektion i detta fall för skillnader i netto personkm mellan de olika trafikslagen. Man kan möjligen invända att den som skall åka igenom centrum eller en del av centrum faktiskt får åka något längre med bussen än vad han skulle ha behövt göra med bilen.

Linje 64 går från ett bostadsområde in till centrum och sedan ut till ett annat bostadsområde. Den totala körsträckan är 16 km och linjen är således väsentligt kortare än i det förra fallet. Om man kör den kortaste vägen mellan båda förorterna blir körsträckan bara 8 km och i det mest extrema fallet skulle alltså bruttokörsträckan för bussen kunna vara dubbelt så stor som nettokörsträckan för personbilen. Det är dock inte troligt att särskilt många resenärer verkligen har behov av att resa från den ena ändpunkten till den andra utan troligare är att de flesta reser in till eller ut från centrum. Skillnaden i nettokörsträcka mellan personbilen och bussen blir i detta fall knappast särskilt stor. Det har dock inte varit möjligt att med tillgängliga data kunna verifiera detta antagande. Detta är således ett viktigt område att studera vidare.

## 4.5.2 Körmönster och körcykler

### Linje 64

Bränsleförbrukningen i Braunschweigcykeln ligger på 45,7 l/100 km för en dieslbuss utan avgasrening och på drygt 46 l/100 km med katalysator och partikelfilter. Bränsleförbrukningen för linje 64 är 45 l/100 km, vilket måste anses som en försumbar skillnad jämfört med den nämnda körcykeln. En tolkning av detta resultat är att Braunschweigcykeln i detta fall är nöjaktigt representativ för körmönstret i linje 64. Några uppgifter på antal stopp utöver hållplatserna för linje 64 finns inte, vilket annars kunde ha givit ytterligare ett jämförelsetal (totalt antal stopp) för att karakterisera linjen jämfört med Braunschweigcykeln. Medelhastigheten i Braunschweigcykeln är 22,5 km/h vilket inte skiljer sig mycket från den medelhastighet på 23,9 km/h som linje 64 har. Slutsatsen är att körmönstret i Braunschweigcykel bör representera linje 64 tämligen väl. Skillnaden i total körsträcka mellan körcyklerna har tagits hänsyn till i beräkningarna

För personbilarna har inget annat antagande gjorts än att NEDC körcykeln representerar körmönstret för de personbilar som körs på samma sträckning som linje 64. Detta är förvisso ett grovt antagande eftersom dessa gator inte tillåter lika hög hastighet som i landsvägsdelen av NEDC körcykeln. Generellt sett domineras dock emissionerna av startemissionerna (till ca 90%) och emissionerna skiljer normalt inte mycket mellan stadskörning och landsvägskörning med varm motor, varför denna approximation inte är av någon avsevärd betydelse. Inverkan av startemissionerna behandlas nedan.

Medelreslängden för passagerarna i bussen kan räknas ut genom att dividera medelbeläggningen med antal påstigande och sedan multiplicera denna siffra med linjens längd. Detta förutsätter en linjär fördelning av resenärer per km körd sträcka. Fullt så enkelt är det nog inte i praktiken men inga data finns till-

**Tabell 8.** Medelreslängd för buss

| Linje        | Medelreslängd (km) |             |
|--------------|--------------------|-------------|
|              | Dygnsmedel         | Arbetsresor |
| Linje 64     | 5,59               | 5,57        |
| Grön Express | 16,83              | 16,83       |

gängliga för en mer sofistikerad beräkning. En första ansats i nästa steg vore att förutsätta att personbilsresenärerna reser en lika lång sträcka som bussresenärerna. Resultaten blir då enligt **Tabell 8** för respektive linje densamma för både buss och personbil. Man kan notera den relativt korta medelreslängden för linje 64. Detta innebär att kallstarten har en stor betydelse för emissionerna för personbilsresenären. Körsträckan är ju bara ca hälften så lång som NEDC körcykelns 11 km.

### **Grön Express**

Bränsleförbrukningen för Grön Express ligger på 38,7 l/100 km, vilket är betydligt lägre än i Braunschweigcykeln och för linje 64. Antal stopp är färre för Grön Express och linjen karakteriseras också av en högre medelhastighet än Braunschweigcykeln och linje 64. Därför är knappast körmönstret i Braunschweigcykeln speciellt lämpat för att representera denna linje. De transienta inslagen torde vara väsentligt lägre än för de båda övriga körcyklerna. Sannolikt överskattas därför CO, HC (till viss del) och partikelemissionerna när Braunschweigcykeln får representera denna linje. Den mängd NO<sub>x</sub> som genereras per liter bränsle brukar som regel inte påverkas i någon nämnvärd omfattning av körmönstret, vilket betyder att felet bör vara väsentligt mindre för denna emissionskomponent än för de övriga. Tyvärr finns inga experimentella data tillgängliga som skulle kunna representera Grön Express bättre än Braunschweigcykeln. Eftersom bränsleförbrukningen är lägre för Grön Express än för Braunschweigcykeln har en korrektion av emissionerna (prop. mot bränsleförbrukningen) gjorts för att ta hänsyn till detta.

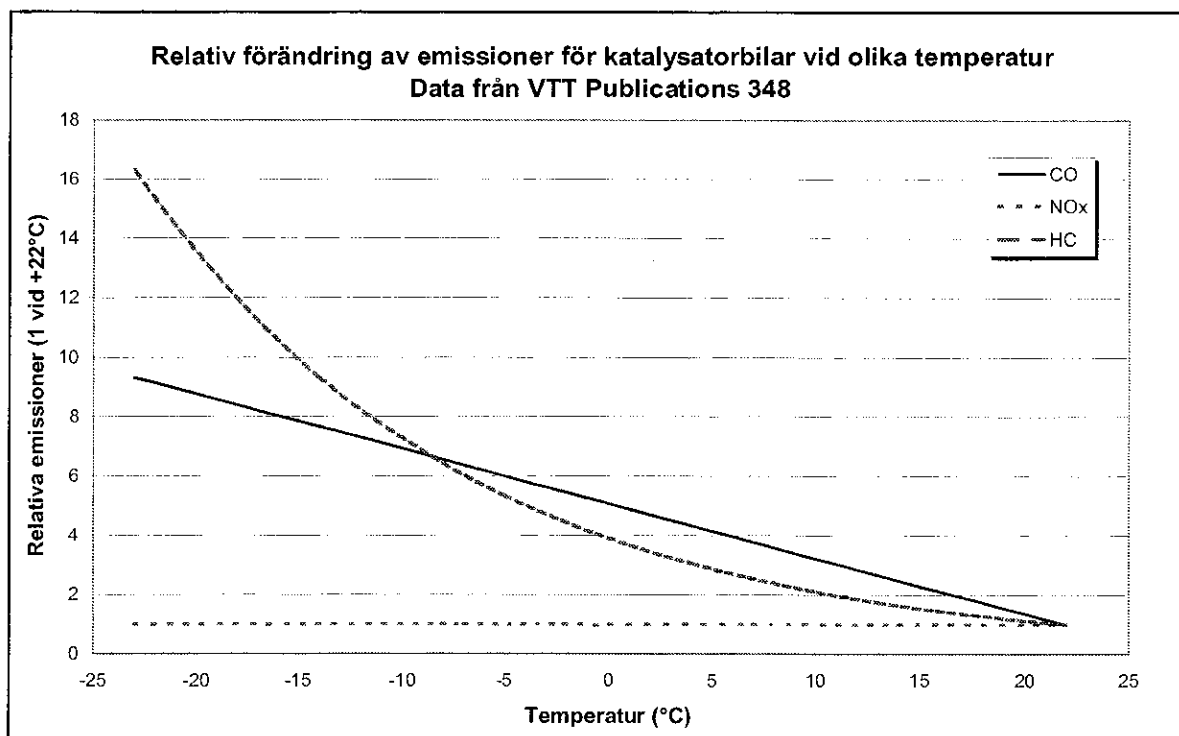
Körsträckan för Grön Express (**Tabell 8**) är längre (16,8 km) än för NEDC körcykeln (11 km). En korrektion måste därför göras av personbilarnas emissionsfaktorer eftersom kallstarteffekten skulle bli alltför dominerande om man antog samma emissionsfaktorer som för NEDC körcykeln. Eftersom Grön Express linjen har en mycket väldefinierad rutt (en hel del motorväg) är det rimligt att anta att både personbilarna och bussarna följer samma rutt.

### **4.5.3 Klimat och körmönster**

För personbilar behandlas under denna rubrik bara inverkan av klimatet. Av praktiska skäl behandlas både klimat och den aspekt angående körmönstret för bussarna som inte togs upp i ovanstående avsnitt (4.5.2). Det som avses i detta fall är den stopptid som finns vid varje ändhållplats och som påverkar emissionerna genom att efterbehandlingsutrustningen för avgaserna (katalysator och partikelfilter) kallnar, vilket i sin tur ökar emissionerna under nästa körfas. Således är det fråga om en korrektion av emissionsfaktorn som måste göras.

#### **Personbilar**

Som nämnts tidigare finns det största materialet om kallstart för bensindrivna personbilar. Någon fullständig genomgång av detta materialet görs inte här men några exempel på intressanta resultat belyses i alla fall. En av de bästa summeringarna av kunskapsläget inom området finns i en doktorsavhandling av Juhani Laurikko vid institutet VTT i Finland [10]. I **Figur 2** visas den relativa inverkan av temperaturen på de tre reglerade emissionskomponenterna CO, HC och NO<sub>x</sub> baserat på resultat (kurvanpassningar av en mängd mätvärden) från den nämnda rapporten.



**Figur 2.** Relativ inverkan av omgivningstemperaturen på emissionerna

**Figur 2** visar tydligt att CO och HC emissionerna ökar väsentligt när temperaturen minskar. NO<sub>x</sub> emissionerna är däremot tämligen konstanta. Man kan också notera att inverkan av temperaturen på CO är linjär medan inverkan på HC är kraftigt konvex för lägre temperaturer. Svensk årsmedeltemperatur ligger på ca +7°C och med hänvisning till den kraftiga relativa ökningen av emissionerna i **Figur 2** är det synnerligen viktigt att ta hänsyn till dessa effekter.

Ett annat mycket gediget arbete med syfte att utveckla metodiken för beräkning av kallstartemissioner har utförts av Joumard och Serie vid det franska institutet Inrets [11]. Detta underlag har sedan använts som modell i COPERT III programmet. Underlaget som Joumard och Serie har använt har samlats in från (i princip) alla avgaslaboratorier i Europa. Det är den största databas inom området som författaren känner till.

Ett annat arbete som kan vara värt att nämna i detta sammanhang är en studie av Hammarström och Edvards vid VTI [12]. Resultaten från denna studie används i beräkningsprogrammet "Coldstart" som beräknar kallstarttillägget för personbilar. En annan studie som också har viss relevans i detta sammanhang är en validering av VETO modellen som rapporterats av Hammarström [13].

I den tidigare citerade sammanställningen av emissioner som Ecotrafic utfört har också en utvärdering gjorts av kallstarteffekten [1]. Dataunderlaget i denna studie var dock mindre än i de ovan citerade sammanställningarna.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att det finns ett gediget underlag för att utifrån experimentella data beräkna kallstartens inverkan för personbilar. Därför har det varit naturligt att använda denna metodik istället för att utföra simuleringar med ett simuleringsprogram.

### Bussar

Man kan först konstatera att det finns mycket få emissionsdata när det gäller kallstart av tunga fordon och emissioner vid låga temperaturer (men varm motor). Detta har konstaterats tidigare, bl.a. i en rapport som Ecotrafic utfört på uppdrag av Energimyndigheten (STEM) Vägverket (VV) och Motiva i Finland [6]. Genom det utförda arbetet för dessa organisationer fanns också tillgång till allt material som insamlats även i det föreliggande projektet.

Eftersom normala testresultat inte är direkt applicerbara för att räkna fram kallstartkorrekationer för bussar måste en annan metodik användas. De två olika metoder som undersökts är dels att använda de få tillgängliga mätresultat som trots allt finns, dels att beräkna kallstarttillägget med hjälp av ett simuleringsprogram.

Inverkan av kallstart på en tung dieselmotor vid olika temperaturer har undersökts av Hedbom vid MTC [14]. Man kunde överväga att använda detta underlag för uppskattning av kallstartemissionerna men två invändningar finns. För det första var den testade motorn äldre än de motorer som används i moderna stadsbussar och hade därigenom ett väsentligt lägre kompressionsförhållande än moderna motorer. För det andra är endast en motor som underlag in minsta laget. En möjlighet att korrigera underlaget vore att separat beräkna inverkan av kompressionsförhållandet eftersom detta har en inverkan likväl som temperaturen på inloppsluften. Vi har dock avstått från att använda denna metod då man helst skulle ha haft ett större underlag för att metoden skall vara relevant.

I COPERT programmet används ett underlag från TRL i Storbritannien för att beräkna inverkan av kallstarten för tunga fordon. Metodik m.m. för detta finns beskrivet i bl.a. dokumentationen för COPERT II programmet [15]. För övrigt kan nämnas att denna programversion finns tillgänglig för nedladdning på Internet hemsidan för COPERT hos Universitetet i Tessaloniki [16]. En testversion av nästa utgåva av programmet (COPERT III) har också släppts för utvärdering. Ytterligare en rapport som beskriver metodiken i beräkningar av fordonens emissioner (bl.a. för COPERT) kan nämnas (Hickman m.fl.) [17]. I denna referens har också de kallstarttillägg som används för tunga fordon listats. Testerna som använts i underlaget för kallstarttilläggen utfördes på chassidynamometer enligt USA:s transienta körcykel för motorer till tunga fordon. Tio olika motorer med en motoreffekt mellan 79 och 370 hästkrafter testades. Kallstart kan i detta fall kanske tyckas lite missvisande eftersom motorerna startades vid en temperatur av +20°C. Resultaten finns redovisade i en rapport från TRL [18]. De kallstarttillägg som beräknats fram från det nämnda underlaget visas i **Tabell 9**.

Man kan notera att kallstarttillägget i **Tabell 9** är förhållandevis litet. Om man t.ex. tänker sig att en stadsbuss har en daglig körsträcka på 200 km blir ökningen av CO emissionerna 0,03 g/km och ökningen av HC emissionerna 0,01 g/km på grund av kallstarten. I båda fallen är ökningarna nästintill försumbara. Man kan också spekulera i att startemissionerna för nya motorer är väsentligt lägre än för de äldre motorer (ca 10 år) som testades av TRL. Under denna tidsrymd har t.ex. kompressionsförhållandet för bussmotorer höjts med ca 2 enheter (från 16 till 18) från den nivå som var vanlig för tunga motorer för drygt 10 år sedan. Visserligen har insprutningsvinkeln senarelagts för att minska NO<sub>x</sub> emissionerna och detta kan öka emissionerna något under kallstartfasen. Inverkan av det högre kompressionsförhållandet överkompenserar emellertid den senare insprutningen, varför nya motorer bör vara väsentligt bättre än äldre motorer i detta avseende.

**Tabell 9.** Kallstarttillägg för tunga fordon i COPERT programmet

| Viktklass <sup>a</sup><br>(ton) | Kallstarttillägg för emissionerna (g/ kallstart) |    |                 |      |                 |
|---------------------------------|--------------------------------------------------|----|-----------------|------|-----------------|
|                                 | CO                                               | HC | NO <sub>x</sub> | Part | CO <sub>2</sub> |
| 3,5 – 7,5                       | 6                                                | 2  | -1              | 0,6  | 200             |
| 7,5 – 16                        | 6                                                | 2  | -2              | 0,6  | 300             |
| 16 – 32                         | 6                                                | 2  | -5              | 0,6  | 500             |
| 32 – 40                         | 6                                                | 2  | -7              | 0,6  | 750             |

Anmärkning

<sup>a</sup> Viktklasserna avser (maximal) totalvikt för fordonen.

Det som saknas i de underlag som kommenterats ovan är inverkan av kallstarten på efterbehandlingsutrustningen. Som bekant måste en katalysator ha en viss temperatur innan konverteringen av emissionerna startar. Även om bussarna kanske bara utsätts för en enda kallstart per dygn och inverkan på efterbehandlingsutrustningen därför borde bli liten rent resonemangsmässigt är det ändå av intresse att undersöka detta. Inget experimentellt underlag har emellertid hittats som kunnat användas för att kvantifiera denna inverkan.

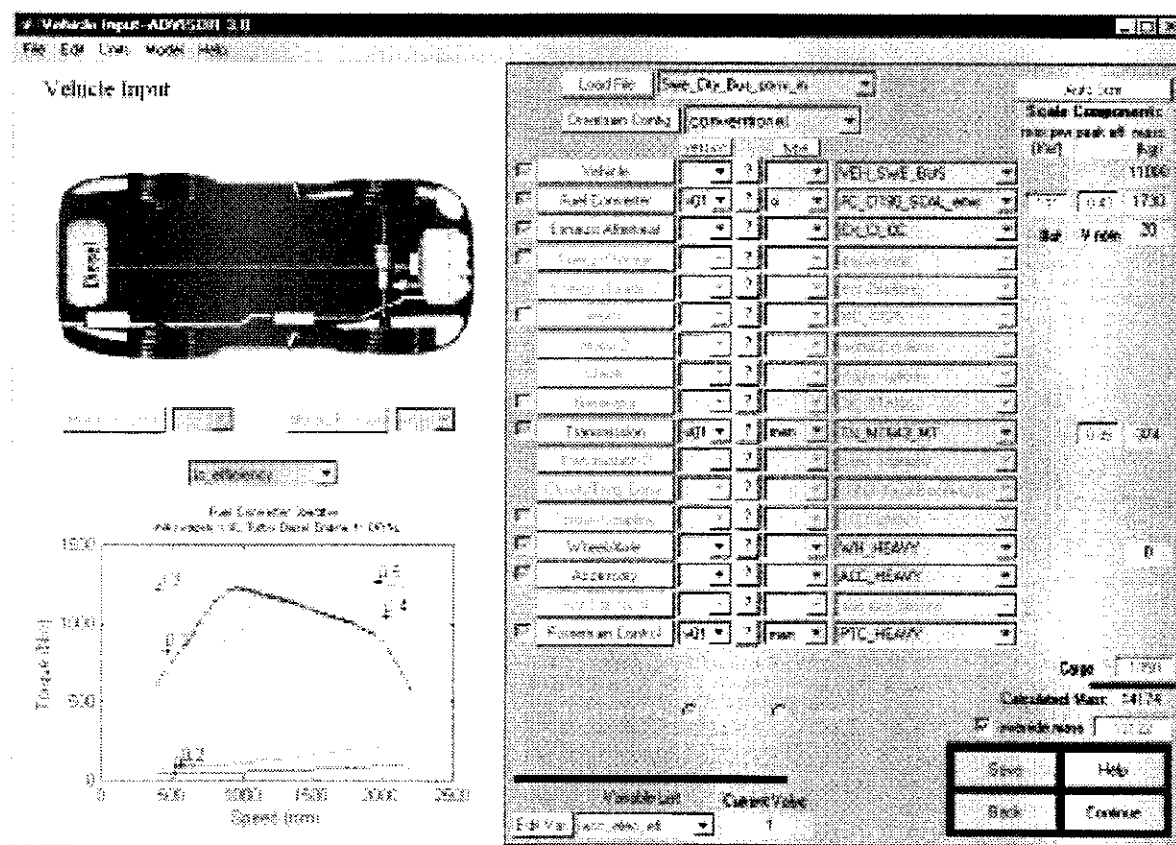
En buss startas normalt uppvärmd. Antingen står den vid en ramp och försörjs med varm kylvätska eller också används en motorvärmare för att förvärma motorn. Det är helt klart att motortemperaturen vid sådana starter är väsentligt högre än vid TRL:s tester ovan. Därför bör kallstarttillägget att vara väsentligt mindre än som visades i **Tabell 9** ovan. Även om motorn startas mer eller mindre varm kommer naturligtvis efterbehandlingsutrustningen att vara lika kall som omgivningens temperatur och detta kan inte försummas.

För att summera den litteraturgenomgång som gjorts om kallstartens inverkan på tunga fordon kan man utan tvekan hävda att kallstarten har en mycket liten betydelse för emissionerna. Dock är inte underlaget tillfyllest för att kvantifiera denna inverkan för alla varianter av drivsystem (inkl. efterbehandlingsutrustning) som undersökts. Metoden att beräkna kallstarttillägget med hjälp av ett simuleringsprogram kvarstår som den enda realistiska möjligheten.

Eftersom det experimentella underlaget för uppskattningar av kallstartemissionerna är mycket ringa för tunga fordon har möjligheten att beräkna kallstartemissionerna med hjälp av ett simuleringsprogram också undersökts. Som tidigare nämnts har dessa beräkningar utförts i Advisor® programmet från NREL. Det finns en hel del "färdiga" fordon i programmet och en mängd olika komponenter som motorer, växellådor, generatorer, elmotorer, katalysatorer, m.m. som i sin tur kan kombineras ihop till ett helt drivsystem för fordonet. Man kan också själv lägga in egna komponenter och fordon i programmet. Problemet är ofta att hitta tillförlitliga indata som kan användas i detta syfte. Den kanske viktigaste komponenten i detta sammanhang är förbränningsmotorn där man måste ha tillgång till data i form av matriser<sup>22</sup> för bränsleförbrukning och emissioner (som funktion av belastning och varvtal). I **Figur 3** visas ett exempel på en meny för inmatning av huvuddata (fordonet och olika komponenter till fordonet) till Advisor®. Notera att bilden på bilen

<sup>22</sup> Grafiskt kan dessa matriser tolkas som 3-dimensionella ytor, eller "landskap" (jfr. höjdkartor). En benämning med engelskt ursprung som ibland används i svenskan är s.k. "motormappar" (från engelskans "map", eller på svenska: "karta").

avser en konventionell personbil även om det i detta fallet handlar om ett tungt fordon (en bild på ett tungt fordon saknas f.n. i programmet). Bilden är dock bara en schematisk framställning av drivsystemet.

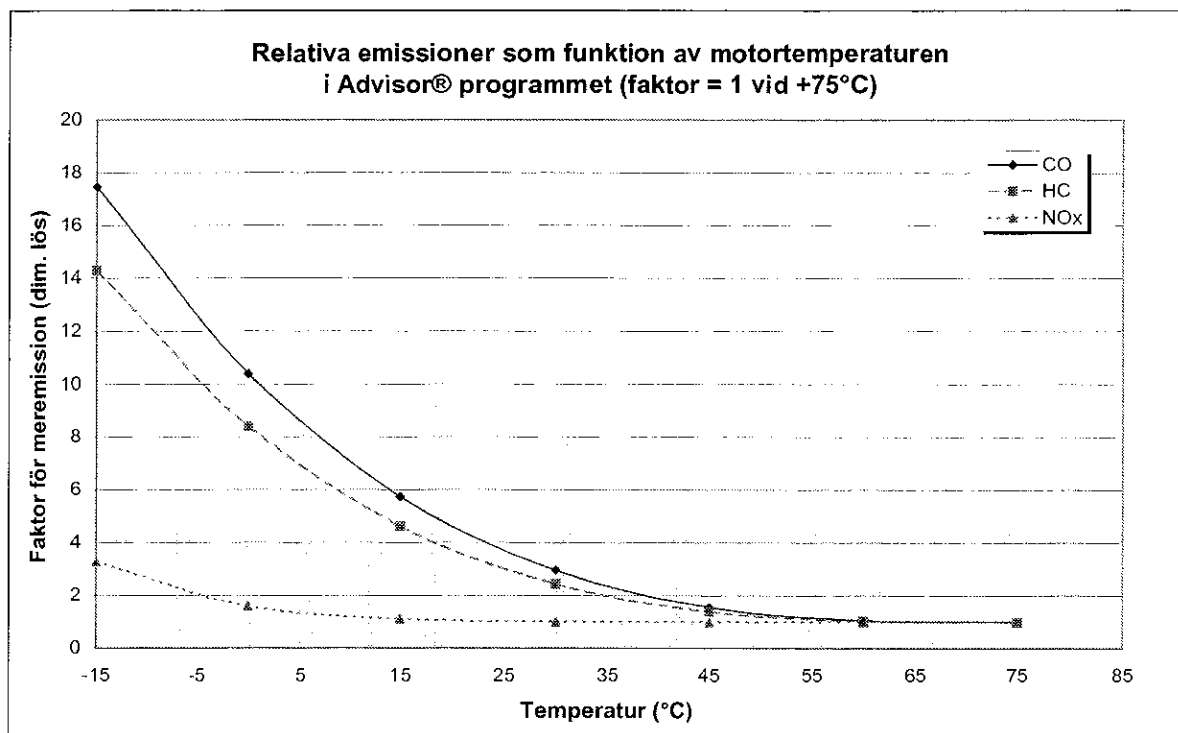


**Figur 3.** Meny för fordonsindata till Advisor® programmet

Vid behov kan de olika komponenterna i Advisor® skalas upp eller ned i storlek. Eftersom inga indata av önskat slag fanns tillgängliga för de vanligaste bussmotorerna i Sverige (av Scania och Volvos fabrikat) har en skalning och modifiering av en dieselmotor som finns i Advisor® gjorts. Hänsyn har tagits till att verkningsgraden för en motor ändras något när storleken ökas. När det gäller emissionerna kan man inte förutsätta att dessa skall vara representativa för en motor av en annan storlek än den man utgick ifrån. De absolutvärden som erhållits för emissionerna är därför av mindre intresse utan det är i stället den *relativa* förändringen av emissionerna beroende på den förändrade konverteringsgraden i efterbehandlingsutrustningen som är de resultat som är användbara. Eftersom bussarna har en "kallstart" per dag och kommer att stå ett visst antal minuter vid varje ändhållplats kommer katalysatorn eller partikelfiltret att ha en lägre temperatur än den som ger en optimal konvertering. Detta är den parameter som är av störst intresse eftersom emissionerna i Braunschweigcykeln alltid genereras med varm motor och katalysator. En korrektion är därför nödvändig.

Advisor® har en kallstartmodell som ger en ökning av emissionerna vid starten. Ökningen definieras som ett förhållande mellan kall- och varmemissioner och uttrycks som en exponentialfunktion för respektive emissionskomponent och för bränsleförbrukningen. Faktorn är 1 vid +75°C och däröver, vilket innebär att kallstarteffekten är borta vid en motortemperatur som överstiger denna temperatur. I **Figur 4** visas en plottning av kurvorna för de oli-

ka emissionskomponenterna. Kurvan för bränsleförbrukning är snarlik kurvan för  $\text{NO}_x$  och för partikelemissionerna använder programmet samma ekvation som för HC.



**Figur 4.** Meremissioner som funktion av motortemperaturen

Kurvorna i **Figur 4** visar att emissionerna ökar drastiskt vid lägre temperaturer. Förklaringen är att underlaget är hämtat från bensindrivna personbilar [19]. Dieselmotorer har som bekant en väsentligt mindre ökning av emissioner och bränsleförbrukning vid kallstart än bensinmotorer på grund av avsaknaden av bränsleanrikning och modellen är således inte användbar för dieselmotorer<sup>23</sup>. En modifiering av kallstartmodellen vore i och för sig möjlig att göra men detta har inte kunnat inrymmas inom ramarna för projektet. I och med att bussar som regel före start är inkopplade vid ramper och där försörjas med varm kylvätska eller betjänas av elektriska motorvärmare kommer de att startas med varm motor. En motortemperatur på +70°C har förutsatts vilket inte avviker mycket från de 75°C som är den temperatur då kallstarteffekten i Advisor® upphör. Med ledning av kurvornas utseende i **Figur 4** ovan inses att felet i startemissioner som erhålls genom att använda den befintliga (felaktiga) modellen är försumbart.

För bussarna är temperaturen i katalysator och partikelfilter en viktigare parametrar än motortemperaturen när det gäller kallstart. En temperatur på +7°C (svensk medeltemperatur) har antagits som medeltemperatur vid start av bussarna och temperaturen har således satts till denna nivå i simuleringarna. Eftersom en del bussar står i garage med högre temperatur än utetemperaturen kan den använda medeltemperaturen ge en viss överskattning av emissionerna.

<sup>23</sup> Trots detta har Advisor® använts i många amerikanska studier för att undersöka potentialen för dieseldrivna personbilar inom det s.k. PNGV programmet som har som målsättning att minska bränsleförbrukningen till 3 liter /100 km. Uppenbarligen är alla dessa undersökningar behäftade med ganska stora felaktigheter på grund av att kallstartmodellen inte är applicerbar på dieselmotorer.

För varje busslinje är det normalt att bussen får vänta ett antal minuter vid varje ändhållplats. Instruktionerna för föraren är att bussen då skall stängas av men även fallet att motorn får gå på tomgång har undersökts för att belysa denna inverkan. För linje 64 är stoppet 4 minuter i ena änden av linjen och 7 minuter för den andra. Inga säkra uppgifter om stopptiden har kunnat erhållas för Grön Express utan här har 7 minuter antagits gälla. När bussen står stilla och motorn är avstängd kallnar katalysatorn och/eller partikelfiltret något. Paradoxalt nog blir avsvälningen mycket snabbare om motorn får gå på tomgång. Förklaringen är att avgaserna är kalla på tomgång och faktiskt håller en väsentligt lägre temperatur än tändtemperaturen för efterbehandlingsutrustningen. Det höga massflödet kyler följaktligen katalysatorn och/eller partikelfiltret mycket snabbare än om motorn är avstängd.

Ytterligare ett antal överväganden har gjorts när det gäller beräkningsförutsättningarna och de är följande:

- Det har förutsatts att katalysatorer och partikelfilter kommer att fungera på liknande sätt för CO och HC när det gäller inverkan av stopp och kallstart, vilket är en någorlunda rimlig approximation. Vidare förutsatts att etanolmotorn och dess katalysator är likvärdig med dieselmotorn som körs på dieselolja i detta avseende. Etanolavgaserna har förvisso en något lägre temperatur, vilket skulle kunna ge en något större inverkan av stoppet men skillnaden torde vara försumbar.
- Emedan korrektionerna för NO<sub>x</sub> blev mer eller mindre försumbara när motorn stoppas (motortemperaturen hinner inte sjunka nämnvärt) har denna korrektion satts till noll i detta fall. Endast när motorn går på tomgång ökar NO<sub>x</sub> emissionerna något jämfört med basfallet. Två olika faktorer påverkar NO<sub>x</sub> i detta fall. Genom att motorn går på tomgång förbrukas mer bränsle än när motorn stoppas och detta ger en viss ökning av NO<sub>x</sub>. Å andra sidan sänks temperaturen genom att motorn kyls ned, vilket bör ge en viss sänkning av NO<sub>x</sub> under den efterföljande körningen. Summan av dessa effekter ger en liten ökning men ökningen är dock så liten som 1 – 1,5% och grundar sig som visats ovan på en beräkningsförutsättning som är något osäker. Även denna ökning har därför försummats i tabellen nedan.
- Som tidigare nämnts använder Advisor® en beräkningsmodell som förutsätter samma ekvation för partiklar som för HC. Partikelemissionerna från motorer som drivs med dieselolja har emellertid både fasta och flyktiga beståndsdelar (från motoroljan och från bränslet). En typisk andel för de flyktiga föreningarna kan vara 30 – 40% men andelen är sannolikt högre under den första fasen efter start av motorn (t.ex. 50%). Inverkan på partikelemissionerna har för de två dieselvarianterna *utan efterbehandling* och *med katalysator* satts till hälften av inverkan på HC emissionerna. För dieselvarianterna *med partikelfilter* och för *etanol* har inverkan satts lika stor som för HC emissionerna (liksom i Advisor®). Dessa överväganden beror på att en katalysator har en ganska liten *relativ* inverkan på partikelemissionerna (genom oxideringen av kolväten) genom att dessa i huvudsak består av fasta partiklar. När partikelfilter används och i etanolfallet är det dock troligt att efterbehandlingen påverkas mer av temperaturen (i relativa termer) än i de förra fallen<sup>24</sup>. Underlag för en mer sofistikerad beräkningsansats saknas.

<sup>24</sup> Vid SAE Toptec seminariet i Göteborg i augusti 2000 visades några resultat från Millbrook laboratoriet i Storbritannien där man försökt undersöka kallstarteffekten på partikelfilter för en kunds räkning. Trots kontakter med Millbrook har vi emellertid ännu inte fått tag på rapporten från dessa tester.



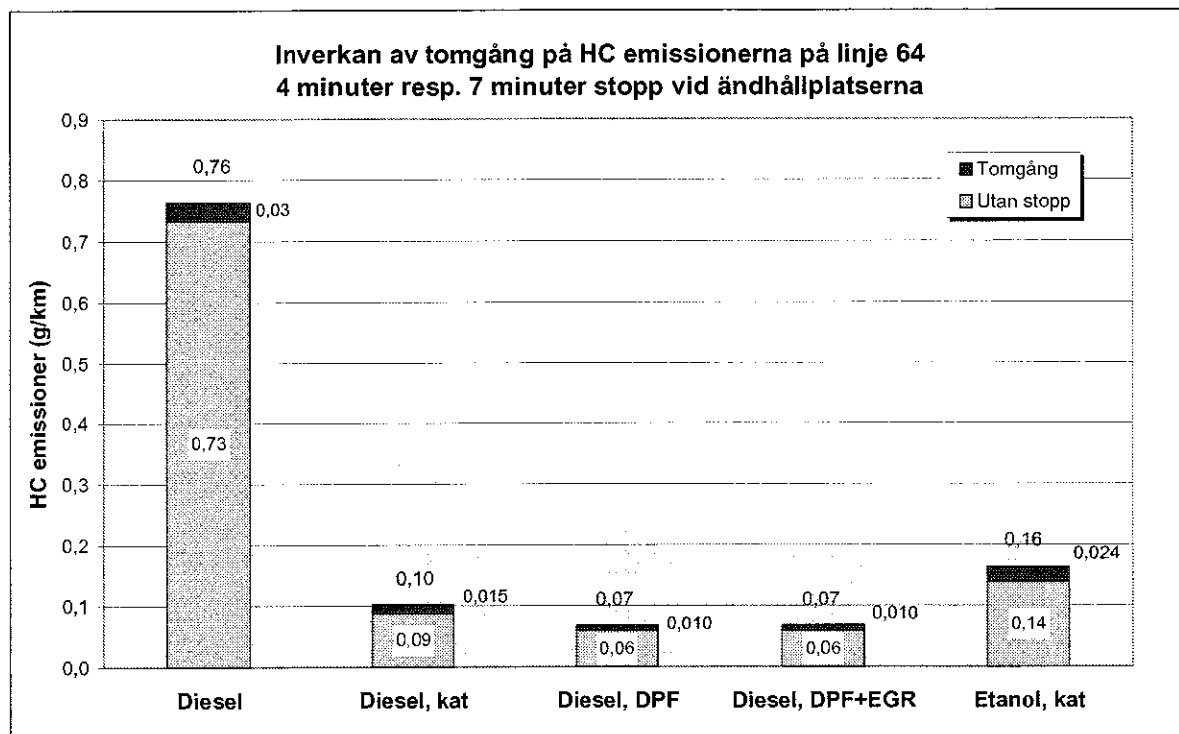
I **Tabell 10** visas den procentuella ökningen av emissionerna från simuleringarna jämfört med basfallet (för respektive variant) för de olika busslinjerna med förutsättningar enligt ovan.

**Tabell 10.** Procentuell ökning av emissioner och bränsleförbrukning vid stopp enligt simuleringar med Advisor® programmet

| Linje, reningsteknik och bränsle      | Br. för | CO    | HC    | NO <sub>x</sub> | Part  |
|---------------------------------------|---------|-------|-------|-----------------|-------|
| <b>Linje 64, avstängd motor</b>       |         |       |       |                 |       |
| Diesel utan efterbehandling           | 0,02%   | 0,03% | 0,02% | 0%              | 0,01% |
| Diesel med katalysator                | 0,02%   | 0,36% | 0,29% | 0%              | 0,15% |
| Diesel med partikelfilter             | 0,02%   | 0,36% | 0,29% | 0%              | 0,29% |
| Diesel med partikelfilter + EGR       | 0,02%   | 0,36% | 0,29% | 0%              | 0,29% |
| Etanol med katalysator                | 0,02%   | 0,36% | 0,29% | 0%              | 0,29% |
| <b>Linje 64, motor på tomgång</b>     |         |       |       |                 |       |
| Diesel utan efterbehandling           | 4,3%    | 7,0%  | 4,2%  | 0%              | 2,1%  |
| Diesel med katalysator                | 4,3%    | 26,7% | 16,9% | 0%              | 8,4%  |
| Diesel med partikelfilter             | 4,3%    | 26,7% | 16,9% | 0%              | 16,9% |
| Diesel med partikelfilter + EGR       | 4,3%    | 26,7% | 16,9% | 0%              | 16,9% |
| Etanol med katalysator                | 4,3%    | 26,7% | 16,9% | 0%              | 16,9% |
| <b>Grön Express, avstängd motor</b>   |         |       |       |                 |       |
| Diesel utan efterbehandling           | 0,01%   | 0,01% | 0,01% | 0%              | 0,00% |
| Diesel med katalysator                | 0,01%   | 0,14% | 0,11% | 0%              | 0,06% |
| Diesel med partikelfilter             | 0,01%   | 0,14% | 0,11% | 0%              | 0,11% |
| Diesel med partikelfilter + EGR       | 0,01%   | 0,14% | 0,11% | 0%              | 0,11% |
| Etanol med katalysator                | 0,01%   | 0,14% | 0,11% | 0%              | 0,11% |
| <b>Grön Express, motor på tomgång</b> |         |       |       |                 |       |
| Diesel utan efterbehandling           | 1,6%    | 2,6%  | 1,6%  | 0%              | 0,8%  |
| Diesel med katalysator                | 1,6%    | 10,0% | 6,3%  | 0%              | 3,2%  |
| Diesel med partikelfilter             | 1,6%    | 10,0% | 6,3%  | 0%              | 6,3%  |
| Diesel med partikelfilter + EGR       | 1,6%    | 10,0% | 6,3%  | 0%              | 6,3%  |
| Etanol med katalysator                | 1,6%    | 10,0% | 6,3%  | 0%              | 6,3%  |

Resultaten i **Tabell 10** visar att inverkan av stoppet på emissionerna är näst intill försumbart (<0,5%) om motorn stängs av. Detta beror på att både motor och katalysator/partikelfilter har en stor termisk tröghet och därför svalnar långsamt. Om motorn får gå på tomgång är däremot den procentuella ökningen av emissionerna avsevärd. Exempelvis ligger ökningen av HC och partikelemissioner på 17% för linje 64. Detta är utan tvekan ett kraftigt argument för att stänga av motorn vid stillestånd, vilket också är instruktionerna till förarna och dessutom maximeras tomgångskörning som regel till 1 minut i de flesta tätorter. Den procentuella ökningen är självfallet störst för alternativen som använder efterbehandling medan diesel utan efterbehandling påverkas minst (relativt sett).

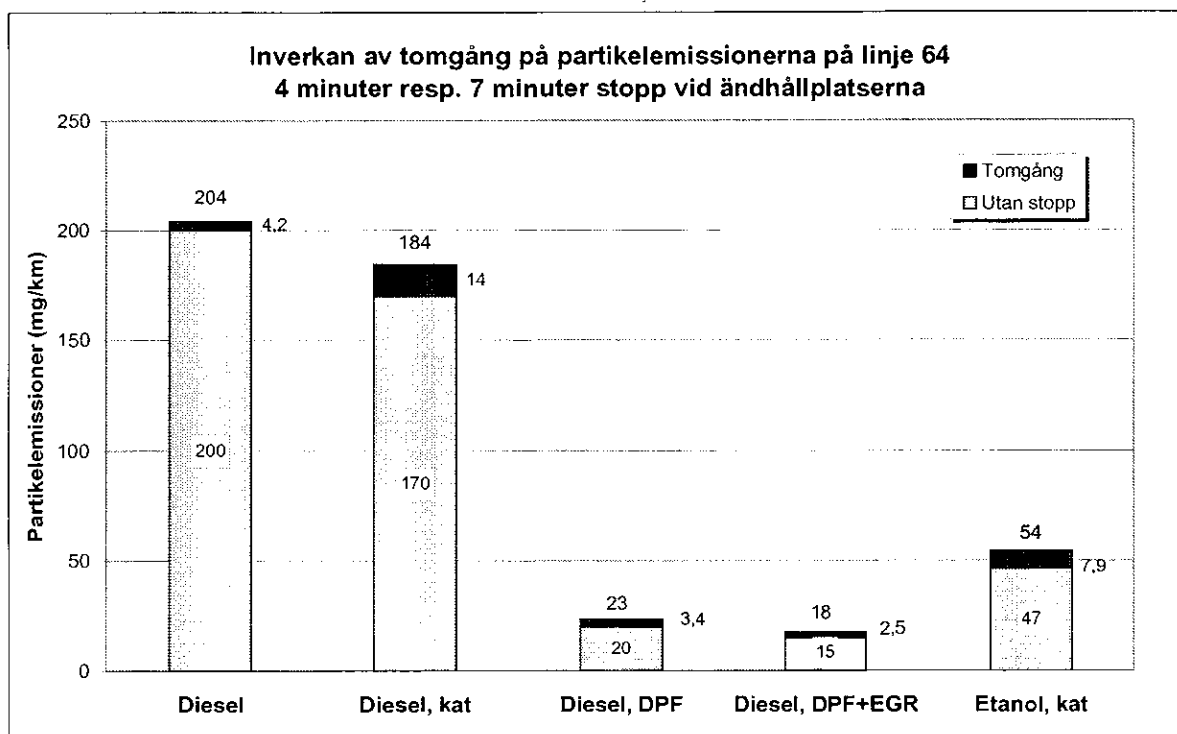
Även om den *relativa* ökningen när motorn får gå på tomgång förefaller stor för alternativet med efterbehandlingsutrustning är det ändå viktigt att poängtera att de absoluta emissionsnivåerna är mycket lägre i dessa fall än utan efterbehandlingsutrustning. Detta visas i **Figur 5** respektive **Figur 6** för HC och partikelemissioner, två av de emissionskomponenter som även innefattar hälsofarliga emissioner. Figuren avser linje 64 som uppvisar den största ökningen på grund av att körsträckan är kortare i förhållande till stoppen i jämförelse med Grön Express.



**Figur 5.** Inverkan av tomgångskörning vid ändhållplatserna på HC emissionerna

Som framgår av de nämnda figurerna blir ändå inte ökningen av HC och partikelemissioner för alternativen med efterbehandlingsutrustning särskilt stora i jämförelse med dieselalternativet utan efterbehandling. Ökningen av partikelemissionerna för dieselolja med katalysator skulle enligt resonemanget ovan i huvudsak bero på katalysatorns inverkan på kolvätepartiklarna. Den väsentligt mindre inverkan (i absoluta tal) för alternativen med partikelfilter kan dock ifrågasättas eftersom skillnaden är så stor. Det är troligt att ett större experimentellt underlag för simuleringarna skulle kunna ge en klarare bild av detta fenomen.

Inverkan av den första kallstarten på morgonen har också undersökts med hjälp av simuleringsprogrammet. Genom att motorn trots allt startas varm (+70°C) och eftersom det endast är fråga om en kallstart per dygn (till skillnad från stoppen) blir inverkan av kallstarten i stort sett försumbar. Denna inverkan har också tagits med i beräkningen av de totala emissionerna under en hel dag men det förtjänar att nämnas att denna inverkan är väsentligt mindre än inverkan av tomgången.



Figur 6. Inverkan av tomgångskörning vid ändhållplatserna på partikelemissionerna

### Sammanfattning

Undersökningen av inverkan av stopp och kallstart för bussar visar att denna inverkan är i stort sett försumbar för denna kategori av fordon. Enda undantaget är för de bussar som är utrustade med efterbehandlingsutrustning och detta gäller endast ifall motorn får gå på tomgång under längre perioder.

Kallstarten är till skillnad från bussarna en *mycket* viktig parameter för de bensindrivna personbilar. Dels beror detta på att bensinmotorer rent generellt påverkas mer av kallstarten, dels är körsträckorna per start mycket kortare än för en buss. Vid ännu kallare väderlek än svensk medeltemperatur (+7°C) blir fördelen för bussarna större men den minskar självfallet vid varmare väder.

#### 4.5.4 Åldring

##### Personbilar

Att emissionsegenskaperna försämras med tid och körsträcka är ett bekant fenomen för bensindrivna personbilar. I detta fall har åldringsfaktorer från den tidigare publicerade rapporten om personbilar använts [1]. För de personbilar av årsmodell 93/94 som utgjort basnivån för personbilarna finns en hel del data tillgängliga. Åldringsfaktorerna för bilarna av årsmodell 2000 baserar sig på en uppskattning eftersom det av förståeliga skäl ännu inte finns några erfarenheter (emissionsdata) om åldringens inverkan på emissionerna från dessa bilar.

### Bussar

Något större underlag för inverkan av åldring på emissionerna från tunga fordon har inte hittats i litteraturen. Med ledning av inverkan av åldring på dieseldrivna personbilar inses att denna inverkan inte kan vara särskilt stor (i förhållande till bensinbilar) [1]. Resonemangsmässigt kunde man förvänta sig att emissionerna av CO, HC och partiklar från motor (före efterbehandlingen) skulle öka något med ökad körsträcka medan en svag minskning kan förväntas för NO<sub>x</sub>. Orsaken till en förväntad minskning av NO<sub>x</sub> beror huvudsakligen på att den normala förslitningen av insprutningsutrustningen tenderar att minska insprutningstrycket, vilket försämrar förbränningen och detta leder i sin tur till lägre NO<sub>x</sub> emissioner.

Åldringen av en katalysator bör minska omsättningen av CO och HC med ökad körsträcka och samma resonemang gäller också för ett partikelfilter. Den låga termiska belastningen för katalysatorer till dieselmotorer torde dock medföra att denna ökning är tämligen liten. Filtreringsgraden i partikelfiltret ökar normalt med ökande ålder men i stället kan en viss felfrekvens av partikelfiltren leda till att *medelemissionerna* av partiklar för hela fordonspopulationen ökar med ökad körsträcka. Ett par tänkbara orsaker till att partikelfiltren kan skadas vid ökad ålder är enligt följande. Partikelfiltrets normalt goda filtrering och oxidation av kolväten kan maskera felaktigheter i t.ex. insprutningssystemet och en ökad oljeförbrukning för en sliten motor. Då kan det ackumuleras mer partiklar än vad som hinner förbrännas med ökande mottryck och förhöjd temperatur som följd. Om filtret då börjar regenerera och fordonet sedan stannar eller går på mycket låg belastning kan en spontan regenerering (förbränning) påbörjas varvid filtret inte får tillräckligt med kylning och därför skadas. Inspektioner av system på marknaden har visat att det finns fordon i trafik med filter som har ganska sotiga avgasrör<sup>25</sup>.

Några tester har utförts vid MTC på fordon med olika körsträcka. En buss med oxidationskatalysator och en lastbil utan katalysator testades vid två tillfällen. Underlaget är inte tillräckligt stort för att uppskatta effekten av åldringen [20]. I vissa fall var emissionerna högre vid det senare mättillfället och i andra fall var förhållandet det omvända.

I en rapport från det Nederländska institutet TNO har ett antal tunga motorer undersökts med avseende på hållbarheten för emissionerna [21]. Av rapporten framgår det helt klart att många av de testade motorindividen inte klarade de avgaskrav de certifierats för. Frågan är om anledningen var åldringen eller stor spridning i produktionen. Utredningar om orsakerna till de förhöjda emissionerna gjordes i rapporten och serviceåtgärder genomfördes för att se om det var möjligt att åtgärda avvikelserna. Resultaten av dessa åtgärder var varierande, i vissa fall sänktes emissionerna men i andra fall ökade emissionerna. Genom att motoren inte hade testats nya är det inte möjligt att avgöra ifall avvikelserna härrörde från åldring eller från dålig produktionskontroll vid tillverkningen.

I en studie av katalysatortillverkaren Johnson Matthey undersöktes (i tester vid MTC) ett antal partikelfilter (CRT) som varit i drift på olika typer av fordon i upp till 600 000 km [22]. Filtrens effekt på emissionerna visade sig vara av samma storleksordning som för nya partikelfilter utom i ett fall där något sämre resultat förelåg. I det sistnämnda fallet kunde sannolikt försämringen hänföras till en felaktighet i produktionsprocessen för de tidigast tillverkade filtren. I och med att filtren inte undersöktes när de var nya kan dock inte inverkan av åldringen kvantifieras med tillfredsställande noggrannhet. I den sammanställning av

<sup>25</sup> En slutsats av detta kan vara att användning av partikelfilter inte minskar servicebehovet på fordon och motor, snarare tvärtom.

emissionerna från bussar som gjorts av Ecotrafic har en viss försämring av katalysatorer och partikelfilter redan tagits hänsyn till genom att konverteringsgraden minskats från de uppmätta nivåerna [3]. Nya experimentella underlag behövs för att noggrannare kunna beräkna åldringseffekterna på efterbehandlingsutrustningen för tunga fordon.

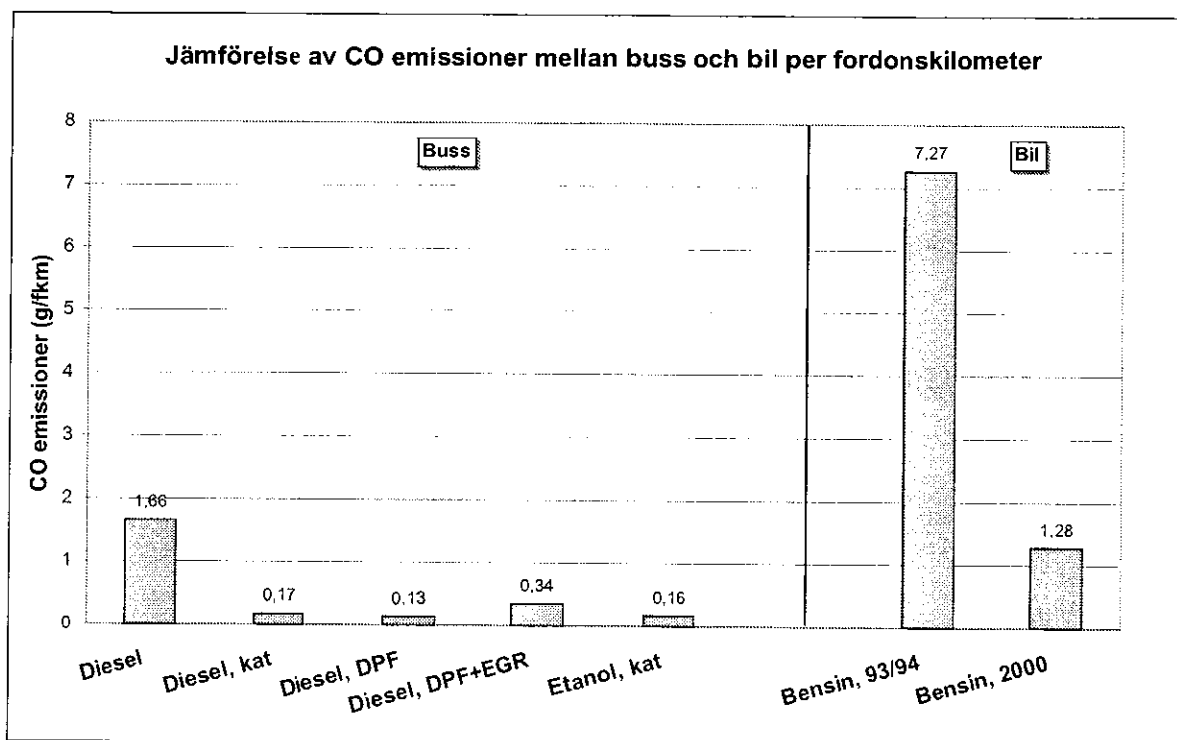
Slutsatsen av de få testresultat som finns angående inverkan av åldring på emissionerna från bussar är att denna effekt sannolikt är liten. Det har dock inte gått att noggrannare kvantifiera denna inverkan, varför endast den försämring av emissionerna som uppskattats för efterbehandlingsutrustningen i en tidigare studie har beaktats.

#### 4.6 Emissionsfaktorer för reglerade emissionskomponenter

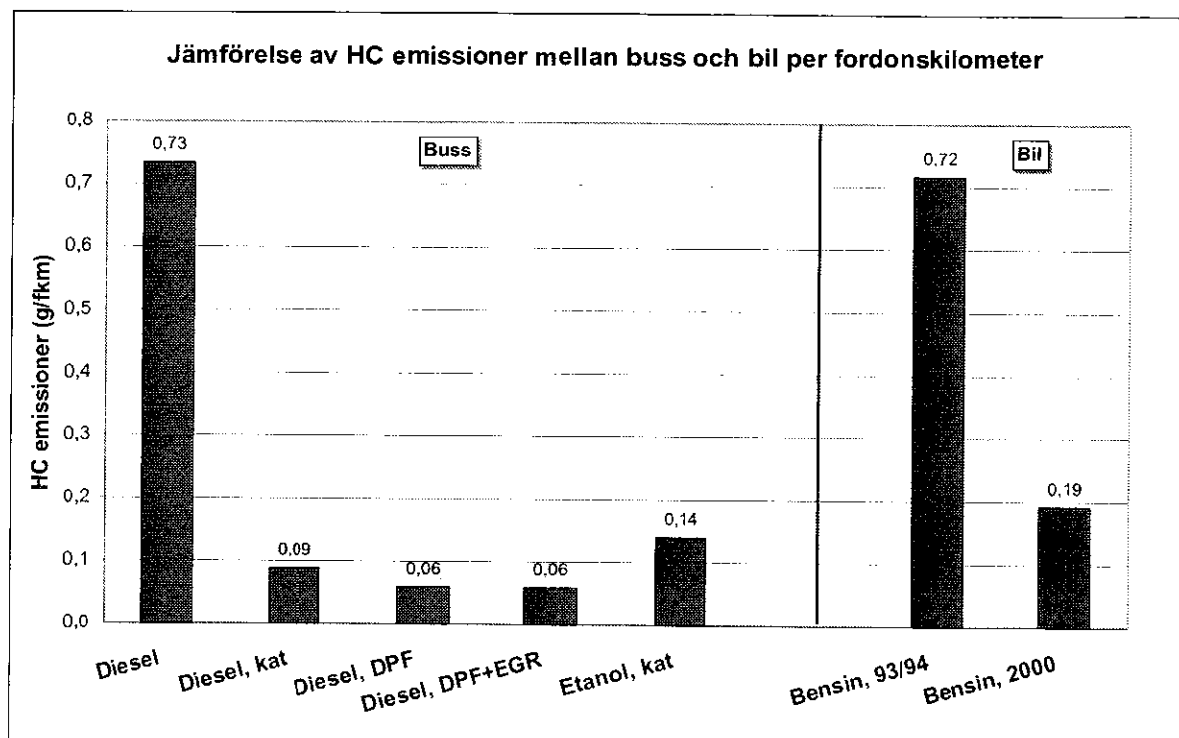
Eftersom emissionsfaktorer omfatta både reglerade emissioner och ett flertal icke reglerade emissionskomponenter samtidigt som jämförelserna omfatta flera olika fall, görs ingen fullständig genomgång av resultaten för emissionsfaktorer utan läsaren hänvisas till bilaga 6 där dessa resultat sammanfattats i tabeller. En jämförelse som dock kan vara av intresse att visa är resultaten för de reglerade emissionerna per fordonskilometer, dvs. där inga korrektioner har gjorts för körmönstret (linje) eller antal passagerare i fordonen. Denna typ av jämförelse är naturligtvis till kraftig "nackdel" för bussen eftersom antalet passagerare är betydligt större för denna än för personbilen men det kan ändå vara av intresse att göra denna jämförelse eftersom man ibland finner sådana resultat i litteraturen. Det förtjänar ännu en gång att nämnas att de emissionsdata som presenteras har korrigerats för klimat och åldring (endast personbilar) enligt beskrivningarna ovan. Den körcykeln som gäller i respektive fall är Braunschweigkörnykeln och NEDC környkeln, dvs. ingen korrektion för de linjer som specialstuderas har gjorts.

I **Figur 7** visas CO emissionerna och i **Figur 8** visas HC emissionerna. I det senare fallet kan man notera att kompositionen av HC emissionerna är olika beroende på vilket bränsle som används. Med "HC" i detta fall avses de mätvärden som erhålls från flamjonisationsdetektorn, vilket är det instrument som används för att mäta HC. Exempelvis ger oförbrända organiska föreningar i etanolavgaser inte samma utslag som HC för bensin eller dieselolja. Jämförelsen av HC ger dock en viss fingervisning om hur mycket "oförbränt" som finns i avgaserna.

Resultaten i **Figur 7** visar att CO emissionerna är högst per fordonskilometer för personbilarna av årgång 1993/1994. Orsaken till de höga CO emissionerna beror bl.a. på de höga emissionerna vid kallstart och i synnerhet gäller detta vid låg temperatur, vilket medför att emissionerna för medeltemperaturen på +7°C blir förhållandevis höga. Det höga luftöverskottet för dieselmotorer är också generellt en fördel eftersom mindre CO bildas under sådana förhållanden. Prognosen för 2000 visar att CO emissionerna kan komma att minska kraftigt för personbilarna men de ligger i alla fall inte mycket lägre än för en dieseldriven buss utan efterbehandling. De förhållandevis låga CO emissionerna för denna buss beror dels på dieselmotorns höga luftöverskott, dels på avsaknaden av kallstart (Braunschweigcykeln startas kall). Med efterbehandling minskar CO emissionerna väsentligt för alla varianter som drivs med dieselolja. CO emissionerna är ca en faktor 2 högre för etanol och det beror i huvudsak på högre emissioner före katalysatorn. Om man tänker sig att antalet passagerare i en buss i medeltal kan vara närmare en faktor 10 högre än för en personbil inses lätt att bussen har en väsentlig fördel framför personbilen med avseende på denna emissionskomponent.



Figur 7. CO emissioner per fordonskilometer

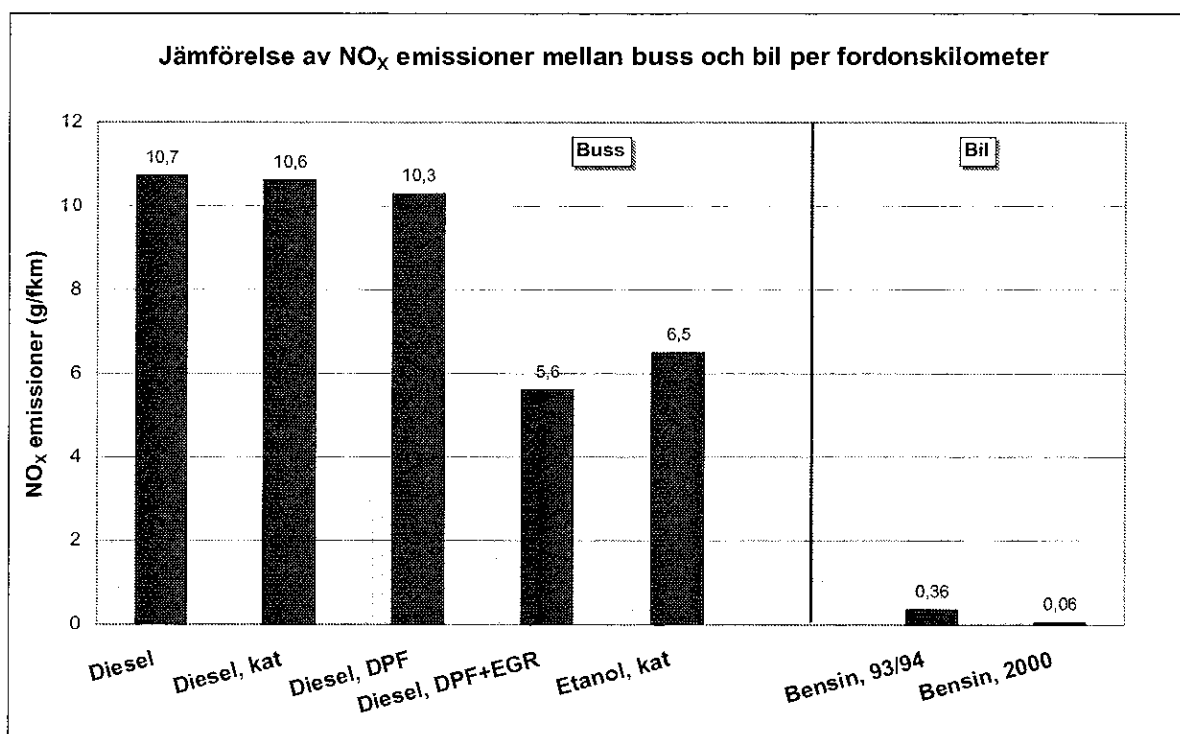


Figur 8. HC emissioner per fordonskilometer

Resultaten för HC emissionerna i **Figur 8** liknar de för CO emissionerna bortsett från att den relativa fördelen för bussen är mindre för HC. Även i detta fall är kallstarten en av huvudorsakerna till de förhållandevis höga HC emissionerna för personbilen. En annan orsak

är ottomotorns generellt sett högre HC emissioner (spaltkolväten m.m., se avsnitt 3.1.1, sidan 4) jämfört med dieselmotorn under alla driftsbetingelser. Återigen är det tydligt att HC emissionerna kan minskas med hjälp av ny teknik för personbilar. Likaså har efterbehandlingsutrustningen en stor effekt för bussarna.

I **Figur 9** visas resultaten för  $\text{NO}_x$  emissionerna.  $\text{NO}_x$  består av både NO och  $\text{NO}_2$  men i emissionssammanhang summeras emissionerna av bägge dessa emissionskomponenter på så sätt att molekylvikten för  $\text{NO}_2$  används i beräkningen i båda fallen.

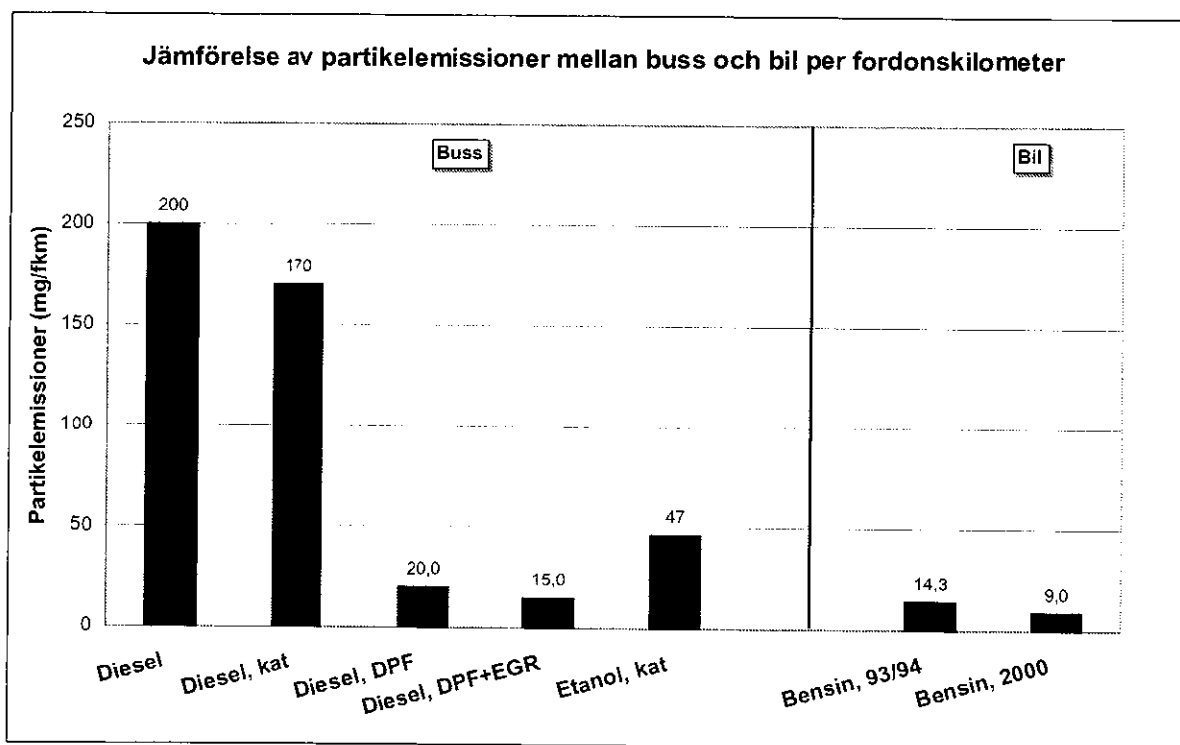


**Figur 9.**  $\text{NO}_x$  emissioner per fordonskilometer

Resultaten i **Figur 9** visar med all tydlighet att  $\text{NO}_x$  emissionerna är ett av de största emissionsproblemen för bussar. Även om antalet passagerare vore en tiopotens högre för bussen än för personbilen skulle ändå  $\text{NO}_x$  emissionerna per passagerarkilometer bli högre än för en personbil av 1993/1994 års modell. Skillnaden jämfört med en modern bensinbil är ännu större, även om en sänkning av bussens  $\text{NO}_x$  emissioner med ca 30% kan förväntas som resultat av införandet av Euro III gränserna (senast okt. 2001). Katalysatorer och partikelfilter har ingen eller mycket liten effekt på  $\text{NO}_x$  emissionerna med dieselolja som bränsle. Etanol ger lägre emissioner än dieselolja. Med EGR minskar  $\text{NO}_x$  emissionerna med ca 50% för dieselolja och en liknande *relativ* minskning torde vara fullt möjlig för etanol (dock kanske inte lika stor i absoluta tal). Tyvärr har inte EGR kommersialiserats än för etanoldrivna dieselmotorer även om laboratorietester visat lovande resultat [4]. Frågan är dock om etanobussarna kan tolerera ytterligare kostnader i form av EGR-teknik, speciellt om nytto-kostnads-förhållandet blir lägre för EGR på en etanolmotor.

Partikelemissionerna visas i **Figur 10**. Det bör nämnas att partikelemissionerna i detta fall redovisats som massemissioner. Bilden hade möjligen kunnat bli annorlunda om totala antalet partiklar eller någon annat mått (t.ex. antalet av de minsta partiklarna) använts som

kriterium istället. Emellertid finns ännu inte många tillgängliga data för antal partiklar och partikelstorleksfördelning för de fordons- och bränsletyper som vi jämfört.



Figur 10. Partikelemissioner per fordonskilometer

Resultaten i **Figur 10** visar som väntat att partikelemissionerna för dieselolja utan partikelfilter är höga. Det som kan tyckas något paradoxalt är dock att partikelemissionerna från personbilarna inte är försumbara i jämförelse med bussarna. Faktum är att en buss med partikelfilter per fordonskilometer har nästan lika låga partikelemissioner som personbilen. Tas hänsyn till att bussen dessutom tar fler passagerare än personbilen resulterar detta i en fördel för bussarna med partikelfilter jämfört med bensinbilarna. Eftersom bussen tar flera passagerare är fördelen uppenbar för bussen om man jämför emissioner per personkilometer. Etanol har lägre partikelemissioner än dieselolja utan eller med katalysator men högre partikelemissioner än ifall partikelfilter används i det förstnämnda fallet. Såvida det inte är möjligt att minska partikelemissionerna med etanol i framtiden torde partikelfilter komma ifråga även i detta fall. Några partikelfilter finns inte kommersiellt tillgängliga i dag för etanolmotorer. Tekniska förutsättningar för att använda liknande teknik som till motorer för dieselolja bör dock finnas.

#### 4.7 Effekter på hälsa och miljö

Effekterna på hälsa och miljö följer ungefär samma indelning som beskrivits tidigare. I en del fall har det varit praktiskt att inordna fler effekter under samma rubrik och i något fall orsakar samma emissionskomponent fler än en effekt. En jämförelse för de två olika specialfallen, dvs. de två olika busslinjerna, har gjorts och dessutom visas jämförelsen som dygnsmedelvärde respektive för arbetsresor (rusningstrafik).



För att underlätta jämförelserna har ett index använts där bilsinbilen av årsmodell 1993/1994 satts till 100. En grafisk presentation av resultaten ger generellt en mer överskådlig bild än att visa resultaten i tabeller. Eftersom mängden kombinationer av resor (linje och typ av resa) och de olika hälso- och miljöeffekter som redovisas är så pass stor har vi dock avstått från att visa alla resultaten i form av figurer. Istället har en figur visats för ett av fallen och sedan kompletteras den framställningen med en tabell på alla kombinationerna av resor. Följande fyra typer av resor visas i tabellerna:

- Linje 64, dygnsmedelvärde
- Linje 64, arbetsresor
- Grön Express dygnsmedelvärde
- Grön Express arbetsresor

För den första av varianterna i listan ovan visas en figur och i den efterföljande tabellen visas alla varianterna. Alla figurer är strukturerade på ett likartat sätt. Avrundningsfel förekommer i de figurer där summering av delstaplar gjorts.

#### 4.7.1 Luftvägssjukdomar – akuta

Bland de akuta luftvägssjukdomarna och besvären finns sådana som orsakas av ämnen som bl.a. ozon, NO<sub>x</sub> och partiklar.

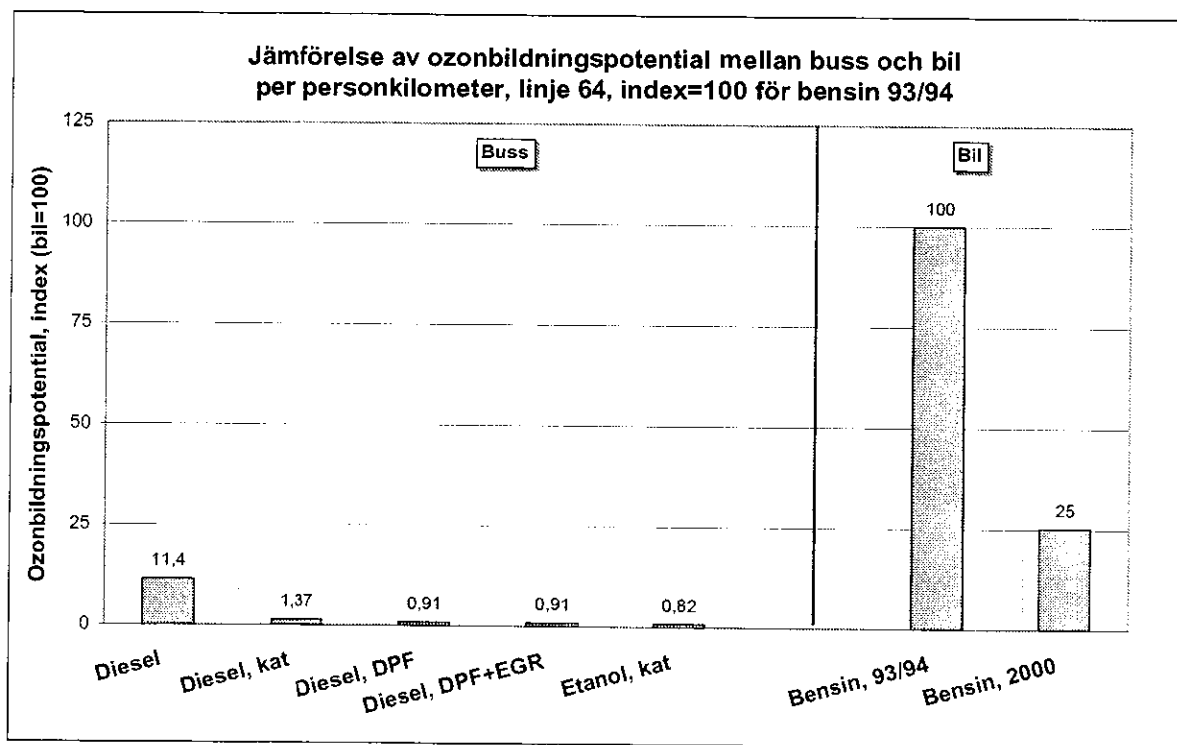
##### *Ozon*

Ozonbildningspotentialen visas i **Figur 11** och i **Tabell 11**. Denna effekt har beräknats genom att använda en specifik reaktivitet för kolväten i avgaserna för respektive bränsle och multiplicera denna siffra med emissionsfaktorn för HC. Detta värde har sedan normerats mot referensbilen (index 100). Samma specifika reaktivitet har använts för dieselolja med och utan efterbehandling och någon skillnad har ej heller förutsatts mellan avgaserna från de två årgångarna av bilsinbilar.

Avgaser från dieselolja innehåller en större andel reaktiva kolväten (av HC) än från bensin och etanol. Däremot är generellt HC emissionerna lägre för dieselmotorer jämfört med otomotorer. Utan efterbehandling av avgaserna för dieselbussen (jämfört med alla andra alternativ som har efterbehandling) blir ozonbildningspotentialen högst för detta alternativ, vilket **Figur 11** visar. Näst högst ligger bilsinbilen från 1993/1994. Här är orsaken till den förhållandevis höga ozonbildningspotentialen främst de höga HC emissionerna vid start. Med efterbehandling minskar HC emissionerna avsevärt från dieselolja och dessa alternativ är följaktligen, tillsammans med etanol som har katalysator, de alternativ som har den lägsta ozonbildningspotentialen. De organiska ämnena i avgaserna från etanol är mindre reaktiva än från dieselolja men eftersom emissionerna av dessa ämnen är högre än från dieselolja blir skillnaden i ozonbildningspotential mellan dessa drivmedel inte stor under förutsättning att efterbehandling används i båda fallen. Undantaget är dieselolja med katalysator som ligger på en högre nivå än med partikelfilter. Partikelfiltret har en mer aktiv katalysator och detta torde vara den främsta orsaken till skillnaden mellan dessa två alternativ.

Moderna bilsinbilar visar återigen en avsevärd förbättring i jämförelse med de äldre bilsinbilarna men nivån är fortfarande väsentligt högre än för de bästa alternativen för bussarna. Sannolikt föreligger även en viss förbättring av bussarnas ozonbildningspotential vid

övergången från Euro II till III men än finns inte mycket data för att bekräfta eller vederlägga denna hypotes.



Figur 11. Ozonbildningspotential per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Tabell 11. Ozonbildningspotential per personkm (index, bensin 93/94 = 100)

|      |                     | Linje 64 |        | Grön Express |        |
|------|---------------------|----------|--------|--------------|--------|
|      | Bränsle, rening/mod | Dygn     | Arbete | Dygn         | Arbete |
|      |                     |          |        |              |        |
| Buss | Diesel              | 11,4     | 6,1    | 17,9         | 9,7    |
|      | Diesel, katalysator | 1,4      | 0,7    | 2,2          | 1,2    |
|      | Diesel, DPF         | 0,9      | 0,5    | 1,4          | 0,8    |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 0,9      | 0,5    | 1,4          | 0,8    |
|      | Etanol, katalysator | 0,8      | 0,4    | 1,3          | 0,7    |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 100      | 100    | 100          | 100    |
|      | Bensin, 2000        | 25,3     | 25,3   | 25,3         | 25,3   |

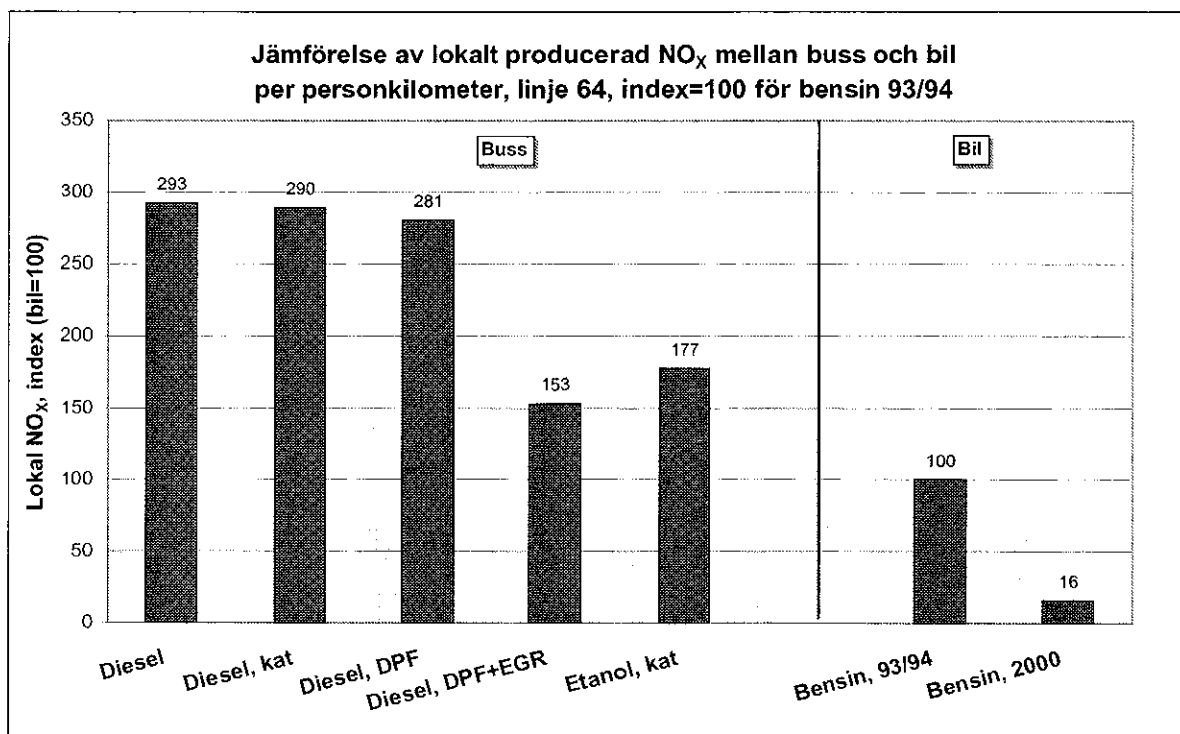
Tabell 11 visar i princip samma generella resultat som Figur 11 ovan. Eftersom antalet passagerare i bussen är större för arbetsresor blir fördelen för bussen större i detta fall än för dygnsmedelvärdet. Grön Express ger generellt sett högre ozonbildningspotential (relativt bensin) jämfört med linje 64. Orsaken till detta förhållande är att bensinbilens HC emissioner är väsentligt lägre i en körning motsvarande linjen Grön Express än för linje 64, eftersom den förstnämnda linjen är mycket längre och följaktligen har starten en väsentligt mindre betydelse. En annan effekt som motverkar denna skillnad är att passagerarantalet är

mycket högre för Grön Express jämfört med linje 64. Skillnaden mellan de olika linjerna är dock mindre än man kunde förvänta sig vid första anblicken.

Ozon har som bekant även andra effekter än på luftvägssjukdomar, t.ex. skador på växtligheten och rent generellt har den en påverkan på atmosfärskemin men dessa effekter behandlas ej här.

### Lokalt producerad $\text{NO}_x$

Lokalt producerad  $\text{NO}_x$  avser bara den  $\text{NO}_x$  som fordonen emitterar eftersom det är den lokala effekten av  $\text{NO}_x$  som avses, dvs. i praktiken den  $\text{NO}_x$  som oxideras till  $\text{NO}_2$  i tätort.  $\text{NO}_x$  emissionerna visas i **Figur 9** och i **Tabell 12**.



**Figur 12.**  $\text{NO}_x$  emissioner per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Som redan antytts tidigare är  $\text{NO}_x$  ett särskilt problemområde för bussarna, vilket även bekräftas av resultaten i **Figur 12**. I jämförelse med bensinbilen av årsmodell 1993/1994 ligger  $\text{NO}_x$  emissionerna per personkilometer för de dieseloljedrivna bussarna utan EGR nära en faktor 3 högre. Med EGR erhålls en nivå ca 50% högre än referensbilen och denna nivå är också något lägre än för etanol. Ifall EGR kunde användas på de etanoldrivna bussarna vore det möjligt att nå en lägre nivå än för bensinbilen av årsmodell 1993/1994. För alla bussarna gäller att en nivå för  $\text{NO}_x$  emissionerna motsvarande Euro III istället för Euro II skulle ge en minskning av dessa emissioner med ca 30%. En gasdriven buss har också potential till låga  $\text{NO}_x$  emissioner under förutsättning att reglertekniken fungerar som avsett. Detta bränsle har inte behandlats i studien just på grund av osäkerheterna beträffande den emissionsbegränsande utrustningens hållbarhet.

En påtaglig minskning av  $\text{NO}_x$  emissionerna har åstadkommits för personbilarna under de senaste åren. För att nå en  $\text{NO}_x$  nivå motsvarande den moderna bensinbilen (2000) krävs

således en avsevärd vidareutveckling av förbränningstekniken för bussmotorerna och/eller en efterbehandling av avgaserna som reducerar NO<sub>x</sub>. Mer om denna utveckling beskrivs i senare kapitel.

**Tabell 12.** NO<sub>x</sub> emissioner per personkm (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Linje 64 |        | Grön Express |        |
|------|---------------------|----------|--------|--------------|--------|
|      |                     | Dygn     | Arbete | Dygn         | Arbete |
| Buss | Diesel              | 293      | 157    | 238          | 128    |
|      | Diesel, katalysator | 290      | 156    | 235          | 126    |
|      | Diesel, DPF         | 281      | 151    | 228          | 123    |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 153      | 82     | 124          | 67     |
|      | Etanol, katalysator | 177      | 95     | 144          | 77     |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 100      | 100    | 100          | 100    |
|      | Bensin, 2000        | 16       | 16     | 16           | 16     |

De resultat för NO<sub>x</sub> emissionerna som visas i **Tabell 12** befäster i stort sett resultaten i **Figur 12**. Arbetsresorna är också i detta fall mer fördelaktiga för bussen eftersom beläggningen är högre. I detta fall kan också NO<sub>x</sub> emissionerna bli lägre för de bästa bussalternativen än för bensinbilen av årsmodell 1993/1994.

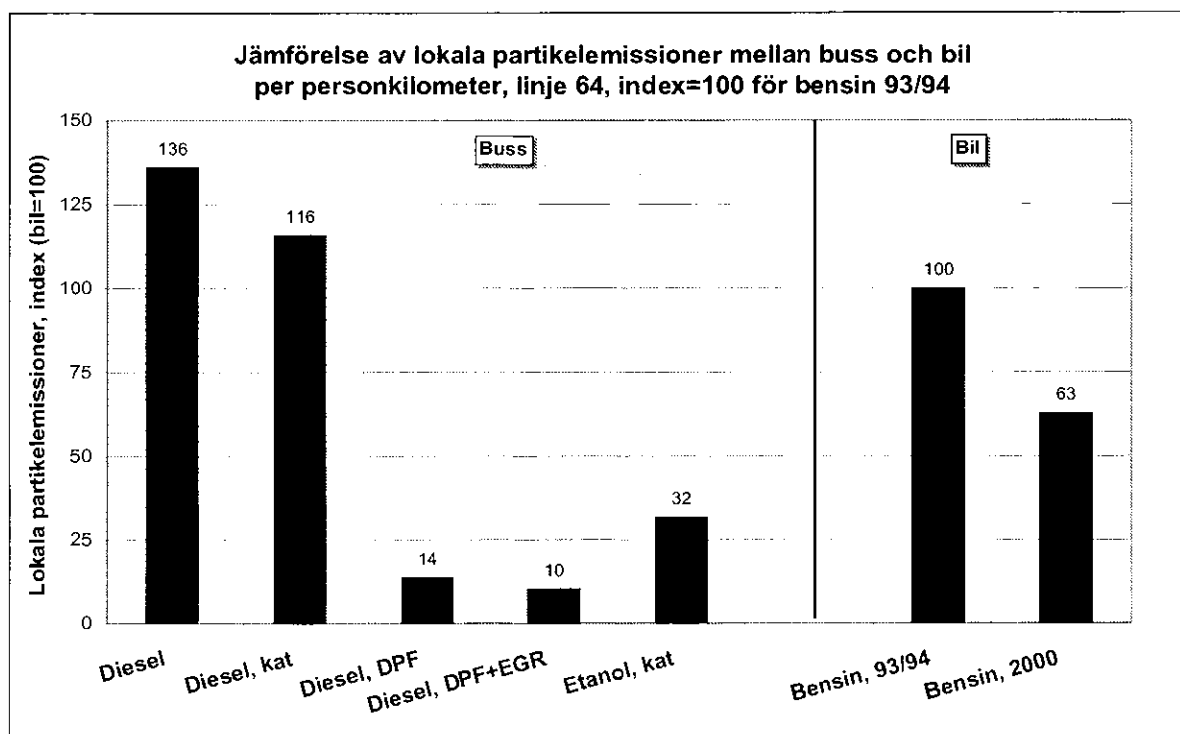
Skillnaderna mellan de två olika linjerna är tämligen liten. I detta fall har Grön Express en fördel framför linje 64. Eftersom NO<sub>x</sub> emissionerna inte påverkas i lika hög grad som HC (och icke reglerade organiska emissioner) av kallstart ändras därför förhållandet mellan bussen och bilen så att linjen Grön Express i detta fall är mer fördelaktig för bussen.

### **Lokalt producerade partikelemissioner**

Partikelemissionerna har allmänt ansetts som de tunga fordonens akilleshäl och speciellt har detta gällt de fordon som drivs med dieselolja. I och **Tabell 13** visas partikelemissionerna per passagerarkilometer.

Partikelemissionerna per passagerarkilometer i linje 64 (**Figur 13**) är som väntat högst för den dieseloljedrivna bussen och endast en mindre förbättring kan åstadkommas med en oxidationskatalysator. De förhållandevis höga partikelemissionerna för de båda bensinbilarna kan hänföras till kallstarten. Detta fenomen har tidigare påvisats i bl.a. ett par rapporter av en av denna rapports författare [23, 24]. Senare studier utförda vid MTC har kompletterat och bekräftat detta fenomen.

Ytterligare en orsak till att kallstarten har en så stor betydelse är den korta körsträckan per kallstart för personbilarna (i förhållande till bussarna). Partikelemissionerna för dieseloljedrivna bussar kan minskas med 90% eller mer med partikelfilter och blir då lägre än för etanol med katalysator. Detta väcker naturligtvis frågan om vilken nivå som vore möjlig att uppnå med partikelfilter för detta bränsle. Ifall partikelfilter för dieseloljedrivna bussar får en stor marknadspenetration – vilket utan tvekan är den genomgående trenden i dag – kommer säkert frågan att aktualiseras så småningom. Detta gäller även andra "rena" drivmedel som t.ex. natur- och biogas.



Figur 13. Partikelemissioner per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Tabell 13. Partikelemissioner per personkm (index, bensin 93/94 = 100)

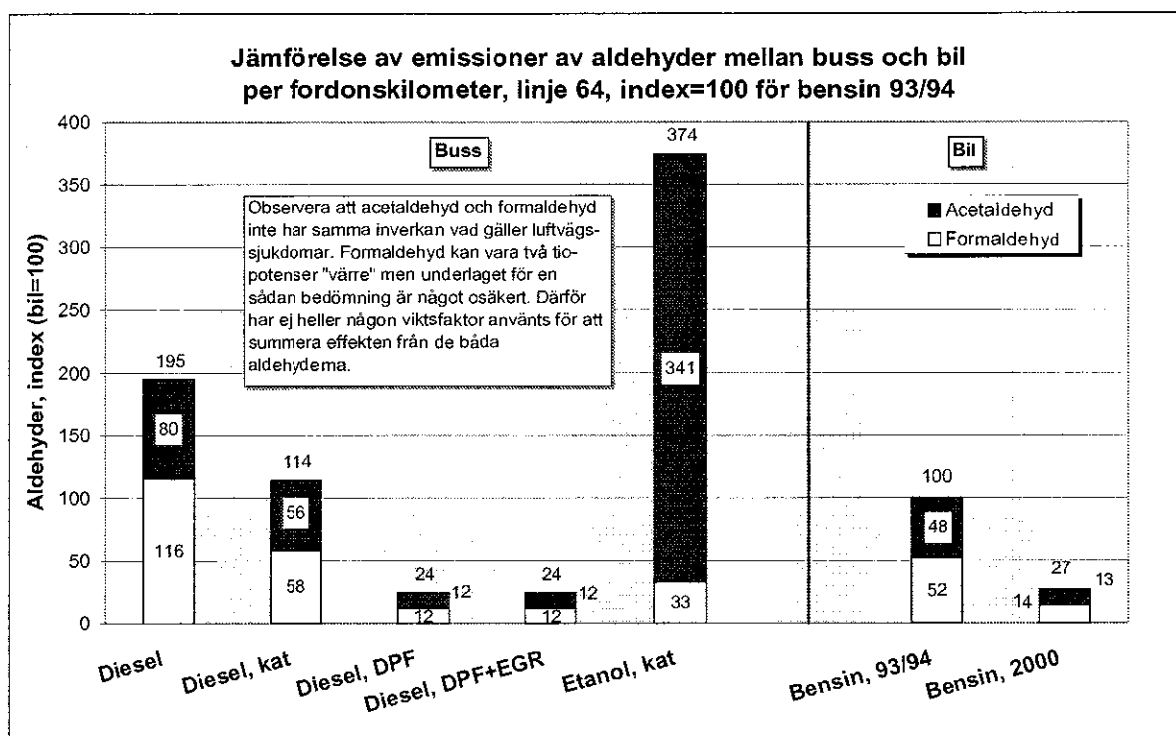
|                     |                     | Linje 64 |        | Grön Express |        |
|---------------------|---------------------|----------|--------|--------------|--------|
| Bränsle, rening/mod |                     | Dygn     | Arbete | Dygn         | Arbete |
| Buss                | Diesel              | 136      | 71     | 124          | 67     |
|                     | Diesel, katalysator | 116      | 60     | 105          | 57     |
|                     | Diesel, DPF         | 14       | 7,1    | 12           | 6,7    |
|                     | Diesel, DPF+EGR     | 10       | 5,3    | 9            | 5,0    |
|                     | Etanol, katalysator | 32       | 16     | 29           | 15     |
| Bil                 | Bensin, 93/94       | 100      | 100    | 100          | 100    |
|                     | Bensin, 2000        | 63       | 63     | 63           | 63     |

Partikelemissionerna visar som väntat en fördel för bussen när det gäller arbetsresor. Skillnaderna mellan Grön Express och linje 64 är tämligen små i detta fall.

### Aldehyder

Aldehyder luktar illa och ger besvär för personer med luftvägssjukdomar. De aldehyder som redovisats här är formaldehyd och acetaldehyd. Den förra komponenten ger upphov till mer luftvägsbesvär än den senare och skillnaden kan vara så stor som en faktor 100 (eller t.o.m. högre). Underlaget för bedömningar av viktsfaktorer för att summera effekten av båda aldehyderna är dock magert, varför någon viktsfaktor inte använts. Man bör dock notera att summan av aldehyderna som visas i figuren och tabellerna inte kan användas som ett jämförelsetal av nämnd anledning. Aldehyderna misstänks också vara cancerfram-

kallande men denna effekt behandlas i nästa avsnitt. I **Figur 14** och **Tabell 14** (linje 64) respektive **Tabell 15** (Grön Express) visas resultaten för aldehyderna.



**Figur 14.** Aldehyder per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Innan resultaten i **Figur 14** kommenteras kan det vara intresse att först ge en allmän översikt över problematiken för aldehyder. Generellt brukar *andelen* aldehyder av de uppmätta HC emissionerna vara högre för diesellojdedrivna fordon än för bensindrivna fordon. Vad detta beror på är svårt att få någon klarhet i men eftersom aldehyder är organiska ämnen som är "delvis" oxiderade kan det t.ex. bero på temperatur i cylindern och på avgastemperaturen. Dessa temperaturer är generellt lägre för dieselmotorer än för ottomotorer. Aldehyder oxideras i en katalysator ganska väl vid högre temperaturer men vid lägre temperaturer kan istället aldehyder bildas i katalysatorn genom att andra ämnen delvis oxideras. Genom att avgastemperaturen för dieselmotorer generellt är låg innebär det att oxidationen av aldehyder i en katalysator inte blir lika stor som för en bensinmotor räknat som ett medeltal för en hel körcykel.

Resultaten i **Figur 14** visar att ett av problemen med etanolfordon är emissionerna av aldehyder. Aldehyder är ett steg i oxidationen av alkoholerna till koldioxid och vatten och eftersom bränslet består till nära 100% av alkoholer inses att förutsättningar finns för att bilda stora mängder av aldehyder. Etanol bildar både formaldehyd och acetaldehyd medan metanol bildar huvudsakligen formaldehyd. De totala emissionerna av aldehyderna är självfallet högst för etanolfordonen men dessa emissioner domineras av den mindre farliga acetaldehyden.

Tabell 14. Aldehyder per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100)

|      |                     | Linje 64, dygn |      |      | Linje 64, arbete |      |      |
|------|---------------------|----------------|------|------|------------------|------|------|
|      | Bränsle, rening/mod | Form           | Acet | Tot. | Form             | Acet | Tot. |
| Buss | Diesel              | 116            | 80   | 195  | 62               | 43   | 105  |
|      | Diesel, katalysator | 58             | 56   | 114  | 31               | 30   | 61   |
|      | Diesel, DPF         | 12             | 12   | 24   | 6                | 6    | 13   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 12             | 12   | 24   | 6                | 6    | 13   |
|      | Etanol, katalysator | 33             | 341  | 374  | 18               | 184  | 201  |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 52             | 48   | 100  | 52               | 48   | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 14             | 13   | 27   | 14               | 13   | 27   |

Tabell 15. Aldehyder per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100)

|      |                     | Grön Express, dygn |      |      | Grön Express, arb. |      |      |
|------|---------------------|--------------------|------|------|--------------------|------|------|
|      | Bränsle, rening/mod | Form               | Acet | Tot. | Form               | Acet | Tot. |
| Buss | Diesel              | 182                | 126  | 308  | 98                 | 68   | 166  |
|      | Diesel, katalysator | 91                 | 88   | 180  | 49                 | 47   | 97   |
|      | Diesel, DPF         | 18                 | 19   | 37   | 10                 | 10   | 20   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 18                 | 19   | 37   | 10                 | 10   | 20   |
|      | Etanol, katalysator | 52                 | 539  | 590  | 28                 | 290  | 317  |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 52                 | 48   | 100  | 52                 | 48   | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 14                 | 13   | 27   | 14                 | 13   | 27   |

Emissionerna av aldehyder är också höga för dieselolja utan efterbehandling men även med katalysator. Det kan vara värt att notera att emissionen av formaldehyd faktiskt är dubbelt så hög för dieselolja med katalysator jämfört med etanol med katalysator. Ifall viktsfaktorn vore en faktor 100 högre för formaldehyd (vilket i och för sig inte är helt klarlagt) skulle faktiskt etanolen vara att föredra i detta avseende. Det katalytiska partikelfiltret är mycket effektivare än oxidationskatalysatorn på att oxidera aldehyder och det kan också vara värt att notera att aktiviteten är högre på formaldehyden. Orsaken till att partikelfiltret är effektivare än oxidationskatalysatorn beror knappast på filtret i sig utan snarare på att den oxidationskatalysator som ligger monterad före filtret är mer aktiv än den "normala" oxidationskatalysatorn. Här finns tydligt en potential till förbättringar ifall oxidationen av aldehyder ges hög prioritet.

Personbilen representerande basåret är bättre än alla bussalternativen förutom de med partikelfilter och den nyaste personbilen är likvärdig med denna efterbehandlingsteknik för bussar. Eftersom man kan förvänta sig att de nya bussarna som uppfyller Euro III också är bättre än de äldre bussarna i detta avseende torde en Euro III buss med partikelfilter vara minst lika bra eller bättre än en ny personbil när det gäller emissioner av aldehyder.

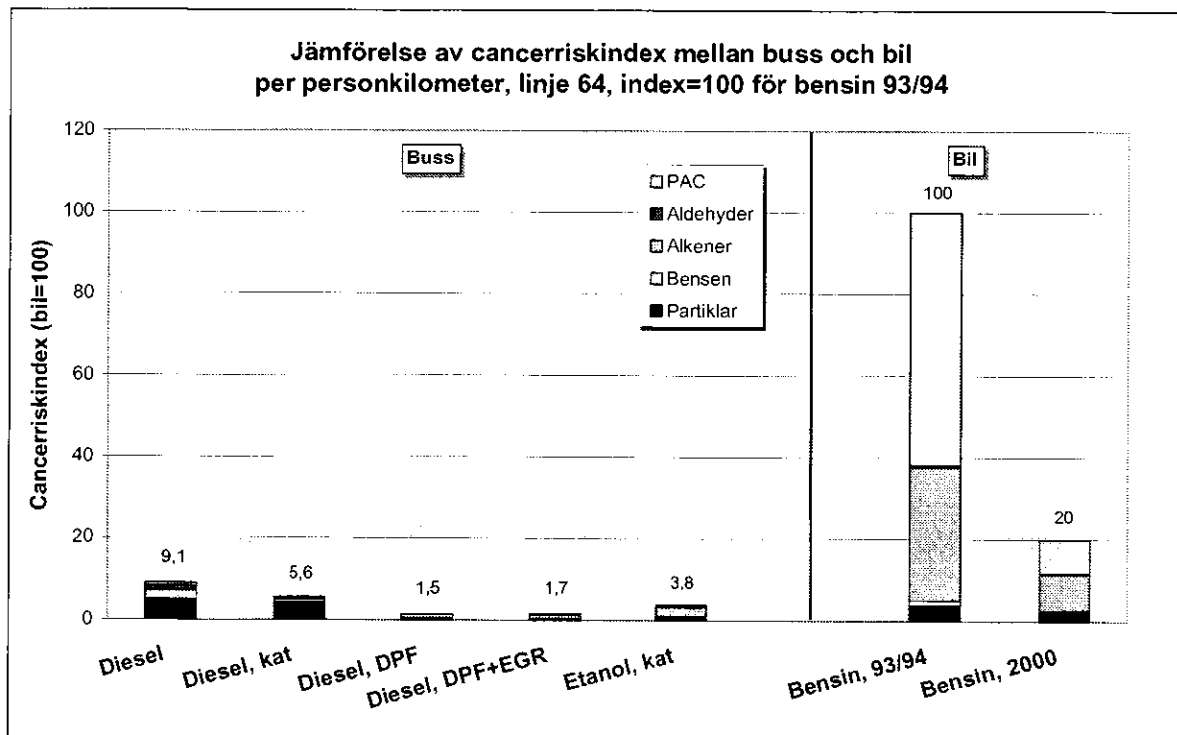
Liksom tidigare visats är arbetsresorna mest fördelaktiga för bussen. Eftersom aldehyderna hänger samman med HC emissionerna ger linje 64 en relativ fördel för bussen jämfört med linjen Grön Express.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att aldehyderna, till skillnad från de flesta hälsofarliga emissionerna (utom NO<sub>2</sub>), med den bästa efterbehandlingstekniken är lägre än för en personbil av 1993/1994 års modell. Inte är någon uppenbar fördel för bussarna med den bästa reningstekniken i jämförelse med de nyaste personbilarna.

#### 4.7.2 Luftvägssjukdomar – cancerriskindex

Cancerriskindexet har beräknats genom att använda riskfaktorer framtagna av de svenska forskarna Törnqvist och Ehrenberg [25]. Ecotrafic har använt dessa faktorer i tidigare studier [1, 3]. Det förtjänar att nämnas att riskfaktorer är ett område där full enighet inte råder bland forskarna och att underlaget för bedömningar fortfarande är litet. Exempelvis har amerikanska naturvårdsverket EPA studerat området under många år men det senast publicerade underlaget från detta arbete är fortfarande inte komplett och någon riskfaktor för dieselavgaser som helhet har inte ansetts möjligt att sätta. De resultat som visas skall därför beaktas med viss försiktighet. Differenser mindre än en faktor två kan knappast beaktas som någon väsentlig skillnad.

I **Figur 15** och i **Tabell 16 – Tabell 19** har resultaten för cancerriskindexet plottats. För att förenkla sammanställningen har flera emissionskomponenter grupperats i några fall (för att se vilka ämnen som ingår i dessa grupper hänvisas till tabellerna).



**Figur 15.** Cancerriskindex per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Generellt brukar diesellojdedrivna fordon – och i synnerhet de tunga fordonen (däribland bussar) – allmänt uppfattas som de fordon som står för den övervägande andelen av cancerfallen orsakade av trafiken. **Figur 15** ger inget stöd för att denna hypotes skulle gälla i



framtiden ifall alla tunga fordon förses med efterbehandling av avgaserna. Även bussen helt utan avgasrening är väsentligt bättre (en tiopotens) än referenspersonbilen och något bättre än den nyaste personbilen. En katalysator på dieselbussen minskar bidraget från de organiska föreningarna men påverkar inte partikelemissionerna speciellt mycket. Därför dominerar partikelemissionerna cancerriskindexet för dessa alternativ. Med partikelfilter, med och utan EGR, minskas både partikelemissionerna och de organiska föreningarna från de dieseloljdrivna bussarna väsentligt och dessa är de två i särklass bästa alternativen av alla undersökta varianter. En etanolbuss har också en låg nivå, dock högre än för de dieseloljdrivna bussarna med partikelfilter.

**Tabell 16.** Cancerriskindex per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Part. | Bens. | Alkener |       |       | Aldehyder |       | PAC  | Sum  |
|------|---------------------|-------|-------|---------|-------|-------|-----------|-------|------|------|
|      |                     |       |       | Eten    | Prop. | 1,3-B | Form      | Acet. |      |      |
| Buss | Diesel              | 4,96  | 0,01  | 0,41    | 0,04  | 1,85  | 1,03      | 0,01  | 0,75 | 9,1  |
|      | Diesel, katalysator | 4,22  | 0,00  | 0,14    | 0,01  | 0,56  | 0,52      | 0,01  | 0,15 | 5,6  |
|      | Diesel, DPF         | 0,50  | 0,00  | 0,08    | 0,02  | 0,74  | 0,10      | 0,00  | 0,10 | 1,5  |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 0,37  | 0,00  | 0,12    | 0,02  | 0,74  | 0,10      | 0,00  | 0,30 | 1,7  |
|      | Etanol, katalysator | 1,16  | 0,01  | 0,56    | 0,02  | 1,60  | 0,29      | 0,06  | 0,10 | 3,8  |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 3,77  | 1,26  | 10,0    | 1,46  | 21,2  | 0,47      | 0,01  | 61,8 | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 2,37  | 0,34  | 2,69    | 0,39  | 5,68  | 0,13      | 0,00  | 8,3  | 19,9 |

**Tabell 17.** Cancerriskindex per personkm, linje 64, arbetsresor (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Part. | Bens. | Alkener |       |       | Aldehyder |       | PAC  | Sum |
|------|---------------------|-------|-------|---------|-------|-------|-----------|-------|------|-----|
|      |                     |       |       | Eten    | Prop. | 1,3-B | Form      | Acet. |      |     |
| Buss | Diesel              | 2,67  | 0,00  | 0,22    | 0,02  | 1,00  | 0,55      | 0,01  | 0,41 | 4,9 |
|      | Diesel, katalysator | 2,27  | 0,00  | 0,08    | 0,01  | 0,30  | 0,28      | 0,01  | 0,08 | 3,0 |
|      | Diesel, DPF         | 0,27  | 0,00  | 0,04    | 0,01  | 0,40  | 0,06      | 0,00  | 0,05 | 0,8 |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 0,20  | 0,00  | 0,07    | 0,01  | 0,40  | 0,06      | 0,00  | 0,16 | 0,9 |
|      | Etanol, katalysator | 0,62  | 0,01  | 0,30    | 0,01  | 0,86  | 0,16      | 0,03  | 0,05 | 2,0 |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 3,77  | 1,3   | 10,0    | 1,46  | 21,2  | 0,47      | 0,01  | 61,8 | 100 |
|      | Bensin, 2000        | 2,37  | 0,3   | 2,69    | 0,39  | 5,68  | 0,13      | 0,00  | 8,29 | 20  |

Cancerriskindexet från personbilarna domineras helt av de emissioner som genereras vid kallstarten. Emissionerna av polycykliska aromatiska föreningar (PAC) ökar oproportionerligt mycket vid kallstart vid låga temperaturer [24, 26 och 27] och följaktligen är PAC är det dominerande bidraget till cancerriskindexet för de äldre personbilarna. Minskade emissioner (speciellt vid kallstart) och reformulerad bensin är orsaken till den väsentliga

förbättringen för den nya bilen. Nivån för denna är dock fortfarande väsentligt högre än för de bästa bussalternativen.

**Tabell 18.** Cancerriskindex per personkm, Grön Express, dygnsmedelvärde (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Part. | Bens. | Alkener |       |       | Aldehyder |       | PAC  | Sum  |
|------|---------------------|-------|-------|---------|-------|-------|-----------|-------|------|------|
|      |                     |       |       | Eten    | Prop. | 1,3-B | Form      | Acet. |      |      |
| Buss | Diesel              | 7,64  | 0,01  | 0,63    | 0,07  | 2,85  | 1,58      | 0,02  | 1,16 | 14,0 |
|      | Diesel, katalysator | 6,49  | 0,00  | 0,22    | 0,02  | 0,86  | 0,79      | 0,02  | 0,23 | 8,6  |
|      | Diesel, DPF         | 0,76  | 0,00  | 0,13    | 0,03  | 1,14  | 0,16      | 0,00  | 0,16 | 2,4  |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 0,57  | 0,00  | 0,19    | 0,03  | 1,14  | 0,16      | 0,00  | 0,46 | 2,6  |
|      | Etanol, katalysator | 1,78  | 0,02  | 0,86    | 0,03  | 2,46  | 0,45      | 0,09  | 0,15 | 5,8  |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 6,16  | 1,23  | 9,77    | 1,42  | 20,6  | 0,46      | 0,01  | 60,3 | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 3,87  | 0,33  | 2,62    | 0,38  | 5,54  | 0,12      | 0,00  | 8,08 | 20,9 |

**Tabell 19.** Cancerriskindex per personkm, Grön Express, arbetsresor (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Part. | Bens. | Alkener |       |       | Aldehyder |       | PAC   | Sum |
|------|---------------------|-------|-------|---------|-------|-------|-----------|-------|-------|-----|
|      |                     |       |       | Eten    | Prop. | 1,3-B | Form      | Acet. |       |     |
| Buss | Diesel              | 4,11  | 0,00  | 0,34    | 0,04  | 1,53  | 0,85      | 0,01  | 0,63  | 7,5 |
|      | Diesel, katalysator | 3,49  | 0,00  | 0,12    | 0,01  | 0,46  | 0,43      | 0,01  | 0,12  | 4,6 |
|      | Diesel, DPF         | 0,41  | 0,00  | 0,07    | 0,02  | 0,61  | 0,09      | 0,00  | 0,08  | 1,3 |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 0,31  | 0,00  | 0,10    | 0,01  | 0,61  | 0,09      | 0,00  | 0,25  | 1,4 |
|      | Etanol, katalysator | 0,96  | 0,01  | 0,46    | 0,02  | 1,32  | 0,24      | 0,05  | 0,08  | 3,1 |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 6,16  | 1,23  | 9,77    | 1,42  | 20,65 | 0,46      | 0,01  | 60,30 | 100 |
|      | Bensin, 2000        | 3,87  | 0,33  | 2,62    | 0,38  | 5,54  | 0,12      | 0,00  | 8,08  | 21  |

Liksom för effekter som kommenterats ovan visar resultaten i tabellerna en större fördel för bussen vid arbetsresor. Det förhållandevis stora inflytandet av kallstarten för personbilarna medför återigen att linje 64 är mer fördelaktig för bussarna än Grön Express.

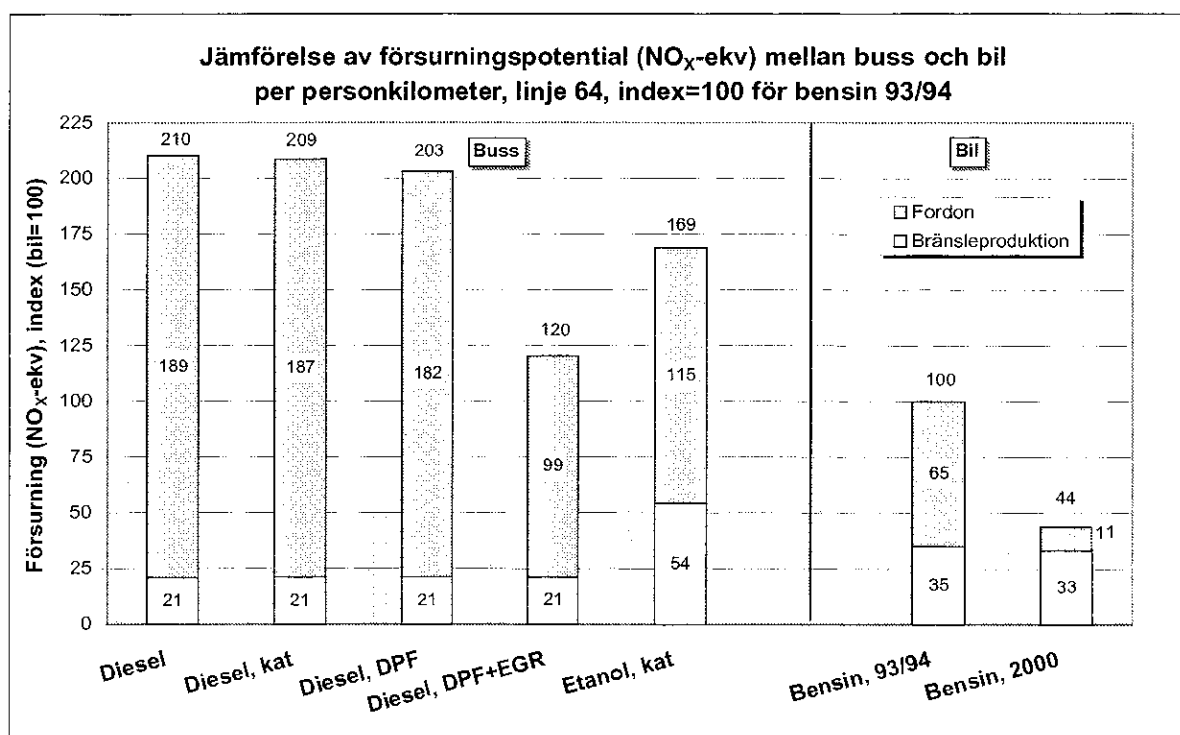
#### 4.7.3 Försurning

Genom att svavelhalten i både bensin och dieselolja minskat väsentligt de senaste åren domineras försurningen helt av NO<sub>x</sub> emissionerna. I **Figur 16** och **Tabell 20** (linje 64) respektive **Tabell 21** (Grön Express) visas resultaten för försurningen. Någon uppdelning mellan bidraget från NO<sub>x</sub> och SO<sub>x</sub> har inte gjorts utan istället visas emissionerna i bränsleproduktion respektive från fordonen, där bidraget från NO<sub>x</sub> och SO<sub>x</sub> summerats i båda fallen.

Resultaten i **Figur 16** visar att förurningen, liksom  $\text{NO}_x$  emissionerna ovan, ligger på en högre nivå för bussarna än för personbilarna. Visserligen är bidraget från bränsleproduktionen större för bensinbilarna men detta kompenserar inte de högre  $\text{NO}_x$  emissionerna från bussarna. Det finns två anledningar till att bränsleproduktionen har en relativt sett större betydelse för bensinbilarna än för de diesellojdrivna bussarna. Den första anledningen är att mer energi används i en bil än i en buss per personkilometer och detta ökar naturligtvis emissionerna (per personkilometer) som relateras till drivmedelsframställningen. Den andra anledningen är att bensinframställningen ger högre  $\text{NO}_x$  och  $\text{SO}_x$  emissioner än framställningen av dieselloja (per energienhet). Framställningen av bensin är mer energikrävande och har också fler och annorlunda processteg. För den nyaste bilen är faktiskt bidraget från bränsleframställningen helt dominerande jämfört med emissionerna från bilen.

Etanolframställningen ger med den process (CASH) som använts som bas för beräkningarna ett större bidrag till förurningen än för de övriga bränslena – även bensin. Här torde dock finnas en väsentlig potential till förbättringar med de nya processer som nu håller på att utvecklas.

Liksom tidigare visats kan  $\text{NO}_x$  emissionerna minskas med ca 50% med EGR för dieselloja och detsamma borde också vara möjligt för etanol. Detta skulle innebära att etanolbussen vore ungefär likvärdig med den äldre personbilen ur förurningssynpunkt.



**Figur 16.** Förurning per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Tidigare slutsatser om skillnaderna mellan typ av resor (arbetsresor kontra dygnsmedel) gäller även i detta fall. Grön Express är i detta fall, liksom för  $\text{NO}_x$  ovan, fördelaktigare för bussen än linje 64.

Tabell 20. Förurning per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Linje 64, dygn |       |      | Linje 64, arbete |       |      |
|------|---------------------|----------------|-------|------|------------------|-------|------|
|      |                     | Prod           | Ford. | Tot. | Prod             | Ford. | Tot. |
| Buss | Diesel              | 21             | 189   | 210  | 11               | 100   | 111  |
|      | Diesel, katalysator | 21             | 187   | 209  | 11               | 99    | 110  |
|      | Diesel, DPF         | 21             | 182   | 203  | 11               | 96    | 107  |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 21             | 99    | 120  | 11               | 52    | 64   |
|      | Etanol, katalysator | 54             | 115   | 169  | 29               | 61    | 89   |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 35             | 65    | 100  | 35               | 65    | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 33             | 11    | 44   | 32               | 12,0  | 44   |

Tabell 21. Förurning per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Grön Express, dygn |       |      | Grön Express, arb. |       |      |
|------|---------------------|--------------------|-------|------|--------------------|-------|------|
|      |                     | Prod               | Ford. | Tot. | Prod               | Ford. | Tot. |
| Buss | Diesel              | 15                 | 133   | 147  | 8                  | 70    | 78   |
|      | Diesel, katalysator | 15                 | 131   | 146  | 8                  | 69    | 77   |
|      | Diesel, DPF         | 15                 | 127   | 142  | 8                  | 67    | 75   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 15                 | 69    | 84   | 8                  | 37    | 44   |
|      | Etanol, katalysator | 38                 | 80    | 118  | 20                 | 42    | 62   |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 44                 | 56    | 100  | 43                 | 57    | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 42                 | 9,1   | 51   | 41                 | 11,0  | 52   |

#### 4.7.4 Växthuseffekten

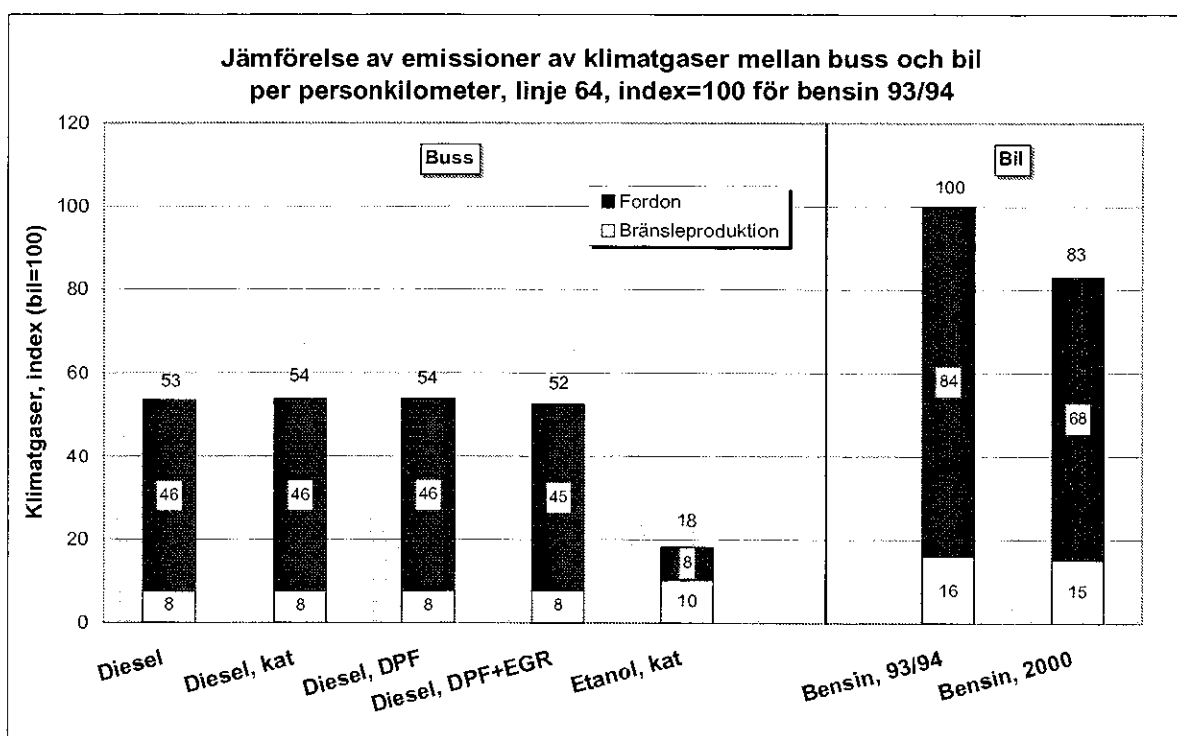
Klimatgaserna har delats upp i bidrag från bränsleframställning och emissioner från fordonet. Viktsfaktorer för de enskilda emissionskomponenterna har använts på samma sätt som beskrivits i tidigare rapporter [1, 3]. Någon redovisning av bidraget från de enskilda emissionskomponenterna görs inte här av utrymmesskäl. Helt klart är dock att klimatgaserna domineras av CO<sub>2</sub>.

I **Figur 17** och i **Tabell 22** (linje 64) respektive **Tabell 23** (Grön Express) visas resultaten för klimatgaserna.

Utsläppen av klimatgaser är en av de största fördelarna för bussen, vilket framgår av **Figur 17**. Den högre energieffektiviteten i bussen jämfört med personbilen är naturligtvis den främsta orsaken till detta utfall. Vidare är dieselolja mindre energikrävande (per energienhet i bränslet) än bensin i tillverkningen och ger upphov till lägre utsläpp av klimatgaser i dessa processer. Emissionerna av klimatgaser utöver CO<sub>2</sub> i avgaserna från fordonet är också lägre än för personbilarna.

Vi har förutsatt en liten minskning av bränsleförbrukningen för den nya bussen jämfört med den äldre, vilket per automatik ger lägre utsläpp av CO<sub>2</sub> både i bränsleproduktion och från fordonet. Ytterligare en orsak till att den nya bilen är bättre är de minskade emissionerna av andra klimatgaser än CO<sub>2</sub> från bilen. Emissionskomponenter som t.ex. CO, HC och NO<sub>x</sub> har faktiskt större *relativ* klimateffekt (per kg) än CO<sub>2</sub>, vilket inte alltid uppmärksammas. Således är en ökad konvertering av CO och HC i katalysatorn till CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>O positiv.

Etanol är ju det enda biodrivmedlet och är naturligtvis bäst ur klimatgassynpunkt. Etanolbränslet är inte helt biobaserat eftersom en del tillsatser är av fossilt ursprung och ifall dessa tillsatser kunde undvikas vore resultaten ännu bättre. Beräkningsmässigt kan man förutsätta detta men något sådant resultat redovisas inte. Det förekommer också fall där etanolframställningen använder väsentligt mer fossil energi vid framställningen än i det fall vi redovisat. Vinetanol och spannmålsetanol är två sådana fall. I de allra värsta fallen kan utsläppen av klimatgaser vara större än från fossila bränslen. Vi har dock valt att inte visa några sådana fall. Det fall som visats är mer likt ett framtida scenario där cellulosebaserad etanol framställs. De nya framställningsmetoder som nu utvecklas torde vara bättre ur klimatgassynpunkt än den process som användes i beräkningarna i Life of Fuels (under förutsättning att icke fossil processenergi används så långt det är möjligt).



**Figur 17.** Klimatgaser per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Den större belägningsgraden för Grön Express linjen jämfört med linje 64 medför att fördelen för bussen är ännu större på denna linje. Sannolikt vore skillnaden ännu större om hänsyn hade tagits till att bränsleförbrukningen för personbilen med all säkerhet är större i den typ av trafik (stadskörning) än det medeltal för NEDC körcykeln som använts för att representera personbilens förbrukning för båda linjerna. NEDC körcykeln är mer repre-

sentativ för Grön Express linjen men kan i detta fall överskatta förbrukningen något. Tidigare slutsatser om dygnsmedel och arbetsresor gäller också i detta fall.

**Tabell 22.** Klimatgaser per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Linje 64, dygn |       |      | Linje 64, arbete |       |      |
|------|---------------------|----------------|-------|------|------------------|-------|------|
|      |                     | Prod           | Ford. | Tot. | Prod             | Ford. | Tot. |
| Buss | Diesel              | 7,6            | 46    | 53   | 4,1              | 25    | 29   |
|      | Diesel, katalysator | 7,7            | 46    | 54   | 4,1              | 25    | 29   |
|      | Diesel, DPF         | 7,7            | 46    | 54   | 4,2              | 25    | 29   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 7,7            | 45    | 52   | 4,2              | 24    | 28   |
|      | Etanol, katalysator | 10,3           | 7,9   | 18   | 5,6              | 4,2   | 10   |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 16             | 84    | 100  | 16,0             | 84    | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 15             | 68    | 83   | 15,1             | 68    | 83   |

**Tabell 23.** Klimatgaser per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Grön Express, dygn |       |      | Grön Express, arb. |       |      |
|------|---------------------|--------------------|-------|------|--------------------|-------|------|
|      |                     | Prod               | Ford. | Tot. | Prod               | Ford. | Tot. |
| Buss | Diesel              | 4,8                | 29    | 34   | 2,6                | 16    | 18   |
|      | Diesel, katalysator | 4,9                | 29    | 34   | 2,6                | 16    | 18   |
|      | Diesel, DPF         | 4,9                | 29    | 34   | 2,6                | 16    | 18   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 4,9                | 28    | 33   | 2,6                | 15    | 18   |
|      | Etanol, katalysator | 6,6                | 5,0   | 12   | 3,5                | 2,7   | 6    |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 18                 | 82    | 100  | 18,2               | 82    | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 17                 | 74    | 91   | 17,2               | 74    | 91   |

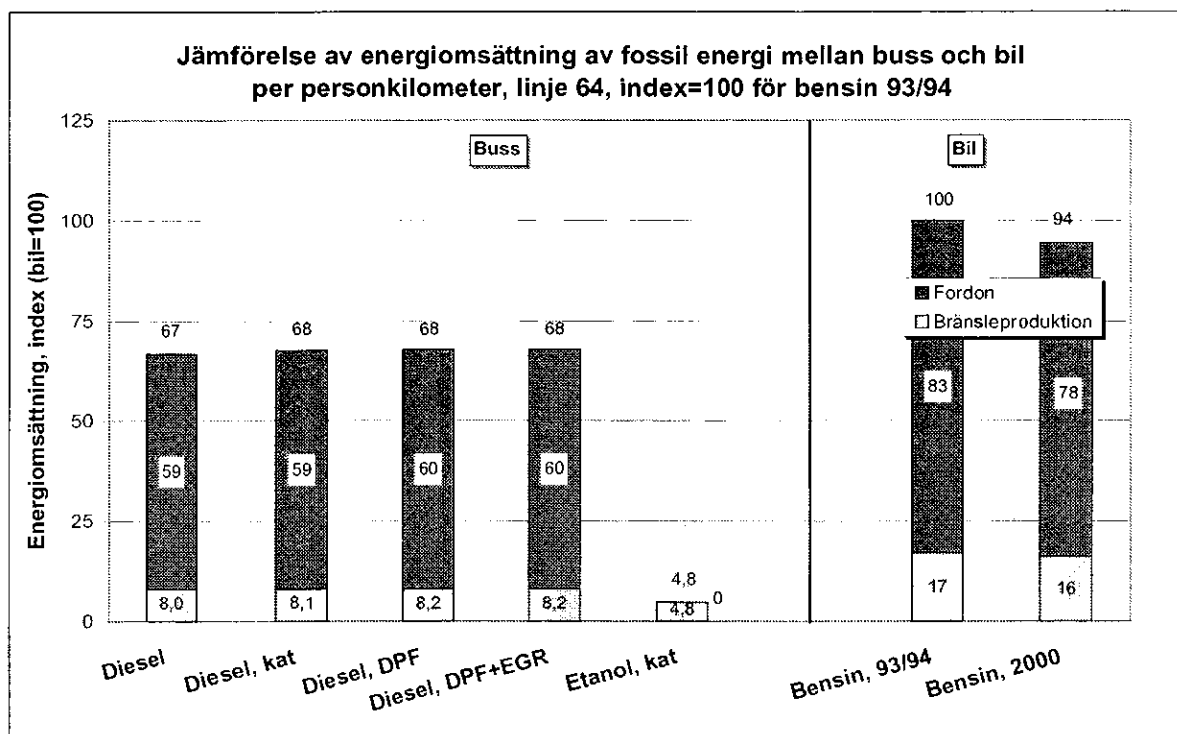
#### 4.7.5 Energiomsättning

Energiomsättningen av fossil energi kompletterar de tidigare visade resultaten för klimatgaser. Energianvändningen måste på sikt minskas eftersom tillgången på fossil energi är begränsad. Det bör noteras att endast omsättning av fossil energi redovisas, bioenergin är ju förnybar. Den totala energiomsättningen (bio+fossil) är som regel alltid högre för biodrivmedel än för fossila drivmedel. Detta beror i sin tur på att framställningen av biodrivmedel är mer komplicerad än för råoljebaserade drivmedel där naturen under årmiljonerna åstadkommit en råolja som på ett enklare sätt kan raffineras till färdiga produkter än som är fallet för biomassa.

En viktig skillnad gentemot klimatgaserna ovan för de resultat som redovisas i detta fall är att etanolbränslet räknats som helt biobaserad. Detta är naturligtvis inte fallet i dag eftersom tillsatser av fossilt ursprung (t.ex. tändförbättrare och denaturering) finns i det färdiga bränslet. Det är dock av intresse att visa resultaten på det sätt som gjorts nedan. Ifall man

antar att 10% av det färdigblandade bränslet är av fossilt ursprung och man har 100 bussar krävs istället en fordonsflotta på 111 bussar ( $100/0,9$ ) för att fullständigt ersätta det fossila bränsle som 100 dieslbussar hade förbrukat. Till detta kommer naturligtvis den fossila energi som använts för att tillverka etanolen och ur kostnadssynpunkt tillkommer också kostnaderna för fler bussar. Samma beräkningssätt kan också användas för klimatgaser vilket antytts ovan.

I **Figur 18** och i **Tabell 24** (linje 64) respektive **Tabell 25** (Grön Express) visas resultaten för energiomsättningen. Den fossila energin för etanolbussen (fordonet) har enligt beräkningsförutsättningarna ovan satts till noll.



**Figur 18.** Energiomsättning per personkm, linje 64, dygnsmedelvärde

Liksom för klimatgaserna kan man konstatera att energiomsättningen är lägre för bussarna än för personbilarna (**Figur 18**). Den relativa skillnaden är dock något mindre i detta fall än i det förra. Som tidigare nämnts krävs mindre energi för att framställa dieseloljan än bensin och detta framgår också tydligt av **Figur 18**.

Eftersom etanolen är biobaserad och tillverkningsprocesserna till övervägande del använder bioenergi blir förbrukningen av fossil energi mycket låg i detta fall. En minskning med upp till 95% kan således vara möjligt.

Skillnaden mellan de båda personbilarna är i detta fall mindre än för klimatgaser. Den främsta orsaken är att minskning av andra klimatgaser än  $\text{CO}_2$  är stor för de nyaste bilarna.

Tabell 24. Energiomsättning per personkm, linje 64 (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Linje 64, dygn |       |      | Linje 64, arbete |       |      |
|------|---------------------|----------------|-------|------|------------------|-------|------|
|      |                     | Prod           | Ford. | Tot. | Prod             | Ford. | Tot. |
| Buss | Diesel              | 8,0            | 59    | 67   | 4,3              | 32    | 36   |
|      | Diesel, katalysator | 8,1            | 59    | 68   | 4,4              | 32    | 36   |
|      | Diesel, DPF         | 8,2            | 60    | 68   | 4,4              | 32    | 37   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 8,2            | 60    | 68   | 4,4              | 32    | 37   |
|      | Etanol, katalysator | 4,8            | 0     | 4,8  | 2,6              | 0     | 2,6  |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 17             | 83    | 100  | 17               | 83    | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 16             | 78    | 94   | 16               | 78    | 94   |

Tabell 25. Energiomsättning per personkm, Grön Express (index, bensin 93/94 = 100)

|      | Bränsle, rening/mod | Grön Express, dygn |       |      | Grön Express, arb. |       |      |
|------|---------------------|--------------------|-------|------|--------------------|-------|------|
|      |                     | Prod               | Ford. | Tot. | Prod               | Ford. | Tot. |
| Buss | Diesel              | 4,5                | 33    | 37   | 2,4                | 18    | 20   |
|      | Diesel, katalysator | 4,6                | 33    | 38   | 2,5                | 18    | 20   |
|      | Diesel, DPF         | 4,6                | 33    | 38   | 2,5                | 18    | 20   |
|      | Diesel, DPF+EGR     | 4,6                | 33    | 38   | 2,5                | 18    | 20   |
|      | Etanol, katalysator | 2,7                | 0     | 2,7  | 1,4                | 0     | 1,4  |
| Bil  | Bensin, 93/94       | 17                 | 83    | 100  | 17                 | 83    | 100  |
|      | Bensin, 2000        | 16                 | 78    | 94   | 16                 | 78    | 94   |

Liksom i tidigare fall är arbetsresorna mer fördelaktiga för bussen och samma gäller också för Grön Express jämfört med linje 64.



### Sammanfattning

Resultaten som redovisats i detta kapitel är intressanta och torde i flera fall avvika från den allmänna uppfattningen.

Fallstudierna har visat svårigheterna att få fram jämförbara underlag för transportarbetet. Data från resvaneundersökningar och från två olika linjer i Göteborg har använts för specialstudier. Mer ingående studier är nödvändiga inom detta område.

Kallstarten är ett väsentligt bidrag till emissionerna för personbilarna men är nästintill försumbar för bussarna. Tomgångskörning med bussar bör dock undvikas så långt det är möjligt. Åldringen har en mindre betydelse för emissionerna från bussar jämfört med fallet för personbilar.

Av de effekter på hälsa och miljö som studerats är vissa lägre för bussarna än för personbilarna och i andra fall är det tvärtom. Efterbehandlingsutrustning i form av katalytiskt partikelfilter i kombination med EGR är den teknik som ger de bästa resultaten för bussarna. Ozonbildning, partikelemissioner, cancerriskindex, växthuseffekt och energiomsättning är effekter där bussarna har en fördel under förutsättning att bästa teknik används. Förurning och NO<sub>x</sub> emissioner är effekter där personbilarna har en fördel, speciellt gäller det för de nyaste bilarna med bästa reningsteknik. Skillnaderna för aldehyder är inte så stora mellan de bästa alternativen för bussar respektive personbilar.

Skillnader finns i resultaten för de undersökta linjerna men dessa skillnader är inte så stora som man kanske kunde förvänta sig. Arbetsresor är generellt en fördel för bussarna jämfört med andra tider på dygnet på grund av den höga medelbeläggningen i det första fallet.

## 5 IDENTIFIERING AV FORSKNINGS- OCH UTVECKLINGSBEHOV

Man kan först och främst konstatera att både personbilar och bussar har förutsättningar till väsentligt lägre emissioner i framtiden. I detta kapitel belyses denna potential kort och några FoU-behov som finns för respektive fordonstyp identifieras.

### 5.1 Bensindrivna personbilar

Det som är de bensindrivna personbilarnas största problem i dag är emissionerna under kallstart och speciellt under kallstart vid låg temperatur. Emissionskrav vid kallstart infördes 2002 men en enkel analys av förutsättningarna visar att bilar med dagens teknik kan klara dessa krav [6]. Kraven kommer således inte att ha någon effekt i det första skedet utan kan först i nästa skede när nivåerna skärps komma att påverka utvecklingen. Det finns en hel del olika tekniska metoder för att minska emissionerna vid kallstart, vilket redan tidigare identifierats i flera studier [6, 10]. Många av dessa metoder är redan kommersiella men används inte av kostnadsskäl och ytterligare en mängd olika lösningar befinner sig på utvecklingsstadiet.

Erfarenheter från de emissionskrav som introducerats och kommer att introduceras i USA och Kalifornien visar att det är möjligt att minska emissionerna ytterligare från Euro IV nivån (nya miljöklass 1). Problemet är egentligen inte tekniken i sig utan det faktum att tekniken för med sig stora ökningar av kostnaden. Många av de tekniska lösningar som håller på att utvecklas leder också till lägre emissioner för kallstart vid lägre temperaturer men det är dock inte alla lösningar som har denna effekt [6]. Eftersom medeltemperaturen i vårt land är väsentligt lägre än den medeltemperatur på +25°C som gäller för de normala avgaskraven, vore det önskvärt att tekniska lösningar som fungerar även i vårt klimat kommer till användning. Elektriska motorvärmare är en lösning som bevisligen har en stor effekt men den nödvändiga utbyggnaden av infrastrukturen (motorvärmaruttag) för att nå ett stort genomslag är kostsam. Andra tekniska lösningar måste till för att man skall få ett stort genomslag.

Ett annat problem med bensindrivna personbilar är hållbarheten för de emissionsbegränsande komponenterna. Mycket tyder visserligen på att detta problem minskat kraftigt de senaste åren men eftersom basemissionerna är så låga för de nya bilarna innebär ändå några få bilar som fallerat att medelemissionerna ökar kraftigt. Insatser inom detta område är således också motiverade.

### 5.2 Bussar

#### 5.2.1 NO<sub>x</sub> emissioner

I förra kapitlet identifierades NO<sub>x</sub> emissionerna och den till dessa emissioner kopplade förurningen som ett av de största emissionsproblemen för bussarna. Som framgått av analyser är avgasåterföring (EGR) i kombination med partikelfilter en metod som i nuvarande utvecklingsskede kan minska NO<sub>x</sub> emissionerna med ca 50%. Sannolikt kan en optimering av systemet tillsammans med fortsatt utveckling av grundmotorn minska NO<sub>x</sub> emissionerna ända upp till 75%. En tilltalande egenskap för EGR-tekniken är att den kan

användas för eftermontering. På så sätt kan t.ex. en Euro II motor uppgraderas till Euro IV. SLTF har tagit fasta på dessa möjligheter i sitt nya miljöprogram som innehåller rekommendationer till upphandlingskrav. Ingen speciell teknik föreskrivs i miljöprogrammet men en möjlighet att klara de rekommenderade upphandlingskraven är att utrusta både nya och äldre fordon med den ovan beskrivna tekniken, alternativt att använda alternativa drivmedel som också klarar samma (eller lägre) emissionsnivå. I detta sammanhang bör också nämnas att potentialen för en *relativ* minskning av NO<sub>x</sub> emissionerna genom användning av EGR på en etanolmotor bör vara minst lika stor som med dieselolja. Något sådant system finns emellertid inte kommersiellt i dag, varför det inte tagits med i utvärderingen.

Överhuvudtaget är en uppgradering av tunga fordons emissionsegenskaper en möjlighet som börjat implementeras även internationellt. I Storbritannien har man t.ex. ett stort program för eftermontering av partikelfilter. I USA och speciellt i Kalifornien finns bestämmelser för uppgradering av motorer till bussar som renoveras. Man kan certifiera dessa uppgraderingssatser i olika nivåer av reningsgrad och en maximal merkostnad för systemen har också definierats. På så sätt har man säkerställt kostnadseffektiviteten i uppgraderingarna.

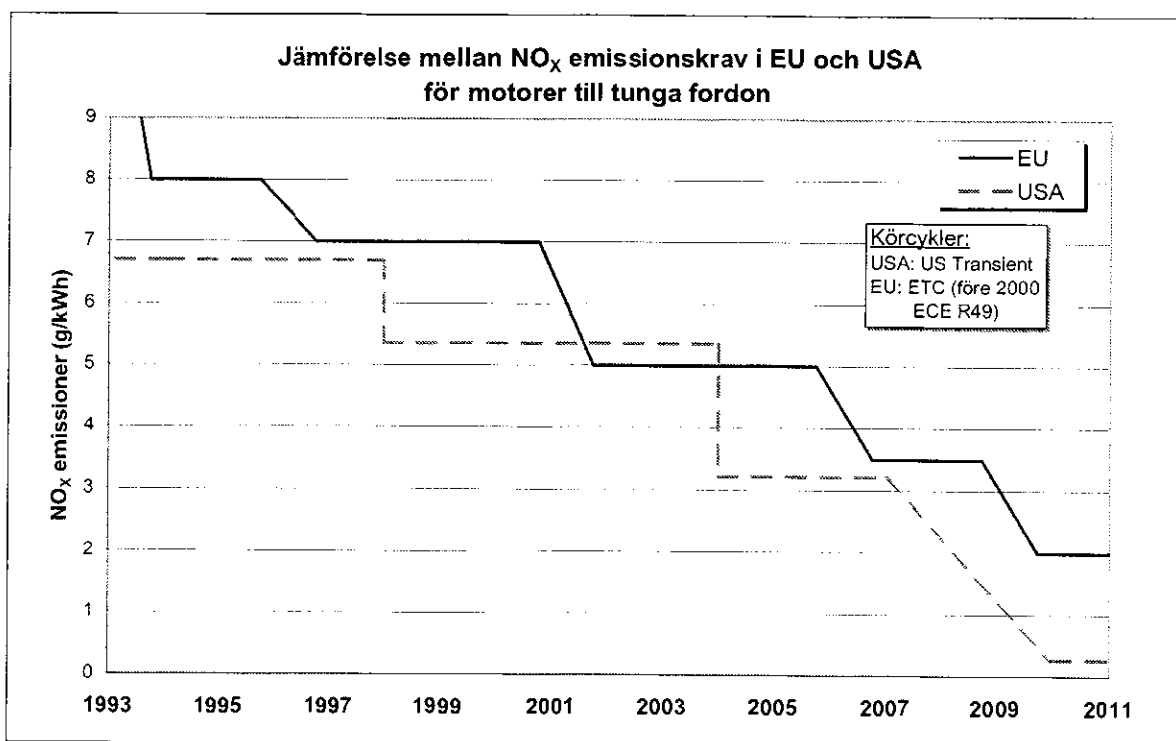
De svenska reglerna för miljözoner har tillsvidare varit fokuserade på en eftermontering av efterbehandlingsutrustning i form av katalysatorer<sup>26</sup> och partikelfilter för fordon som är över en viss ålder (grundregel: max 8 år). En rekommendation är att utvidga detta system även till andra typer av lösningar. Ett potentiellt problem i sammanhanget är att EU:s avgaskrav inte tillåter ingrepp i avgasreningssystemet och detta hinder kan i dag bara överkommas genom att motor- och fordonstillverkare involveras. Nya regler inom detta område är en nödvändighet för att snabba på utvecklingen.

För att möta framtida krav på NO<sub>x</sub> emissioner i USA och förmodade framtida krav i Europa räcker emellertid inte införandet av EGR. För att ge en bild av hur de framtida emissionskraven för NO<sub>x</sub> ser ut visas i **Figur 19** ett diagram där kraven plottats i samma skala. Man bör dock notera att olika körcykler används, vilket medför att nivåerna egentligen inte bör jämföras direkt. Det är dock den successiva skärpningen av kraven som är det mest intressanta med figuren. I de fall där gränserna införs under en viss introduktionsperiod, som t.ex. i EU<sup>27</sup>, har linjerna ritats med en lutning istället för ett trappsteg.

I **Figur 19** ser man att EU:s NO<sub>x</sub> gränser minskas från Euro III-nivån (som skall vara fullt infört i hösten 2001) på 5 g/kWh till 2 g/kWh 2008/2009. USA:s gränser följer i princip EU:s ända till perioden 2007 – 2010 när en gräns på 0,27 g/kWh (0,2 g/bhp-hr) införs gradvis. Man kan notera att denna nivå motsvarar en reduktion med nästan 95% jämfört med Euro III. Det är troligt att även EU i framtiden kommer att skärpa sina gränser mot bakgrund av detta.

<sup>26</sup> I de nu gällande bestämmelserna finns inte längre möjligheten att eftermontera katalysator utan partikelfilter är det enda alternativet.

<sup>27</sup> Exempelvis införs Euro III normen successivt från oktober 2000 till oktober 2001. Det första datumet gäller för nya motorfamiljer (nycertifieringar) och det senare datumet för samtliga motorfamiljer. I praktiken innebär detta att tillverkaren kan fortsätta tillverka en Euro II motor fram till och med september 2001 men ifall en ny motor introduceras under perioden måste den uppfylla Euro III.

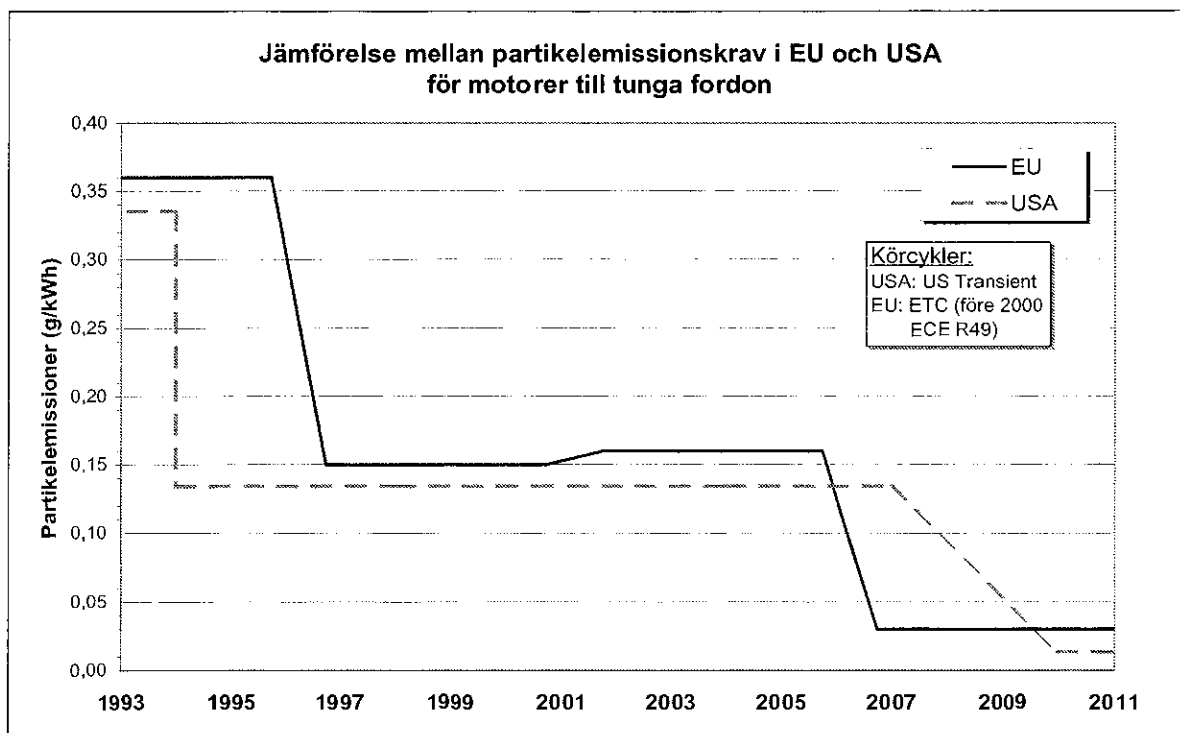


**Figur 19.** Emissionskrav för NO<sub>x</sub> i USA och EU

För att klara en så låg NO<sub>x</sub> nivå som 0,27 g/kWh krävs någon form av efterbehandling av NO<sub>x</sub>, vilket också förutsatts av amerikanska EPA. Antar man att en NO<sub>x</sub> nivå på 2 – 2,5 g/kWh kan nås genom införande och optimering av EGR, krävs en omsättning av NO<sub>x</sub> på 90%. Sådana NO<sub>x</sub> reducerande katalysatorer befinner sig nu på forsknings- och utvecklingsstadiet. Många problem återstår dock att lösa, bl.a. krävs ett lågsavvligt bränsle (<15 ppm enligt det nyligen antagna förslaget i USA). Oljeindustrin har följaktligen protesterat mot kraven. Ironiskt nog har vi i Sverige i ca 10 år haft ett bränsle (Mk1 med <10 ppm S) som uppfyller dessa krav. EU:s antagna krav för dieselbränsle till 2005 har en svavelhalt på 50 ppm och detta är för högt för att en NO<sub>x</sub> reducerande katalysator skall kunna fungera tillfredsställande. Någon utveckling av katalysatorer enbart för den svenska marknaden kan emellertid inte förutsättas utan i bästa fall kan man tänka sig att en tidig introduktion i form av ett fältprov vore möjlig på vår marknad. Eftersom etanol är ett svavelfritt bränsle finns stora möjligheter att även använda en snarlik teknik på motorer för detta bränsle.

### 5.2.2 Minskade hälsoeffekter

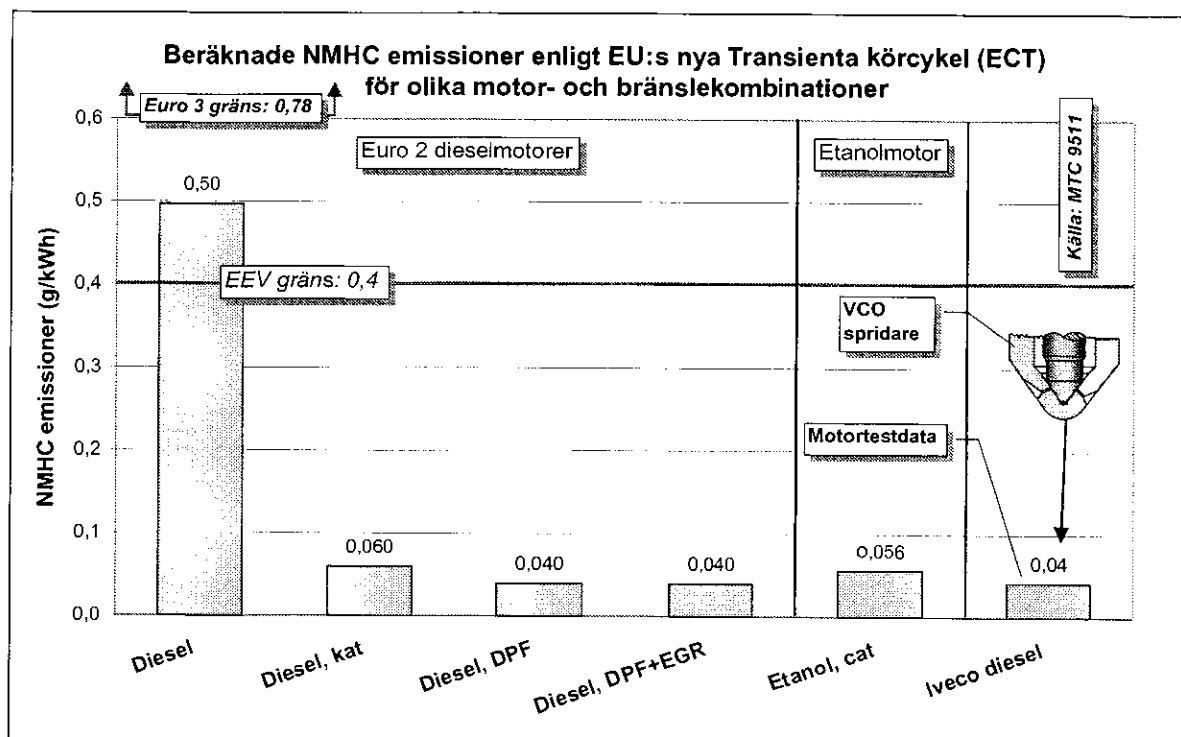
Partikelemissionerna är som tidigare nämnts ett av de större hälsoproblemen för dieselmotorer även om de partikelfilter som introducerades för drygt 5 år sedan kan minska partikelemissionerna med 90% eller mer. Det kommer dock att dröja innan en storskalig introduktion av partikelfilter kommer till stånd i EU. I **Figur 20** visas partikelkraven i EU och USA. Även i detta fall kan man notera att det rör sig om olika körcykler, varför kraven inte är direkt jämförbara.



**Figur 20.** Emissionskrav för partikelemissioner i USA och EU

Som synes i **Figur 20** skärps partikelkraven i EU väsentligt 2005/2006 (Euro IV) och i USA mellan 2007 och 2010. De amerikanska kraven torde med all sannolikhet innebära att partikelfilter är nödvändigt och det ter sig också svårt – men dock kanske inte helt omöjligt – att klara Euro IV kraven utan partikelfilter. Slutsatsen av resonemanget om partikelkraven är att en storskalig introduktion av partikelfilter är att förvänta före slutet av decenniet.

Författarna vill också peka på en annan möjlighet att minska hälso- och miljöeffekterna från tunga fordon. I detta fall handlar det bara om normal motorutveckling och teknik som redan funnits kommersiellt tillgänglig i ca 15 år. Med denna teknik är det möjligt att minska HC emissionerna och därmed även de hälsofarliga organiska föreningarna som utgör en mindre del av det som mäts som HC emissioner. Den viktigaste komponenten i konceptet är en spridare med en annan geometri än normalt. Denna spridare har inte den dödvolum (s.k. "spridarsäck") som normalt används för spridare till tunga motorer. Merkostnaden för denna spridare är försumbar. Vidare är det alltid fördelaktigt med en hög specifik effektivitet och ett förbränningssystem som generellt ger låga HC emissioner. Från dataunderlaget till den tidigare citerade studien på bussar [3] har emissionsvärden för NMHC beräknats (från Braunschweigcykeldata) för den nya ETC transientcykeln. Resultaten visas i **Figur 21**.



**Figur 21.** NMHC emissioner med olika teknik och drivmedel

Alla staplarna i **Figur 21** utom den längst till höger känns igen från de tidigare visade figurerna i denna rapport. Inverkan av katalysator och partikelfilter är densamma som tidigare visats för HC emissionerna. Längst till höger i **Figur 21** visas testdata från en rapport av Hedbom vid MTC på en dieselmotor från Iveco [28]. Trots att denna motor *inte* var utrustad med katalysator eller partikelfilter vid detta test hade den lika låga NMHC emissioner som de övriga motorerna *med* partikelfilter. Vidare var nivån mer än en tiopotens lägre än för dieselmotorn utan efterbehandling. Tester utfördes också med ett partikelfilter men eftersom nivåerna av CO och HC blev så låga att de motsvarade nivåerna i omgivningsluften redovisades inga emissionsvärden för dessa emissionskomponenter i rapporten. Det kan också nämnas att t.ex. den amerikanska motortillverkaren Detroit Diesel använt denna spridarteknologi i nära 15 år på sina tunga motorer, sedermera också i motorer till stadsbussar. Vidare används tekniken till i stort sett alla personbilar med dieselmotor. Det vore eftersträvarsvårt att denna, eller liknande, teknologi också kommer till användning i Europeiska tunga dieselmotorer. Förutsättningar finns också för att använda tekniken i etanoldrivna tunga motorer. Såvida hälsoeffekterna av avgaser från tunga fordon anses vara ett problem kan inte lösningar med en sådan stor potential som visats ovan försummas. Möjligheter finns att även ställa krav på HC emissioner i upphandlingar. Dessa krav måste då på något sätt ta hänsyn till att HC emissionerna från olika drivmedel inte är lika hälsofarliga för att i någon mån göra konkurrensen mellan olika drivmedel "rättvis".

Det förtjänar också att nämnas att det är möjligt att driva utvecklingen av katalysatorer och partikelfilter vidare. I det senare fallet är en ökning av filtreringsgraden av stor betydelse. En bättre kontroll och övervakning av regenereringen är ett ännu viktigare FoU-område. De partikelfiltersystem som i dag används på tunga fordon är förlitliga helt på passiv regenerering och lämpar sig därför väl för eftermontering på fordon. I framtiden kan man förvänta sig en bättre integration av partikelfiltren med motor och styrsystem eftersom partikelfilter kommer att ingå som en del i avgasreningskonceptet redan från motortillver-

karen. Så kallade semi-aktiva eller aktiva system<sup>28</sup> kan åstadkomma en bättre kontroll av regenereringen genom den nämnda integrationen. Likaså kan system för ombord-diagnos (OBD) – som kommer att införas med nya avgaskrav i syfte att övervaka avgasreningen – att kunna ge en ökad tillförlitlighet och livslängd även för partikelfiltersystemen. Det som också är möjligt är att öka omsättningen av kolväten och organiska föreningar. En teknik som verkar vara lovande är katalysatorer (som också kan integreras i partikelfilter) som kan lagra kolväten under de perioder då avgastemperaturen är för låg för att någon konvertering skall ske. Ett exempel på en sådan studie är en tämligen ny rapport från Begsteiger m.fl. [29]. En snarlik teknik som redan används kommersiellt för personbilsdieslar är ett ytförstorande material (eng.: "washcoat") till katalysatorn som innehåller zeoliter och som liksom materialet i den nämnda rapporten också kan lagra kolväten.

Slutsatsen från testerna ovan är att HC emissionerna och därmed de hälsofarliga emissionerna från motorn bör gå att reducera med 90% jämfört med de nivåer som använts som basdata i föreliggande rapport. Ytterligare minskningar kan åstadkommas med förbättrad efterbehandling av avgaserna.

---

<sup>28</sup> Det partikelfiltersystem som nyligen införts av Peugeot är ett exempel på ett aktivt system. Mellanformer mellan detta system och de passiva system (t.ex. CRT) torde vara av intresse för tunga fordon.

## 6 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

### 6.1 Om metodik och dataunderlag

Denna studie har visat att det inte är trivialt att jämföra emissioner och effekterna av emissionerna mellan personbilar och buss. Detta är den kanske viktigaste slutsatsen från projektet och samtidigt kan dessa resultat ge en indikation om vilka forsknings- och utvecklingsområden som bör prioriteras för att en förbättring av sådana jämförelser skall bli möjliga i framtiden. Trots svårigheterna att erhålla kvalitetssäkrade indata till studien bör ändå de resultat som genererats kunna tillföra en del ny kunskap inom området.

En jämförelse av emissionerna mellan så pass olika fordonstyper som personbilar och busar spänner över många olika forskningsområden. Strategin i denna studie var att så långt det är möjligt *använda redan befintligt material som indata till studien*. Denna föresats har inte lyckats fullt eftersom tillgången på data visat sig vara begränsad inom flera områden. Det kanske svåraste området är att uppskatta transportarbetet på ett korrekt och jämförbart sätt. De få studier som hittills genomförts inom området har helt enkelt inte utförts med syftet att generera denna typ av indata och därför är dessa data tämligen osäkra. För personbilarna bygger uppgifterna på intervjuer och svaren blir därför ganska generella. Vi hyste stora förhoppningar till SCB:s stora dataunderlag som finns i de årligen genomförda res(vane)undersökningarna. Tyvärr gick det inte att ta fram vissa uppgifter som vi efterfrågade. En del fanns registrerade men inte gick att fram med en rimlig arbetsinsats. Transportarbetet blir t.ex. mycket osäkert beroende på om någon passagerare hoppat av på vägen. Det vore önskvärt att göra mätningar kring de aktuella busslinjerna.

När det gäller emissionsfaktorer och körmönster finns en del problem. Först och främst ger de körcykler som används vid emissionstesterna av inte alltid en tillräckligt stor variation av motorns varvtal och belastning för att de skall vara representativa för alla typer av förekommande körmönster (gäller både lätta och tunga fordon). För motorer till tunga fordon har t.ex. de körcykler som använts tills nyligen (Euro II och tidigare) varit stationära och därför knappast representativa för stadstrafik som ju innehåller så kallade "transienter", dvs. snabba variationer av varvtal och belastning. Tillgången på oberoende tester i transienta körcykler (motor- eller chassidynamometer) för dessa fordon är också tämligen liten. Ej heller är de körcykler som används för lätta fordon helt representativa för verklig körning men även här är tillgången på andra data tämligen begränsad. En gemensam nämnare för båda kategorierna av fordon är att tillgången på data är liten för icke reglerade emissioner.

Data för emissioner vid kallstart och speciellt kallstart vid låga temperaturer är ett annat område där tillgången på data är begränsad. I synnerhet för personbilar är detta ett mycket viktigt område eftersom kallstarten står för den dominerande andelen av emissionerna. Tillgången på data är ännu mindre för tunga fordon men här har de simuleringar som utförts i projektet visat att kallstartens betydelse är nästintill försumbar för dessa fordon. För de bussar som är utrustade med katalysator och katalytiskt partikelfilter har dock simuleringarna visat att tiden som bussarna står på tomgång bör minskas så mycket som möjligt eftersom den kylning som av efterbehandlingsutrustningen som sker vid tomgång ökar emissionerna påtagligt. Detta är en viktig faktor att ta i beaktande när instruktioner för forrarna utarbetas.



Underlaget för beräkning av vissa effekter från avgaserna, som t.ex. cancerrisken, är fortfarande osäker. Forskning pågår inom detta område både i Sverige och internationellt men resultaten från två av de senaste utvärderingarna av cancerriskerna från olika emissionskomponenter (och från dieselavgaser) som utförts av Health Effects Institute (HEI) och EPA i USA antyder att det kommer att ta lång tid innan ett bättre underlag finns tillgängligt. Trots de brister som finns inom dessa områden finns det ändå skäl att försöka utvärdera effekter, som t.ex. cancerrisken från fordonsavgaser, eftersom man på detta sätt kan identifiera områden där förbättringar är möjliga.

## 6.2 Kommentarer till resultaten

Beräkningen av trafikarbetet är som nämnts ovan ett svårbemästrat område i studien. Ganska tidigt i studien kunde det fastslås att en "rättvis" generell jämförelse mellan personbil och buss för en stad, en region, eller för hela landet inte var möjlig. Istället valdes metodiken att välja två olika typer av busslinjer inom Västrafiks område för så kallade "fallstudier". De linjer som valdes var linje 64 och "Grön Express". Den sistnämnda är miljömärkt med "Bra Miljöval" av Naturskyddsföreningen och är ett exempel på en trafik mellan förort och stadskärna som karakteriseras av få stopp på linjen och en hög medelbeläggning. Linje 64 är typisk för trafik i stadskärnan och till och från bostadsområden nära stadskärnan och har en lägre medelbeläggning än den förra linjen. Tidigare studier av bl.a. trafikarbetet på de nämnda linjerna har genomförts av Västrafik och detta material kunde efter en del bearbetning användas även i denna studie. Man kan inte hävda att de ovan beskrivna linjerna på något sätt skulle vara representativa för busstrafiken i landet, ej heller att de kan representera något genomsnitt för respektive typ av trafik (förortstrafik resp. citytrafik). Dock skiljer sig dessa linjer högst väsentligt från varandra med avseende på körmönstret (reslängd, antal stopp, medelhastighet m.m.) och ger på detta sätt en indikation inom vilket intervall resultaten kan hamna. Medelbeläggningen för de båda fordonstyperna skiljer mycket mellan olika typer av resor och olika tid på dygnet. Mest fördelaktig för bussen blir jämförelsen med avseende på arbetsresor medan personbilen hamnar i ett mer gynnsamt läge när det gäller andra typer av resor, t.ex. fritidsresor.

I ljuset av den stora olikheten i körmönster mellan de båda linjerna som specialstuderats är det något förvånande att skillnaderna mellan resultaten (alltså: buss relativt bil) för effekterna på hälsa och miljö för de olika linjerna är ändå blev så pass lika som de blev. Förklaringen är att även om beläggningen för Grön Express linjen är mycket hög (jämfört med andra busslinjer) kompenseras detta av att kallstartens inverkan för personbilen minskas i motsvarande mån genom att körsträckan blir längre per kallstart<sup>29</sup>. Den viktigaste slutsatsen som kan härledas från dessa resultat är att bussens fördelar kommer till sin rätt även på linjer som inte har så hög beläggning som Grön Express under förutsättning att resan är kort (för både personbilen och bussen).

I framtiden finns stora möjligheter att minska emissionerna från båda kategorierna av fordon. Att avgasreningstekniken för bensindrivna personbilar kan utvecklas vidare och att ett införande av redan tillgänglig och känd teknik kan minska emissionerna avsevärt är ställt utom allt tvivel. De kvarstående problemen är kallstarterna vid låga temperaturer och i viss mån hållbarheten på den avgasrenerande utrustningen. Emissionsbilden kan dock förändras

<sup>29</sup> Emissionerna med en varm personbil (bensin med katalysator) är som bekant mycket låga och de totala emissionerna domineras av kallstarten. Därigenom blir resans längd av avgörande betydelse för resultaten.

något i framtiden om direktinsprutning av bensin får ett stort genomslag, t.ex. genom en ökning av partikelemissionerna från personbilar, om inte åtgärder vidtas för att kontrollera dessa utsläpp.

Efterbehandlingsteknik i form av oxiderande katalysator och katalytiskt partikelfilter började införas i Sverige under det förra decenniet på stadsbussar. Denna tekniken kan nu anses mer eller mindre etablerad och under de senaste åren har också avgasåterföring (EGR) tillkommit som en möjlighet att minska NO<sub>x</sub> emissionerna. De goda erfarenheter som hittills ackumulerats tillsammans med de (frivilliga) upphandlingskrav som införts av SLTF torde leda till en snabb införande av den beskrivna tekniken. Parallellt med införandet av ny teknik för dieseloljedrivna bussar har också alternativa drivmedel som etanol, och metangas (natur- och biogas) fått ett visst genomslag. Detta är alternativa metoder att klara de nämnda upphandlingskraven. En stor förbättringspotential för dessa drivmedel samt för den ovan beskrivna tekniken för dieseloljedrift kommer att kunna realiseras under de närmaste åren. Detta innebär att den förväntade förbättringen av personbilens emissioner kommer att kunna matchas även av bussarna. En förutsättning är naturligtvis att EU:s kommande emissionskrav skärps på liknande sätt som redan beslutats i USA. Detta leder i sin tur till att den nödvändiga teknikutvecklingen initieras av fordonsindustrin och dess underleverantörer. Upphandlingskrav för bussar är en metod som kan snabba upp införandet av ny teknik och alternativa drivmedel och kan också ibland leda till en teknisk utveckling.

### 6.3 Slutsatser

Följande kommentarer till resultaten och slutsatser kan dras från studien:

- Teknik och förutsättningar för två så skilda fordonstyper som buss och personbil är mycket olika. Därför måste en hel del korrekationer av emissionsdata, som t.ex. körmönster, klimat och åldring, göras för att jämförelsen skall bli "rättvis". Vidare är transportarbetet, t.ex. medelbeläggningen, av stor betydelse och även detta måste tas hänsyn till.
- För bussen har dieselolja och etanol valts som drivmedel, i det första fallet dessutom med och utan olika typer av avgasrenande utrustning. För båda drivmedlen finns tillgång till emissionsdata – dock inte så god som man kanske skulle önska. Orsaken till att inte metangas (natur- och biogas) tagits med i studien är dels att emissionsresultaten för detta drivmedel är något osäkra, dels att tillgången på indata för de nödvändiga korrektionerna saknas. En komplettering kan göras här senare.
- Uppskattningarna av trafikarbetet är ett av de mest osäkra områdena i studien. Två helt olika linjer valdes istället för att beräkna någon slags genomsnitt för hela busstrafiken. Den ena linjen "Grön Express" är ett exempel på en trafik mellan förort och stadskärna som karakteriseras av få stopp på linjen och en hög medelbeläggning. Den andra linjen, "linje 64" är typisk för trafik i stadskärnan och till och från bostadsområden nära stadskärnan. Medelbeläggningen är lägre i detta fall. För personbilarna hämtades underlaget ur RES 1999. Dessa uppgifter bygger på intervjuer och svaren blir ganska generella. Transportarbetet blir t.ex. mycket osäkert beroende på om någon passagerare hoppat av på vägen. Mätningar gjorda kring de aktuella busslinjerna i jämförelsen vore önskvärt.
- Medelbeläggningen för de båda fordonstyperna skiljer mycket mellan olika typer av resor och olika tid på dygnet. Mest fördelaktig för bussen blir jämförelsen med avseen-

de på arbetsresor medan personbilen hamnar i ett mer gynnsamt läge när det gäller andra typer av resor, t.ex. fritidsresor. Resultat för arbetsresor och för dygnsmedelvärde av alla resor redovisas för de olika busslinjerna och för personbilstrafik som motsvarar detta resande.

- Uppskattningen av kallstarteffekter från bussarna gjordes med hjälp av ett simuleringsprogram. Eftersom bussar som regel startas varma är inverkan av kallstarten mycket liten på emissionerna. En annan inverkan som också kunde studeras med hjälp av simuleringsprogrammet var den ökning av emissionskomponenter som CO, HC och partiklar som uppträder för bussar med katalytisk efterbehandling som följd av en tomgångskörning med bussen vid ändhållplatserna. Orsaken är att de kalla avgaserna vid tomgång kyler katalysator och partikelfilter mer än om bussen står avstängd och därför ökar de nämnda emissionerna genom den minskade konverteringen i efterbehandlingsutrustningen. En ökning på upp till 17% av HC emissionerna kunde konstateras. Även om "basnivå" för HC är låg för bussar med efterbehandling bör man ta den nämnda effekten i beaktande när instruktioner för förarna utarbetas.
- För de reglerade emissionskomponenterna CO och HC i enheten gram per fordonskm (g/fkm, alltså inte i gram per personkm) har bussen en påtaglig fördel framför personbilen. NO<sub>x</sub> emissionerna är däremot mycket lägre för personbilen. Detta beror på den katalytiska avgasreningen som inte har någon motsvarighet (än) för bussarna. Partikelemissionerna i g/fkm är högre för dieseloljedrivna bussar än för personbilar men med partikelfilter ligger dessa emissioner på ungefär samma nivå. Detta kan tyckas kontroversiellt men kan förklaras med de ökade partikelemissioner som föreligger för bensindrivna personbilar vid kallstart vid låg temperatur.
- Ozonbildningspotentialen per personkm är lägre för alla typer av utvärderade bussar än för personbilarna. Detta hänger samman med de högre HC emissionerna per personkm för personbilarna.
- Lokalt producerade NO<sub>x</sub> emissioner, som är en emissionskomponent av betydelse för vissa hälsoeffekter, är en klar fördel för de bensindrivna personbilarna. Även den buss som har de lägsta NO<sub>x</sub> emissionerna har en nivå som är ca 50% högre än för en personbil av 1993/1994 års modell och skillnaden mot en modern personbil är ännu större.
- Lokalt producerade partikelemissioner är något högre för dieselolja utan efterbehandling och men även med katalysator i jämförelse med en personbil av 1993/1994 års modell om dygnsmedelvärdet beaktas. Bussar med partikelfilter och etanol drift är väsentligt bättre än personbilarna. För arbetsresor har faktiskt *alla bussar* en fördel framför personbilarna. Det kan tyckas något kontroversiellt att bussar kan ha lägre partikelemissioner än bensindrivna personbilar men återigen är huvudorsaken personbilens höga emissioner under kallstart. En bidragande orsak är också den högre beläggningen för bussen.
- Emissionerna av aldehyder är ett område där endast de bästa kombinationerna av bränsle och reningsteknik har en påtaglig fördel för bussarna i jämförelse med personbilarna. Orsaken till att fördelen i HC emissioner inte ger en fördel även för aldehyderna är att bussmotorerna har en högre andel aldehyder av HC än personbilarna. Aldehydemissionerna är särskilt höga för etanolbussen men dessa emissioner domineras av den mindre farliga acetaldehyden. Emissionerna av den mer farliga formaldehyden är faktiskt lägre än för etanolbussen än för en personbil av årsmodell 1993/1994. De nyaste personbilarna torde dock vara lite bättre.

- Utvärderingen av cancerrisken visade *mycket stora fördelar* för alla bussar och särskilt gäller detta för bussarna med efterbehandling av avgaserna. Även om osäkerheten är stor när det gäller denna hälsoeffekt är skillnaderna så stora att något tvivel inte kan föreligga om vilket fordon som är bättre i detta fall. Detta är sannolikt det område där bussarna har den största fördelen framför personbilarna.
- Försumningen är generellt en fördel för personbilarna genom de lägre NO<sub>x</sub> emissionerna även om fördelen inte är lika stor som för lokalt producerad NO<sub>x</sub>. Detta gäller dock inte etanoldriven buss som belastas av höga utsläpp vid drivmedelsproduktionen. Orsaken till att skillnaden i försumning är mindre än skillnaden i NO<sub>x</sub> är att bidraget från drivmedelsproduktionen är större för personbilarna än för bussarna. Detta beror dels på att drivmedelsförbrukningen per personkm är högre för personbilarna, dels på att mer NO<sub>x</sub> per energienhet genereras vid framställning av bensin jämfört med dieselolja.
- Som väntat är emissionerna av klimatgaser och fossil energisättning betydligt lägre för bussarna än för personbilarna. Klimatgaserna hänger naturligtvis samman med energisättningen men dessutom är dels emissionerna av mer potenta klimatgaser än CO<sub>2</sub> högre för personbilarna, dels är bidraget från drivmedelsproduktionen större för bensin än för dieselolja. Etanol är ett biodrivmedel, vilket ger stora fördelar med avseende på utsläpp av klimatgaser och användning av fossil energi.
- EGR-teknik kan i dag minska NO<sub>x</sub> emissionerna med ca 50% för dieseloljedrivna bussar. Med fortsatt utveckling kan en ytterligare minskning åstadkommas i framtiden. Etanoldrivna bussar bör ha minst lika stor potential till (relativ) minskning av NO<sub>x</sub> emissionerna som dieselolja med avseende på inverkan av EGR. I framtiden när ännu större reduktioner av NO<sub>x</sub> är av intresse kommer sannolikt någon form av NO<sub>x</sub> reducerande katalysator att behövas även på bussar. Denna katalysatorteknik kräver ett lågsavvligt bränsle. Dieselolja av miljöklass 1 och etanolbränsle uppfyller detta krav.
- Partikelfilter torde vara en nödvändighet på framtida lågemissionsbussar för dieselolja och man kan även överväga ifall det kommer att vara nödvändigt att använda samma teknik även på etanoldrivna bussar.

### Sammanfattning

Bussar med någon form av efterbehandling av avgaserna har generellt stora fördelar framför bensindrivna personbilar när det gäller effekter som ozonbildning, partikelemissioner, cancerrisk, klimatgaser och energianvändning. För lokalt producerad NO<sub>x</sub> och för försumning, i något mindre utsträckning, har äldre bensinbilar en viss fördel och fördelen för de nyaste bensinbilarna är stor. Resultaten för emissionerna av aldehyder är inte lika entydiga. Bussarna med partikelfilter är likvärdiga eller bättre än bensinbilarna men övriga bussar har ingen fördel för denna typ av emissioner.

Denna studie har visat att det inte är trivialt att göra korrekta jämförelser mellan bussar och bilar. Stora osäkerheter har identifierats inom flera områden och det är uppenbart att endast ny forskning kan generera tillförlitliga indata i dessa fall. Författarna vill därför varna för att *resultat där skillnaderna är små inte kan betraktas som säkra*.

## 7 REFERENSER

- 1 Ahlvik P. och Brandberg Å. (Ecotrafic): "Avgasemissioner från lätta fordon drivna med olika drivmedel – Effekter på hälsa, miljö och energianvändning.", KFB-Rapport 1999:38, 1999.
- 2 Johansson A., Brandberg Å., and Roth A. (Ecotrafic): "Life of Fuels – Motor Fuels from Source to End Use.", Ecotrafic R&D AB, 1992.
- 3 Ahlvik P., and Brandberg Å. (Ecotrafic): "Relative Impact on Environment and Health from the Introduction of Low Emission City Buses in Sweden.", SAE Paper 2000-01-1882, 2000.
- 4 Grägg K. (MTC) and Ahlvik P. (Ecotrafic): "Transient mission tests on an ethanol fuelled bus engine with and without EGR." MTC Report MTC 9608, 1999.
- 5 Internet hemsidan för VCA: [www.vca.gov.uk](http://www.vca.gov.uk), 2000.
- 6 Ahlvik P. (Ecotrafic): "Kallstart – Alternativ för minskade emissioner och lägre bränsleförbrukning.", Energimyndigheten, ER XX: 2000, 2000.
- 7 Allansson R., Cooper B. J., Thoss J. E., Uusimäki A., Walker A. P. and Warren J. P. (Johnson Matthey): "European Experience of High Mileage Durability of Continuously Regenerating Diesel Particulate Filter Technology.", SAE Paper 2000-01-0480, 2000.
- 8 Edited by Joumard D.: "Methods of estimation of atmospheric emissions from transport: European scientist network and scientific state -of-the-art – Action COST 319, Final Report.", LTE 9901 Report, INRETS, 1999.
- 9 Lenner M.: "Energiförbrukning och avgasemission för olika transporttyper." VTI-meddelande Nr 718-1993, 1993.
- 10 Laurikko J. (VTT): "On exhaust emissions from petrol-fuelled passenger cars at low ambient temperatures.", VTT Publications 348, 1998.
- 11 Joumard R., and Serie E. (Inrets): "Modelling of Cold Start Emissions for Passenger Cars.", Report LTE, 9931, INRETS, 1999.
- 12 Hammarström U. och Edvards H.: "COLDSTART – en beräkningsmodell för beskrivning av kallstartstillägg." VTI rapport 438, 2000.
- 13 Hammarström U. (VTI): "Mätning och simulering av billavgaser – Körning med och utan husvagn i laboratorium och på väg.", VTI meddelande 856, 1999.
- 14 Hedbom A. (MTC): "Emission measurements of two heavy duty road engines started at reduced ambient temperatures." MTC Report 9305A, 1994.
- 15 Ahlvik P. (MTC), Eggelston S. (AEA Technology), Gorissen N. (UBA), Hassel D. (TÜV Rheinland), Hickman A.-J. (TRL), Joumard R. (INRETS), Ntziachristos L. (LAT/AUTH), Rijkboer R. (TNO), Samaras Z. (LAT/AUTH), and Zierock K.-H.: "COPERT II, Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport – Methodology and Emission Factors." European Environment Agency (EEA), European Topic Center on Air Emission, Technical Report no. 6, European Environment Agency, ETC/AEM, p.55, November 1997. (Program, manualer, beskrivning av

- metodik, m.m. kan laddas ner från COPERT II:s officiella Internet hemsida på adressen: <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm>).
- 16 COPERT II:s officiella Internet hemsida på adressen: <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm>).
  - 17 Edited by Hickman A. J. (TRL): "Methodology for calculating transport emission and energy consumption.", Project Report SE/491/98, Transport Research Laboratory (TRL), 1999.
  - 18 Kurtul S and M A Graham: "Exhaust emission tests on ten heavy duty diesel engines. Report CR 275. Transport and Road Research Laboratory (TRL), Crowthorne, UK, 1992.
  - 19 Edited by J D. Murrell & Associates: "Emission Simulations: GM Lumina, Ford Taurus, GM Impact and Chrysler TEVan.", Midwest Research Institute, 2000.
  - 20 Grägg K. (MTC): "Emissions from Four Heavy Duty Vehicles.", MTC report MTC 9406A, 1995.
  - 21 Rijkeboer R. C., Rozendal W. G. and Smokers R. T. M. (TNO): "Final Report In-use Compliance Programme", TNO report 99.OR.VM:040.1/RR, 1999.
  - 22 Allansson R, Cooper B. J., Thoss J. E., Uusimäki A., Walker A. P. and Warren J. P. (Johnson Matthey): "European Experience of High Mileage Durability of Continuously Regenerating Diesel Particulate Filter Technology.", SAE Paper 2000-01-0480, 2000.
  - 23 Ahlvik P., Erlandsson L., and Laveskog A.: "The Influence of Block Heaters on the Emissions from Gasoline Fueled Cars with Varying Emission Control Technology at Low Ambient Temperatures.", SAE Paper 970747, 1997.
  - 24 Ahlvik P., Almén J., Westerholm R., and Ludykar D.: "Impact of a Block Heater on Regulated and Some Unregulated Emissions from a Gasoline Fueled Car at Low Ambient Temperatures.", SAE Paper 972908, 1997.
  - 25 Törnqvist M., and Ehrenberg L.: "On Cancer Risk Estimation of Urban Air Pollution.", Environmental Health Perspectives, vol. 102, Supplement 4, October 1994.
  - 26 Almén J. (MTC), Ludykar D. (Stockholm Univ.), and Westerholm R. (Stockholm Univ.): "Unregulated emission factors for light duty vehicles at different driving patterns and temperatures.", MTC report MTC 9501, 1997.
  - 27 Almén J. (MTC), Ludykar D. (Stockholm Univ.), and Westerholm R. (Stockholm Univ.): "Unregulated emission factors from light duty vehicles during high emitting conditions.", MTC report MTC 9603, 1999.
  - 28 Hedbom A. (MTC): "Assessments of Test Cycle Proposals – The Transient Cycle and the OICA/ACEA Steady State Cycle with Dynamic Load Response Test.", MTC Report MTC 9511A, 1995.
  - 29 Begsteiger I. (Porzellanfabrik Frauenthal), Richter K. (Steyr), Jacob E. (MAN) and Emmerling G. (MAN): "Hydrocarbon Sorption and Oxidation Catalyst for Heavy Duty Engines.", SAE Paper 1999-01-3560, 1999.

## **Bilageförteckning**

- Bilaga 1: Emissionskomponenter och deras effekter**
- Bilaga 2: Internationella källor till SAE:s databas GMD**
- Bilaga 3: Körcykler för lätta fordon**
- Bilaga 4: Körcykler för motorer till tunga fordon**
- Bilaga 5: Parameterval ur RES 1999**
- Bilaga 6: Emissionsfaktorer**

## Emissionskomponenter och deras effekter

En kort sammanfattning av de olika emissionskomponenterna och deras effekter görs i detta kapitel. En mer omfattande sammanställning av trafikens hälso- och miljöeffekter har gjorts av Ecotrafic i en rapport för Trafikkontoret i Göteborg [1].

### Kolmonoxid CO

Kolmonoxid (CO) binder till de röda blodkropparna och försämrar därigenom blodets syretransportförmåga. Särskilt personer med nedsatt lungfunktion och/eller hjärt- och kärlsjukdomar är känsliga för exponering av CO. Effekten av att ha exponerats för CO finns kvar i flera timmar efter exponeringen.

I utomhusluften har halterna av CO börjat minska, främst beroende på införandet av den katalytiska avgasreningen för bensindrivna bilar. Fortfarande finns dock lokala miljöer där halterna är höga. Höga halter uppträder främst vintertid genom att emissionerna av CO vid kallstart av bensindrivna bilar är kraftigt förhöjda. De tunga fordonen bidrar endast obetydligt till utsläppen av CO.

Vissa indikationer finns på att CO kan påverka atmosfärskemin genom att minska oxidationen av flyktiga organiska föreningar (VOC) och därmed skulle även en liknande effekt som från dessa föreningar kunna allokeras till CO. Andra indikationer är att ozonbildningen kan öka på grund av CO. Den specifika reaktiviteten är förvisso mycket låg för CO i förhållande till många VOC komponenter men eftersom emissionerna av CO ofta är flera tiopotenser högre än för enskilda VOC kan CO ha en viss betydelse även i detta avseende. En annan effekt av CO är att den är en växthusgas med större inverkan på klimatet än CO<sub>2</sub>. En minskning av CO emissionerna genom en oxidering till CO<sub>2</sub> gör faktiskt en viss nytta i detta sammanhang, vilket ofta är ett försummat faktum.

Både när det gäller de senaste och kommande emissionsgränserna i Europa och USA/Kalifornien kan man notera att sänkningen av gränsvärdena för CO inte alls varit lika stor som t ex för HC. Även om det finns en viss samvariation mellan CO och HC för dagens bilar, är det inte alls givet att CO kommer att minska i samma omfattning som HC i framtiden. Det finns därför skäl för att fortsättningsvis också försöka begränsa CO emissionerna.

### Kolväten (HC)

Kolväten (HC) är ett samlingsnamn för alla kolväteföreningar och kolväteliknande föreningar i avgaserna. Bland dessa föreningar finns såväl föreningar som är rätt harmlösa hälsosynpunkt (t ex metan) som cancerframkallande ämnen (t ex bensen) och irriterande ämnen (t ex aldehyder). HC deltar också i bildningen av ozon. Den relativa hälsofarligheten av HC i avgaserna är kraftigt beroende av bränslets sammansättning. Här ligger ofta de största fördelarna med alternativa bränslen och reformulering av konventionella bränslen.

HC mäts med ett instrument som i princip räknar antalet kolatomer. Även ämnen som strängt taget inte är kolväten, t ex ämnen som också innehåller syre, ger en viss (om än mindre) respons i analysatorn. Ingen hänsyn tas till ämnenas relativa hälsofarlighet. Höga HC nivåer är dock ett tecken på att förbränning eller efterbehandling av avgaserna (oxidation) fungerar dåligt, dvs att systemet fungerar dåligt ur teknisk synpunkt. HC kan även användas som indikator på nivån av diverse hälsofarliga ämnen. Förutsättningen är natur-



ligtvis att bränslet är detsamma i de fall som jämförs. Man kan t ex anta att emissionerna av ett visst hälsofarligt kolväte grovt sett minskar i samma omfattning som de totala HC emissionerna sänks för framtida fordon. Denna tes har i flera fall använts i våra skattningar men med de begränsningar som nämndes tidigare.

### **Kväveoxider (NO<sub>x</sub>)**

Kväveoxider (NO<sub>x</sub>) är ett samlingsnamn för kvävemonoxid (NO) och kvävedioxid (NO<sub>2</sub>). Den senare komponenten är den hälsofarligare av de båda komponenterna. Andelen NO<sub>2</sub> är oftast relativt låg i avgaserna men i atmosfären oxideras NO till NO<sub>2</sub> och sedan vidare till salpetersyra. Halterna av NO<sub>2</sub> i luften ligger ofta över gränsvärdena för luftkvalitet i tätorterna och speciellt vid vissa speciella atmosfäriska förhållanden (inversioner). NO<sub>2</sub> verkar irriterande för personer med luftvägssjukdomar och kan i höga koncentrationer bryta ned lungvävnad, även om koncentrationerna i utomhusluften inte är tillräckligt höga för att detta skall vara något reellt problem. Paradoxalt nog verkar det som om personer med vissa lungsjukdomar mår bättre av att inandas luft med låga koncentrationer av NO. Orsaken förmodas vara att människor med friska lungor bildar små mängder NO vilket är nödvändigt för vissa processer i lungan men denna bildning sker inte för de sjuka personerna.

Kväveoxider bildar med luftens syre ozon med kolväten ozon under inverkan av solljus och vid samtidig närvaro av kolväten höjs ozonhalten. Beroende på halterna i atmosfären av kväveoxider och kolväten är antingen den ena eller den andra av dessa komponenter styrande för ozonbildningen. Kväveoxiderna bidrar dessutom, genom oxidering till salpetersyra, tillsammans med svaveloxider (SO<sub>x</sub>), genom oxidering till svavelsyra, till försurningen. Ammoniak (NH<sub>3</sub>) är också en förening som bidrar till försurningen. Det finns ett fåtal rapporter under de senaste åren som visar att emissionerna av ammoniak inte är försumbara från personbilar. Tyvärr är antalet studier så pass litet att en heltäckande bild av denna emissionskomponent inte kan erhållas för samtliga drivmedel. Vi har därför valt att inte inkludera ammoniak i undersökningen.

Emedan halterna av NO<sub>2</sub> fortfarande är höga i utomhusluften i tätorterna bör man försöka minska NO<sub>x</sub> emissionerna kraftigt från transportsektorn.

### **Partiklar**

Partikelemissioner är, enligt den definition som används vid avgastester på fordon, allt material som kan uppsamlas på ett provtagningsfilter vid en temperatur under +52 °C. Avgaserna måste spädas med luft för att sänka temperaturen under denna nivå. Härigenom filtreras förutom fasta partiklar, även oförbrända bränslerester, olja, sulfater (från bränslets svavel) och bundet vatten, mm., ur de utspädda avgaserna. I partikelemissionerna återfinns ett flertal hälsofarliga och cancerframkallande ämnen som t ex polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Även de fasta partiklarna anses vara potentiellt hälsofarliga i höga koncentrationer. Den totala mängden partiklar är dock inte något bra mått på hälsofarligheten, eftersom den biologiska aktiviteten kan variera kraftigt beroende på vilket bränsle som använts.

Det har också framkommit indikationer på att även kemiskt helt inerta partiklar (som t ex sot) kan ha hälsoeffekter. Cancer har påvisats på råttor i höga koncentrationer av inerta partiklar. Det verkar också finnas ett samband mellan daglig dödlighet och partikelkoncentrationer. Partiklarnas storlek och storleksfördelning kan ha en avgörande betydelse för dessa effekter. Detta innebär sannolikt att framtida avgaskrav kommer att även fokusera på andra

faktorer än den totala partikelmassan. Emedan den totala massan av partiklar i tätortsluften till stor del härrör från andra källor än trafikens avgaser, har det visat sig att förbränningsprocessernas andel (inkl. avgaser från fordon) av de minsta partiklarna är dominerande i jämförelse med andra källor.

Det kan också vara värt att notera att partiklarna påverkas av förhållandena i atmosfären. Dels agglomererar partiklar (klumpar ihop sig) och ökar därför i storlek och dels försvinner partiklar från atmosfären genom bl a deponering. Nya partiklar kan även bildas från sulfater och nitrater (tillsammans med luftens fukt) och redan tidigare partiklar kan öka i storlek genom att kolväten, sulfater, nitrater och vatten kan adsorberas på dem. Ett exempel är att partiklar från dieselmotorer normalt innehåller 20 – 40 % flyktiga ämnen medan partiklar från tätortsluften kan innehålla 80 % flyktiga ämnen eller mer.

Ytterligare en effekt av partiklar i atmosfären, liksom även av droppar (av t ex svavelsyra), är påverkan på siktbarheten (och nedsmutsning). Denna effekt var tidigare en av de mest uppmärksammade effekterna av partiklar innan (de förmodade) effekterna av partiklarna på hälsa (luftvägssjukdomar och cancer) kom att uppmärksammas.

### **Oxider av svavel ( $SO_x$ )**

Svaveloxider ( $SO_x$ ) är ett samlingsnamn för  $SO_2$  och  $SO_3$ . På liknande sätt som i fallet med  $NO_x$  är emissionerna av  $SO_2$  dominerande i avgaserna men  $SO_2$  oxideras i atmosfären till  $SO_3$ .  $SO_x$  bidrar till förurningen genom att svavelsyra bildas i atmosfären från dessa komponenter. Vidare kan dessa föreningar verka irriterande för personer med lungsjukdomar. Kombinatoriska effekter med andra luftföroreningar kan också förekomma, dvs inverkan av dessa ämnen förstärks i kombination med  $SO_x$ .

Emissionerna av  $SO_x$  kan direkt härledas till halten av svavel i bränslet och därför har alla beräkningar av  $SO_x$  emissionerna skett med utgångspunkt från svavelinnehållet i bränslet.

### **Växthusgaser**

Den helt dominerande växthusgasen från fordon är koldioxid ( $CO_2$ ). När mätningar av  $CO_2$  i avgaser bearbetas bör man notera att det finns oförbrända ämnen i avgaserna (CO och HC) som, när de oxideras fullt ut, kommer att bilda vatten och  $CO_2$ . Ifall man beräknar  $CO_2$  utifrån bränslet innehåll av kol får man därför ett högre värde. Det kan tyckas som en nackdel ur växthussynpunkt med en fullständigare förbränning i motorn och användning av katalysator genom att emissionerna av  $CO_2$  då ökar i jämförelse med äldre fordon som inte oxiderar dessa ämnen lika effektivt<sup>1</sup>. Emellertid är de oförbrända ämnena mycket mer potenta växthusgaser än  $CO_2$  vilket innebär att det är en klar fördel om oxidationen är fullständig.

Metan ( $CH_4$ ) är en växthusgas som är drygt 20 gånger mer potent än  $CO_2$  och den finns i inte helt obetydliga koncentrationer i bilavgaser. Speciellt gäller det för fordon drivna med metan (fossil naturgas och biogas). Utsläppen av metan måste därför beaktas vid sammanställningen av växthusgaser.

Dikväveoxid ( $N_2O$  eller lustgas) är en mycket potent växthusgas med en inverkan ca 300 ggr större än  $CO_2$ .  $N_2O$  kan bildas i katalysatorn under vissa betingelser (speciellt från åld-

<sup>1</sup> Detta användes som argument mot användningen av katalysatorer för personbilar för några år sedan av bl a en hög företrädare för en biltillverkare. Argumentet är dock helt felaktigt.

rade katalysatorer) och är därför en av de få negativa effekter som katalysatorn kan ha på miljön. Inverkan på människa är försumbar i låga koncentrationer och i höga koncentrationer tämligen väl dokumenterad genom att lustgas används inom sjukvården som smärtstillande medel. Emissionsvärden för  $N_2O$  från personbilar är något osäkra och speciellt gäller det äldre fordon.  $N_2O$  kan också bildas i marken<sup>2</sup> från kvävenedfallet ( $NO_x$ ) men bör då generellt räknas som ett bidrag till växthuseffekten som bör allokeras till  $NO_x$ . Omfattningen av denna sekundärt bildade  $N_2O$  är dock tämligen osäker.

Avgasernas  $CO$ ,  $HC$  och  $NO_x$  är också mer potenta växthusgaser än  $CO_2$ . Problemet när det gäller  $HC$  är att sammansättningen varierar kraftigt beroende på bränsletyp, motortyp, körmönster mm. Det är därför svårt att beräkna en faktor för  $HC$ , vilket också medfört att  $HC$  inte finns med i de senaste publikationerna om faktorer för växthusgaserna. Ett liknande problem finns för  $NO_x$  eftersom inverkan från denna komponent är komplex. Vi har i alla fall valt att ta med dessa komponenter med de tidigare använda faktorerna eftersom ett utelämnande av dessa komponenter skulle medföra ett större fel än att använda en något osäker faktor. När det gäller  $HC$  har vi dock valt varianten NMHC i stället för  $HC$  för att skilja på metan och tyngre kolväten.

### **Lätta aromater**

Bensen är ett aromatiskt cancerframkallande ämne som finns i bensen och där halten av bensen är reglerad. Vidare kan bensen bildas från tyngre aromater och i små mängder även på annat sätt. Generellt sett är emissionerna av bensen från andra bränslen än bensen därför som regel låga. Toluen och xylener är andra hälsofarliga, dock ej cancerframkallande, lätta aromater som ofta brukar analyseras när man analyserar bensen. Bensen, toluen och xylen brukar ofta benämnas med samlingsnamnet BTX. Aromater tyngre än bensen, och i synnerhet alkylerade aromater, bidrar kraftigt till ozonbildningen.

### **Alkener**

Eten, propen och 1,3-butadien är hälsofarliga och cancerframkallande ämnen. Dessa ämnen karakteriseras av en dubbelbindning mellan två kolatomer. Som regel står 1,3-butadien för den största andelen av den cancerframkallande effekten. Analysen av alkener i avgaserna är svår och spridningen i resultaten är därför ofta betydande. Olika mätmetoder ger dessutom olika resultat vilket inte är tillfredsställande. Genom att dessa ämnen är starkt reaktiva är halveringstiden kort och eventuellt borde detta kanske beaktas när riskerna för exponering bedöms. Om man inte tar hänsyn till dessa omständigheter leder det till en viss överskattning av effekterna från alkenerna. Tyvärr har en analys av detta slag legat utanför ramarna för denna studie.

### **Aldehyder**

Aldehyder är ämnen som verkar irriterande för luftvägarna. Vidare är formaldehyd och acetaldehyd misstänkt cancerframkallande, där den förra är den mest potenta. Aldehyder kan förekomma i höga koncentrationer från alkoholdrivna motorer.

Aldehyder är tämligen instabila och detta är således en effekt som sannolikt borde beaktas i atmosfärskemien. Å andra sidan kan också aldehyder bildas sekundärt i atmosfären (och i

<sup>2</sup> En del  $N_2O$  bildas också i marken helt naturligt men vi försummar den effekten här eftersom vi ju endast är intresserade av antropogena effekter.

katalysatorn) genom att aldehyderna är en oxidationsprodukt som bildas som mellansteg innan kolväten slutligt oxideras till CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>O. Vi har dock inte beaktat några av dessa effekter.

### **Polycykliska aromatiska föreningar (PAC)**

Polycykliska aromatiska föreningar (PAC) är, enligt den definition som används i Sverige, en grupp av ämnen som består av tre eller flera ringformade kolväten, varav minst två av dessa ringar är bensenringar. De flesta av dessa ämnen i bilavgaser är polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som kan sägas vara en undergrupp till PAC. Vissa av PAC ämnena är cancerogena, misstänkt cancerogena eller mutagena. En förening som är starkt cancerframkallande är 1-nitropyren och därför brukar man ofta särredovisa denna förening.

### **Övriga emissionskomponenter**

Det finns ett stort antal icke reglerade emissionskomponenter än de undersökta komponenterna som kan vara av intresse ur hälso- och miljösynpunkt. Några exempel kan hämtas från den lista på cancerframkallande ämnen som EPA och CARB i USA har listat. Den grupp av ämnen som ligger högst på nämnda listor är dioxiner. Cancerriskindexet för dioxiner ligger t ex hela 5 tiopotenser (!) högre än för det mycket potenta ämnet 1,3-butadien<sup>3</sup>. Halterna av dioxin är emellertid mycket låga i fordonsavgaser, vilket medför att den totala effekten inte blir alarmerande hög. Dessutom finns endast ett fåtal mätningar i fordonsavgaser tillgängliga när det gäller dioxiner vilket medför att en riskuppskattning knappast kan göras med nuvarande underlag. Andra ämnen som ligger högt på CARB:s lista är 6-värt krom, kadmium, icke organiskt arsenik och nickel. Halterna av dessa ämnen torde dock vara låga i fordonsavgaser.

De olika PAC föreningarna är väsentligt olika när det gäller mutagena och/eller cancerogena effekter. Ett mycket potent sådant ämne är t ex 1-nitropyren. Överhuvudtaget finns flera andra nitrerade PAC som också uppvisar liknande egenskaper. Ett exempel är 3-nitrobensantron som relativt nyligen uppmärksammades i en vetenskaplig rapport som ett ämne som har mycket hög biologisk aktivitet i Ames test [1]. Upptäckten väckte stor uppmärksamhet i massmedia, framförallt på det sätt som resultaten framfördes. En mer neutral analys av resultaten och en jämförelse med effekter och halter för andra nitrerade PAC (t ex 1,8-dinitropyren) visar att flera tidigare kända ämnena av denna typ kan ge lika stort eller större bidrag till cancerrisken från avgaserna. I en nyligen publicerad SAE-rapport från Volkswagen har 3-nitrobensantron och några andra nitrerade PAC mätts och i denna rapport framgår nivån för dessa emissionskomponenter i avgaserna från två moderna dieslbilar. Analyserna av de nitrerade PAC föreningarna är så pass fåtaliga i litteraturen att det för närvarande inte varit möjligt att göra en sammanställning av dessa komponenter för alla undersökta drivmedel.

Andra ämnen av intresse att utvärdera vore t ex tyngre aldehyder, ketoner, cyanider, fenoler mm. Resultaten är dock för närvarande tämligen få för dessa komponenter, varför en noggrannare analys av dessa ämnen för närvarande inte är aktuell.

<sup>3</sup> Nya rön från EPA i USA har visat att cancerriskindexet för 1,3-butadien kanske bör minskas med 2 tiopotenser.

**Referenser**

1. Brandberg Å. och Sävbank B.: "Trafikens utsläpp – Hälso- och miljöeffekter – Motåtgärder.". Rapport för Trafikkontoret i Göteborgs Stad, ET 97/2131, Ecotrafic, mars 1997.

## Internationella källor till SAE:s databas GMD

GMD databasen innehåller källor från många organisationer i ett flertal länder. Nedan visas en lista på de organisationer som bidrar med att lista sina publikationer i GMD databasen.

|                |                                                                                             |
|----------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>AAAM</b>    | Association for the Advancement of Automotive Medicine (USA)                                |
| <b>AECMA</b>   | Association Europeenne des Constructeurs de Material Aerospatial (Frankrike)                |
| <b>AMET-Ag</b> | Association of Mechanical Engineers and Technicians (Slovenien)                             |
| <b>ANSI</b>    | American National Standards Institute (USA)                                                 |
| <b>ASTM</b>    | American Society for Testing and Materials (USA)                                            |
| <b>ATA</b>     | Associazione Tecnica Dell'Automobile (Italien)                                              |
| <b>CASI</b>    | Canadian Aeronautical and Space Institute (Kanada)                                          |
| <b>CEC</b>     | Coordinating European Council (Storbritannien)                                              |
| <b>CRC</b>     | Coordinating Research Council (USA)                                                         |
| <b>CTEA</b>    | Convergence Transportation Electronics Association (USA)                                    |
| <b>DIN</b>     | Deutsches Institut für Normung e.V. (Tyskland)                                              |
| <b>EPA</b>     | Environmental Protection Agency (USA)                                                       |
| <b>HFES</b>    | Human Factors and Ergonomics Society (USA)                                                  |
| <b>IAATM</b>   | International Association for Accident and Traffic Medicine (Sverige)                       |
| <b>IAE</b>     | Institution of Automobile Engineers (Indien)                                                |
| <b>IATO</b>    | Ikatan Ahli Teknik Otomotif SAE (Indonesien)<br>• endast FISITA Conference papers           |
| <b>IMechE</b>  | Institution of Mechanical Engineers (Storbritannien)                                        |
| <b>IRCOBI</b>  | International Research Council on the Biokinetics of Impact (Frankrike)                     |
| <b>ISO</b>     | International Organization for Standardization (Schweiz)                                    |
| <b>ITS</b>     | Intelligent Transportation Systems of America (USA)                                         |
| <b>JSAE</b>    | Society of Automotive Engineers of Japan (Japan)                                            |
| <b>JUMV</b>    | Jugoslovensko Drustvo za Motore I Volila (Jugoslavien)<br>• endast FISITA Conference papers |
| <b>KSAE</b>    | Society of Automotive Engineers of Korea (Korea)                                            |
| <b>NHTSA</b>   | National Highway Traffic Safety Administration (USA)                                        |
| <b>OMKDK</b>   | Technoinform (Ungern)<br>• endast FISITA Conference papers                                  |
| <b>RAS</b>     | Royal Aeronautical Society (Storbritannien)                                                 |
| <b>SAE</b>     | Society of Automotive Engineers, Inc. (USA)                                                 |
| <b>SAEA</b>    | Society of Automotive Engineers Australasia (Australien)                                    |
| <b>SAEC</b>    | Society of Automotive Engineers of China (Kina)<br>• endast FISITA Conference papers        |
| <b>SIA</b>     | Societe des Ingenieurs de l'Automobile (Frankrike)                                          |
| <b>SIAE</b>    | Singapore Institute of Aircraft Engineers (Singapore)                                       |
| <b>STLE</b>    | Society of Tribologists and Lubrication Engineers (USA)                                     |
| <b>UMIN</b>    | University of Minnesota (USA)<br>• endast Stapp Car Crash Conference papers                 |

**VDI** Verlag Des Verein Deutscher Ingenieure GmbH (Tyskland)  
**WSU** Wayne State University (USA)  
• endast Stapp Car Crash Conference papers

## Körcykler för lätta fordon

Med lätta fordon avses fordon med en totalvikt understigande 3,5 ton. Kör cyklerna för dessa fordon är avsedda för tester på chassidynamometer, eller s.k. "rullande landsväg". Den största fördelen med en kör cykel för chassidynamometer är att resultaten för emissionerna erhålls i enheten g/km. Utrustningen för dessa tester är mycket dyr och komplicerad och således finns endast ett fåtal laboratorier i Sverige som kan utföra denna typ av tester. Det enda laboratoriet utanför bilindustrin i Sverige, som är ackrediterat för dessa testförfaranden, är MTC i Jordbro (numera helägt dotterföretag till Bilprovningen).

En svängmassa som appliceras (i form av svänghjul eller s.k. "simulerat svänghjul" genom en elektrisk bromsning) motsvarar bilens tröghet. Fördelen med att kunna ta hänsyn till bilens tröghet är att förhållandena under snabba transienter kan simuleras på ett sätt som kommer de verkliga förhållandena tillfredsställande nära.

Väglasten tar hänsyn till bilens luftmotstånd och rullmotståndet mellan däck och vägbana. I den senare termen kommer även motståndet från hjullager och delar av drivlinan med (de komponenter som roterar vid frikoppling). Underlaget för data till beräkning av vägmotståndet baserar sig på mätningar på väg. Vid dessa typer av mätningar låter man bilen rulla från en hög hastighet ned till stopp under kontinuerlig registrering av hastigheten. Genom bearbetning av dessa data kan en väglastkurva för motståndet som funktion av hastigheten erhållas. Denna kurva kan sedan simuleras av chassidynamometers broms. På ovan beskrivna sätt kan således bilens motstånd simuleras på ett tillräckligt tillfredsställande sätt. I alla kör cykler för tester på chassidynamometer anges en hastighet för varje sekund i kör cykeln. En tolerans för avvikelser från den önskade kurvan har också specificerats.

De kör cykler som är av störst intresse att visa i detta sammanhang är de europeiska och de amerikanska kör cyklema.

### Europeiska kör cykler

I **Figur A3-1** visas den nya europeiska kör cykeln (NEDC<sup>4</sup>) samt den förändring som införts i förhållande till den äldre varianten (EDC<sup>5</sup>) av denna kör cykel.

Både den nya och den gamla europeiska kör cykeln har anor från 70-talet genom att stadskörningsdelens kör mönster (UDC<sup>6</sup>) förblivit oförändrat hela tiden. Därigenom ser kör mönstret också mycket "kantigt" ut och det är således påtagligt att kör mönstret "konstruerats" och endast indirekt baserar sig på mätningar i trafik. Den enda större förändringen när det gäller kör mönstret i modern tid (90-talet) är en utökning av kör cykeln med en del för landsvägskörning (EUDC<sup>7</sup>). En mer påtaglig förändring av speciell betydelse för kallstartemissionerna har dock genomförts i den nya kör cykeln (NEDC) för Euro III bestämmelserna (2000/2001). I den tidigare varianten (EDC) startades först motorn och tilläts gå på tomgång i 40 sekunder utan att någon mätning av emissionerna gjordes. Detta innebar att en stor del av kallstartemissionerna inte kom med i mätningen – ett i sanning något diskutabelt sätt att minska kallstartemissionerna. I den nya varianten av kör cykeln

<sup>4</sup> NEDC: New European Driving Cycle.

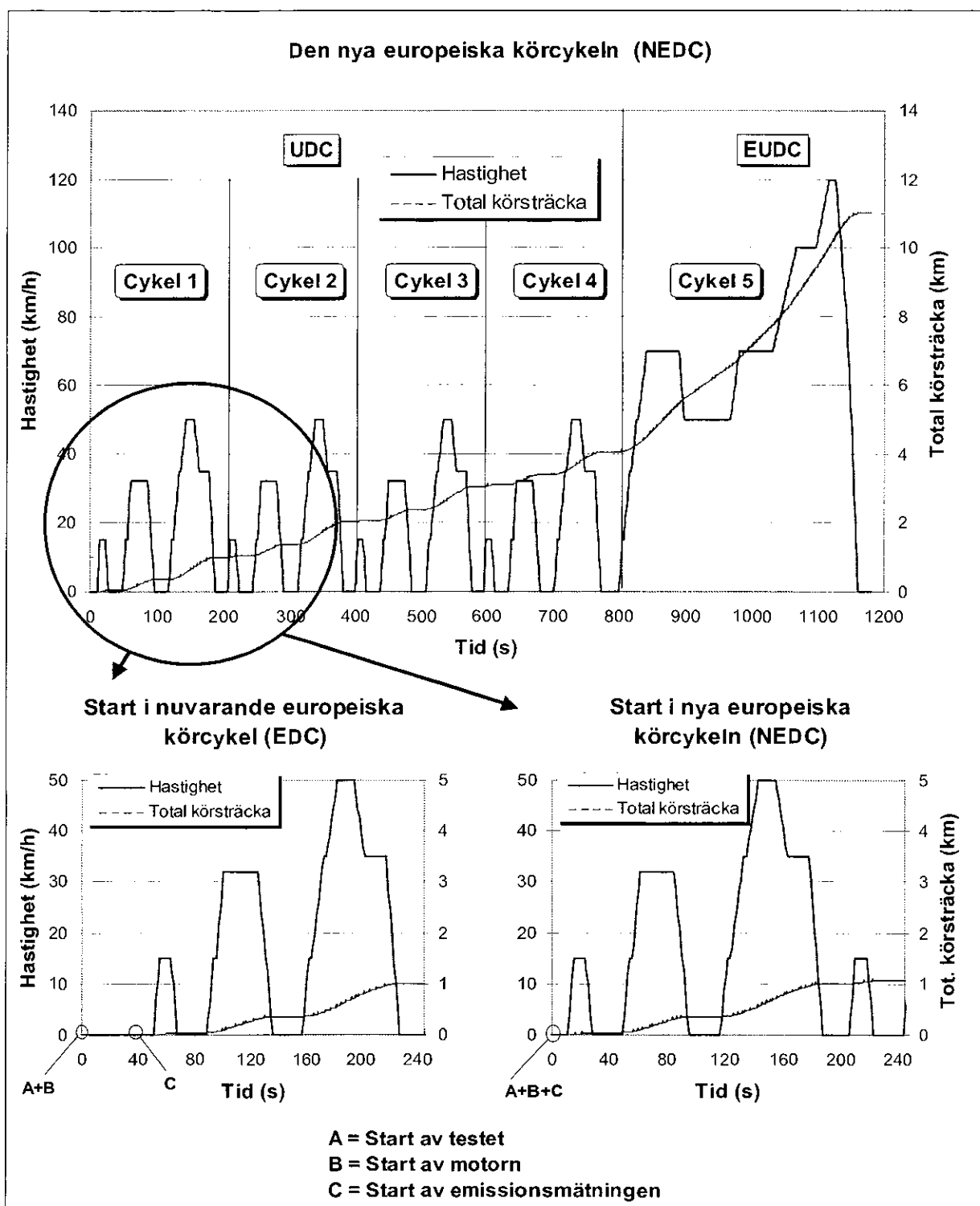
<sup>5</sup> EDC: European Driving Cycle.

<sup>6</sup> UDC: Urban Driving Cycle.

<sup>7</sup> EUDC: Extra Urban Driving Cycle.



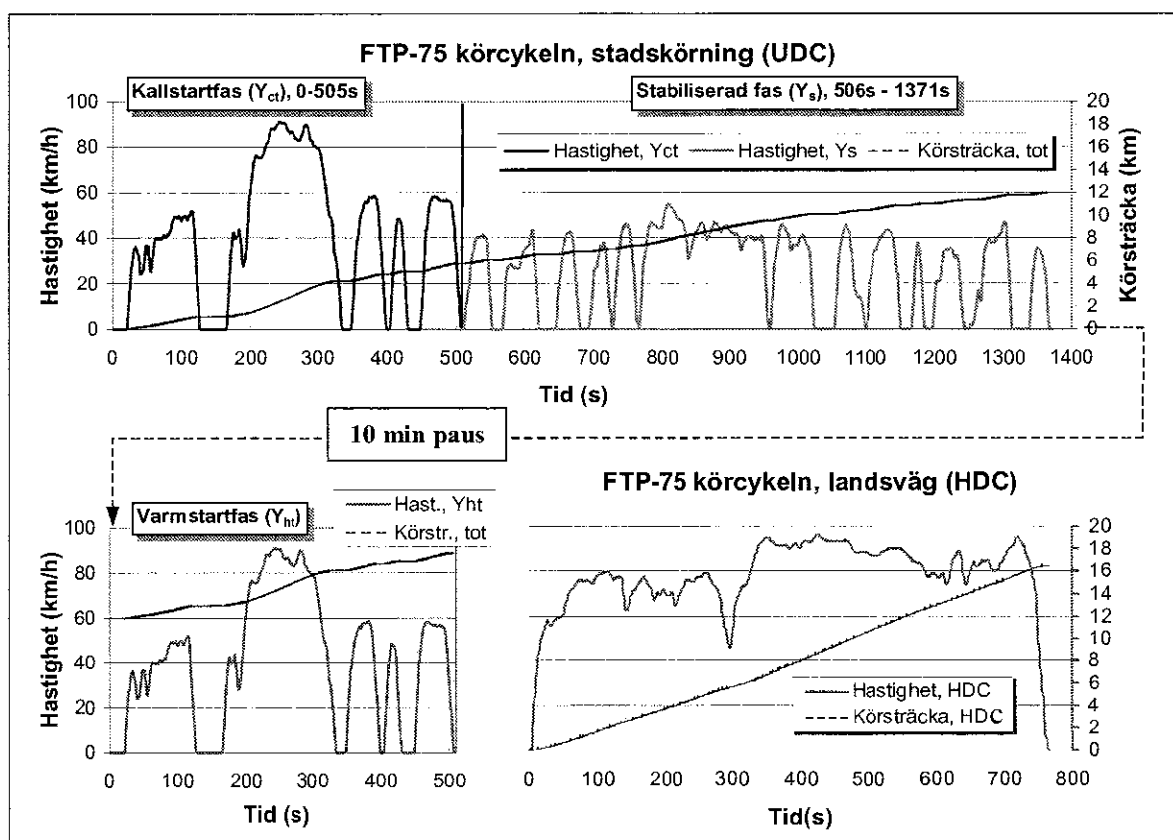
(NEDC) har perioden på 40 sekunder utan mätning tagits bort och numera startar mätningen samtidigt som motorn startas. Förändringen illustreras grafiskt i **Figur A3-1**.



**Figur A3-1:** EDC körcykeln för lätta fordon

### Amerikanska körcykler

Som jämförelse till den europeiska körcykeln visas även den amerikanska s.k. FTP-75 körcykeln. Sverige använde denna körcykel för de tidigare svenska avgasbestämmelserna som baserade sig på de amerikanska (och delvis kaliforniska) bestämmelser. Följaktligen användes FTP-75 körcykeln ända fram till inträdet i EU och fortfarande används körcykeln vid efterkontroll av de fordon som en gång certifierades för den. FTP-75 körcykeln ser mer "verklig" ut än de ovan beskrivna europeiska körcyklerna då den är direkt baserad på mätningar i verklig trafik. En fråga då inställer sig är självfallet om just dessa registreringar från körningar i amerikansk trafik under 70-talet är representativa för modern trafik och körning med moderna bilar (med högre effekt). FTP-75 körcykeln visas i **Figur A3-2**.



**Figur A3-2:** Den amerikanska FTP-75 körcykeln för lätta fordon

Den amerikanska körcykeln innehåller fler variationer än den europeiska då den har färre upprepningar av samma grundmönster som den europeiska körcykeln. Den första fasen i FTP-75 körcykeln börjar med en kallstart (i intervallet +20 till +30 °C) och består sedan av ett körmönster som sägs vara typisk för en körning i ett bostadsområde utan för stadskärnan ( $Y_{ct}$ , "cold transitional" phase). Den andra fasen i körcykeln ( $Y_s$ , "stabilized" phase) motsvarar körning i en stadskärna och karakteriseras följaktligen av fler start och stopp och en lägre hastighet än den förra fasen. Den tredje fasen i körcykeln ( $Y_{ht}$ , "hot transitional" phase) är en upprepning av den första fasen men i detta fall sker starten efter ett uppehåll på 10 minuter och starten är följaktligen varm. En viss liten starteffekt i form av högre

emissioner brukar ofta kunna uppmätas även i detta fall men till skillnad från kallstarten i den första fasen är denna förhöjning av emissionerna i stort sett försumbar.

För att erhålla ett slutligt resultat för emissionerna vid stadskörning görs en viktning med hjälp av olika viktsfaktorer för respektive fas. För att beskriva effekterna av den viktning som görs i körcykeln är det nödvändigt att göra en sammanställning av de viktsfaktorer som används och några resultat som kan härledas med hjälp av dessa. Viktsfaktorerna, viktad körsträcka och andel av den totala viktade körsträckan för varje fas framgår av **Tabell A2-1**.

**Tabell A2-1:** Viktsfaktorer och viktad körsträcka i FTP-75 körcykeln

|                         | Enhet     | $Y_{ct}$ | $Y_s$ | $Y_{ht}$ | Totalt |
|-------------------------|-----------|----------|-------|----------|--------|
| Viktsfaktor             | Dim. lös. | 0,43     | 1     | 0,57     | 2      |
| Körsträcka, ej viktad   | Km        | 5,780    | 6,210 | 5,780    | 17,770 |
| Körsträcka, viktad      | Km        | 2,485    | 6,210 | 3,295    | 11,990 |
| Andel av viktad körstr. | %         | 20,7     | 51,8  | 27,5     | 100    |

Som framgår av **Tabell A2-1** är den viktade körsträckan betydligt kortare än den totala körsträckan. Det man också bör notera är att kallstarten viktats med faktorn 0,43 i den totala viktade körsträckan på 11,99 km. Detta innebär att den ekvivalenta körsträckan (benämnd  $S_{ekv}$  nedan) per kallstart erhålls genom att dividera den viktade totala körsträckan ( $S_{tot, vikt}$ ) med viktsfaktorn för den första fasen i körcykeln ( $Y_{ct}$ ) enligt nedanstående ekvation.

$$S_{ekv} = \frac{S_{tot, vikt}}{0,43} \quad \text{Ekvation 1}$$

Den ekvivalenta körsträckan per kallstart blir 27,884 km, vilket måste anses som en påtaglig skillnad jämfört med den viktade totala körsträckan på knappt 12 km. Skillnaden mot den europeiska körcykelns drygt 11 km per kallstart är också betydande. Medelkörsträckan i de flesta länder i Europa brukar ligga inom intervallet 11 – 15 km och för Sveriges del ligger den enligt utförda resvaneundersökningar nära det övre intervallet. Svårigheterna i sådana beräkningar ligger ofta i att tolka underlaget från resvaneundersökningar och naturligtvis i förutsättningarna för hur insamlingen av sådana data bedrivs. Klart är i alla fall att den europeiska körcykeln överensstämmer bättre med de nämnda resultaten från resvanorna än FTP-75 körcykeln.

Den amerikanska körcykeln innehåller också ett avsnitt för landsvägskörning. Denna del används dels för att mäta bränsleförbrukning och dels för mätning av  $NO_x$  emissioner vid landsvägskörning. Den norm för bränsleförbrukning som används i USA är för övrigt identisk med den norm som tidigare användes i Sverige. För  $NO_x$  emissionerna vid landsvägskörning används ett separat gränsvärde (således ej samma som vid stadskörning).

I nyare amerikanska bestämmelser finns också krav på kallstart vid  $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$ , körning med luftkonditionering inkopplad (SC03) och en körcykel med kraftigare accelerationer (US06). För dessa tester finns också speciella gränsvärden. En mer noggrann beskrivning av dessa körmönster visas dock inte i denna sammanställning.

***Underlag från olika körcykler***

Eftersom vi i Sverige under så lång tid använt den amerikanska körcykeln finns självfallet det mesta underlaget från denna. Därefter kommer den hittills använda europeiska körcykeln (EDC) och minst underlag finns från den nya europeiska körcykeln (NEDC).

## Körcykler för motorer till tunga fordon

Man kan först och främst notera att det för *tunga fordon* inte är fordonet som certifieras utan, till skillnad från lätta fordon, är det i stället *motorerna* som certifieras. Det finns ett antal olika skäl till detta förfaringssätt. Ett skäl är att tunga fordon tillverkas i en mängd olika konfigurationer och att en certifiering av ett helt fordon som skulle ta hänsyn till alla dessa variationer ter sig mycket svår att utforma praktiskt. En annan orsak är de mycket höga kostnader som är förknippade med investering i och drift av en chassidynamometer för tunga fordon. I synnerhet gäller detta om chassidynamometern även skall kunna ta hänsyn till de transienter som förekommer vid verklig körning och klara även de allra tyngsta fordonen.

När emissioner och kostnader skall bedömas är det av stor vikt vilken körcykel som ligger till grund för bedömningarna. Det är ett ofrånkomligt faktum att motortillverkarna optimerar motor och styrsystem för den gällande körcykeln. Detta innebär att emissionerna kan bli högre i en annan körcykel än den som motorn certifierats för. Samtidigt är det mycket svårt att jämföra emissionsvärden mellan olika körcykler. Man bör också notera att detta faktiskt blir ännu svårare när alternativa drivmedel och nya motorkoncept beaktas. De konventionella dieseloljedrivna tunga motorerna är faktiskt de motorer där det är enklast att jämföra emissionsvärden mellan olika körcykler. Strängt taget påverkas endast CO och partikelemissioner i någon större omfattning. Förhållandena för t.ex. en gasdriven ottomotor är helt annorlunda och en skillnad i emissionsnivå på flera hundra procent mellan olika körcykler är inte alls ovanligt.

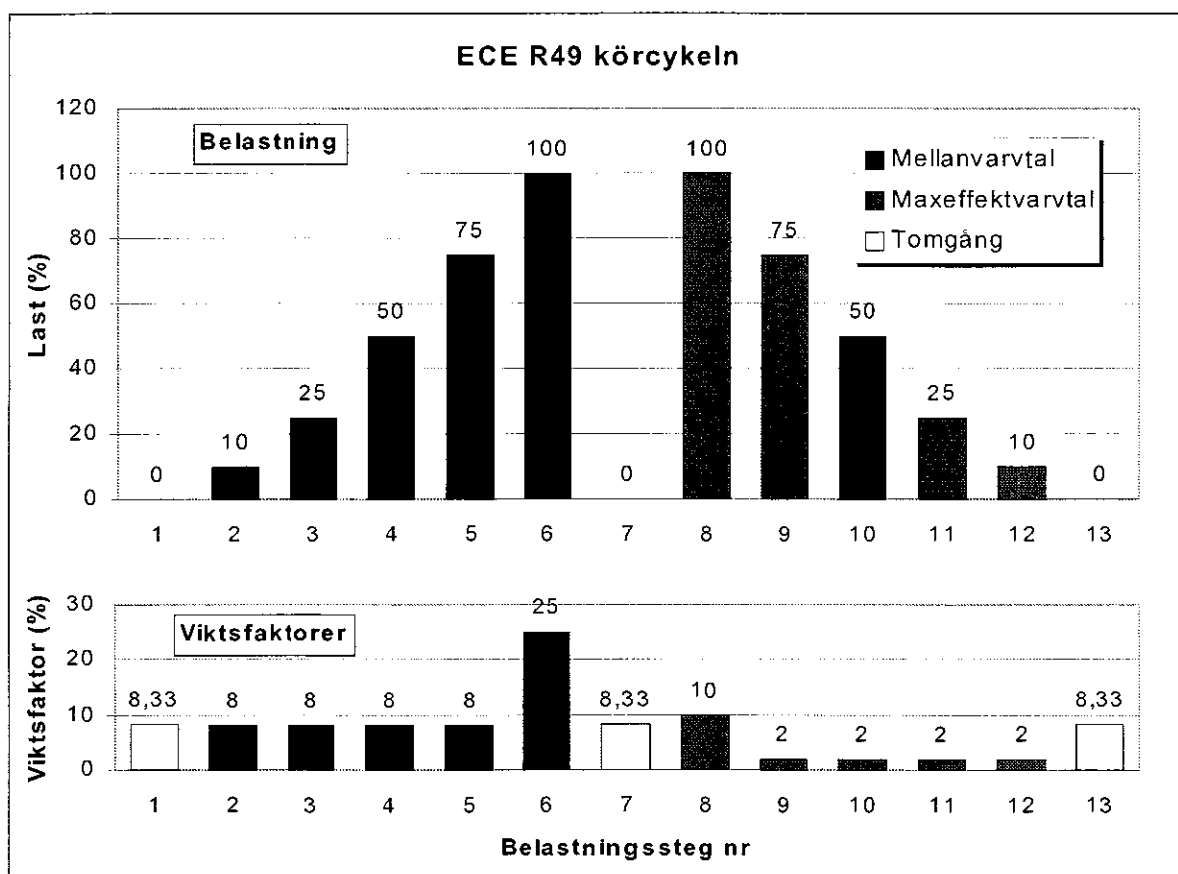
För att göra sammanställningen om körcykler fullständig är det nödvändigt att göra en kort summering av de olika körcyklerna som kan användas för bedömningarna av teknik och kostnader. Vidare är också en av förutsättningarna att det finns tillgängliga emissionsresultat. De olika körcykler för tunga fordon och motorer till dessa som primärt finns att välja mellan är:

- ECE R49 –Denna körcykel används vid certifiering av tunga motorer i dag i EU. Testerna i ECE R 49 görs enligt bestämmelserna i motorprovbänk. En s.k. "simulering" av testförfarandet kan även utföras på chassidynamometer, vilket t.ex. ofta görs i tester vid MTC.
- Den amerikanska "transientcykeln", US Transient Cycle – Denna körcykel används i dag vid certifiering av tunga motorer (alla drivmedel) för den amerikanska marknaden. En komplettering för att täcka in även körning utanför det i dag "reglerade området" kommer att göras i framtiden.
- ESC körcykeln (European Stationary Driving Cycle) – Denna körcykel kommer att användas för certifiering av de flesta typer av tunga motorer inom EU från och med år 2000 (Euro III). Liksom för ECE R49 utförs även dessa tester i motorprovbänk. En simulering av denna körcykel på chassidynamometer är åtminstone teoretiskt möjlig.
- ETC körcykeln (European Transient Driving Cycle), ofta även kallad Fige körcykeln efter det institut som utvecklat den. Denna körcykel är avsedd för motorprovbänk och kommer till att börja med (Euro III) att användas som komplement till ESC körcykeln för dieselmotorer med viss reningsteknik (deNO<sub>x</sub> katalysator) och för motorer drivna med alternativa drivmedel. En bredare tillämpning av ETC körcykeln förväntas i de senare stegen (Euro IV, V och EEV) av de europeiska bestämmelserna.

- ETC körcykeln för chassidynamometer. Denna körcykel är inte identisk med den ovannämnda eftersom bl.a. motorns växellåda kommer att ändra motorns belastning och varvtal i jämförelse med varianten för motorprovbänk. Chassidynamometervarianten av ETC körcykeln används inte i officiella sammanhang.
- Den s.k. Braunschweig körcykeln (ofta kallad busscykeln) – Denna körcykel används i dag främst vid MTC. Körcykeln är avsedd för stadskörning av bussar.

Utöver ovannämnda körcykler finns även andra körcykler som t.ex. den Nederländska busscykeln, den amerikanska CBD körcykeln m.fl. För närvarande används dock inte dessa körcykler särskilt frekvent i Sverige och de är därför av mindre intresse i detta sammanhang.

I **Figur A4-1** visas ECE R49, dvs den körcykel som används inom EU i dag för Euro II bestämmelserna. Denna körcykel är avsedd för tester i motorprovbänk. Körcykeln består av 13 belastningssteg (eller moder, fr. eng. "mode") och är stationär, dvs. motorbelastning och varvtal är konstant för varje belastningssteg. Därmed lämpar sig ej heller körcykeln särskilt väl för att representera körning med fordon som utsätts för kraftiga transienter (t.ex. fordon som används i stadstrafik).

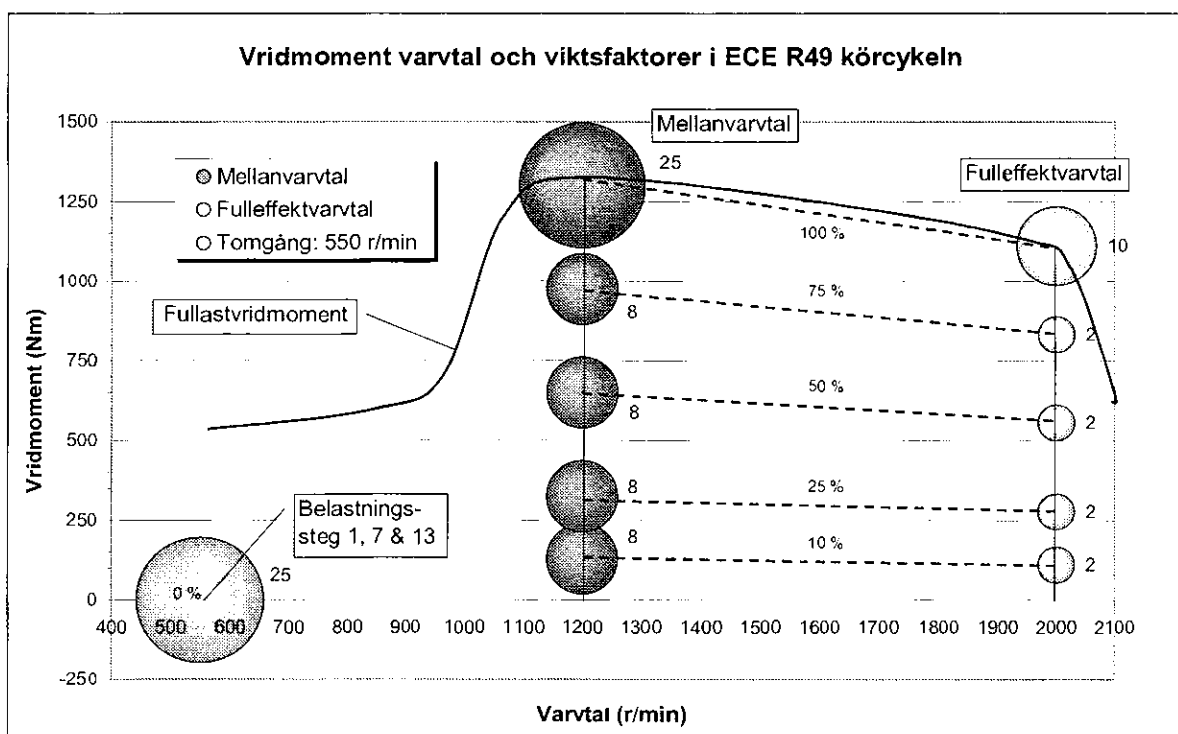


**Figur A4-1:** ECE R49 körcykeln för tester i motorbromsbänk

I **Figur A4-1** visas ECE R49 cykeln som stapeldiagram. Den övre delen av diagrammet visar den relativa lasten för varje belastningssteg och den undre delen visar de viktsfaktorer som hör till varje belastningssteg. Den största viktningen ligger på belastningssteget 6 och

den näst största på steget 8. Eftersom båda dessa belastningssteg dessutom representerar fullast på respektive varvtal, där således mycket arbete (i kWh) genereras, kommer viktningen att vara mycket stor för dessa belastningssteg jämfört med de övriga belastningsstegen. Även om de tre tomgångsstegen har en hög numerisk viktning blir inte inverkan på emissionerna så stor som man skulle kunna förvänta sig, eftersom den låga belastningen på motorn också ger en låg bränsleförbrukning (per tidsenhet) och därmed också låga emissioner per tidsenhet<sup>8</sup> (uttryckt i g/s).

Ett annat sätt att åskådliggöra ECE R49 cykel är att använda ett s.k. "bubbeldiagram". Detta visas i **Figur A4-2**. I denna figur har en utläggning av belastningsstegen gjorts för en hypotetisk stadsbussmotor. Bublornas relativa storlek är proportionella mot viktsfaktorn.



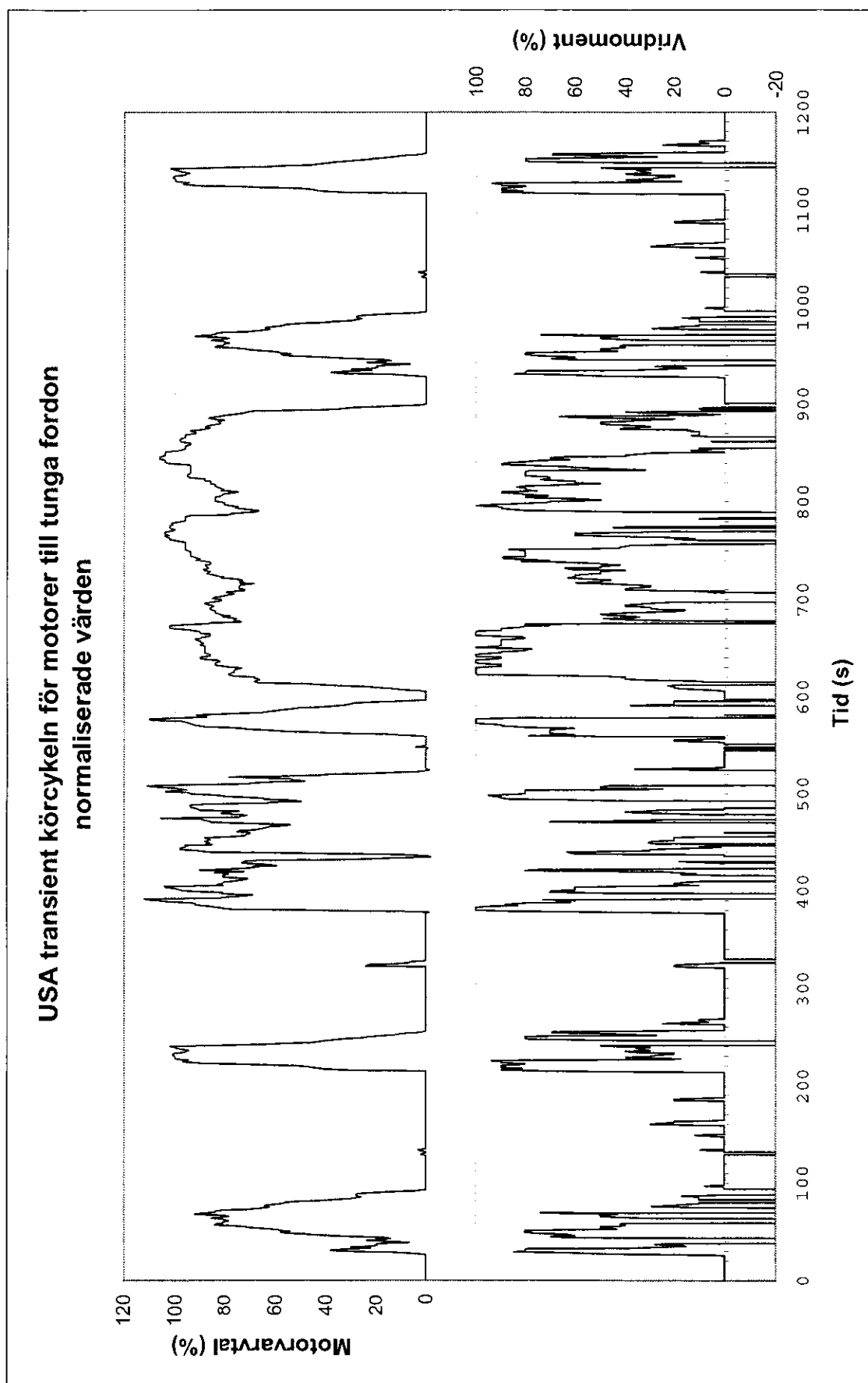
**Figur A4-2:** ECE R49 körcykeln för tester i motorbromsbänk (bubbeldiagram)

I USA har man sedan mitten av 1980 talet använt en s.k. transient körcykel, eller FTP kör-cykeln<sup>9</sup> (FTP: Federal Test Procedure). Även denna körcykel är avsedd för motorprov men är som nämnts av transient karaktär, dvs. motorns last och varvtal ändras kontinuerligt (varje sekund). I **Figur A4-3** visas denna körcykel. Den övre kurvan i figuren visar motor-varvtalet uttryckt i procentenheter mellan låg tomgång (0 %) och hög tomgång (100 %). Den undre kurvan visar motorns procentuella belastning<sup>10</sup>. Körcykeln delas in i fyra olika sektioner där den första och den sista är identiska.

<sup>8</sup> Man kan ju notera att de specifika emissionerna (i g/kWh) vid tomgång är odefinierade (i princip oändliga) eftersom ingen effekt genereras (division med noll). Trots det bidrar emissionerna på dessa belastningssteg till de totala viktade emissionerna i körcykeln.

<sup>9</sup> I dagligt tal kallas körcykeln ofta "transientkörnykeln".

<sup>10</sup> Ett värde lägre än noll skall tolkas som en motorbromsning, dvs en s.k. "släpning" av motorn.



**Figur A4-3:** Den amerikanska transienta körcykeln (FTP) för tester i motorprovbänk



Underlaget för den transienta körcykeln i USA har tagits fram genom loggningar i trafik och körcykeln kan således sägas avspejla verklig körning. I jämförelse med den transienta körcykeln tenderar dock körning med moderna fordon under europeiska förhållanden att ge ett lägre motorvarvtal som medeltal. I det förarbete som föregick förslaget för Euro III bestämmelserna utfördes en undersökning av körmönster i trafik och olika alternativ till kör-cykler. I denna utvärdering konstaterades att den amerikanska transienta körcykeln inte var särdeles representativ för europeiska körförhållanden. Sannolikt gäller också detta för moderna fordon i USA. Man bör beakta detta när data från amerikanska undersökningar används.

En speciell egenhet för transientcykeln är att den körs två gånger. Den första körningen har en "kallstart" (inom temperaturintervallet  $+20 - +30$  °C), medan den andra körningen upprepas 20 minuter efter den andra och är därmed "varm". Den kalla körningen viktas sedan med 1/7 medan viktsfaktorn är 6/7 för den varma. I praktiken brukar skillnaderna mellan de båda delmomenten oftast vara små. Orsaken till detta förhållande är att motorer till tunga fordon (oftast) har en mycket liten "kallstarteffekt" på emissionerna.

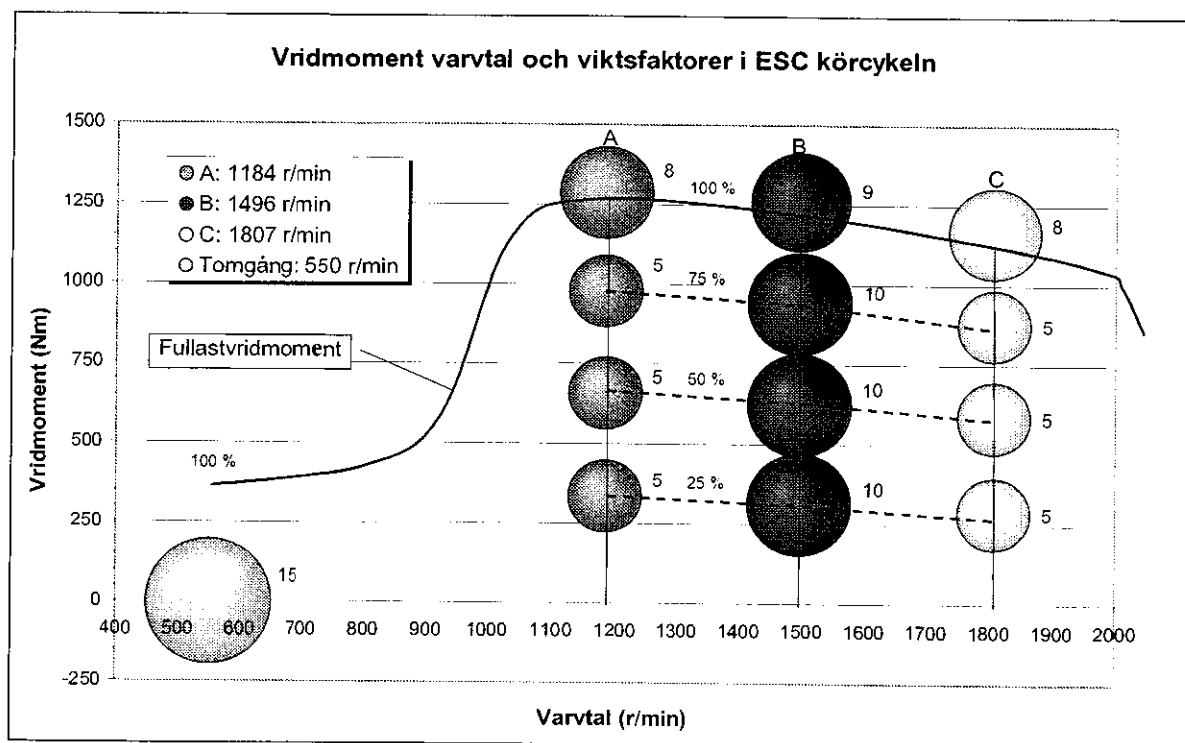
Nuvarande europeiska körcykelns (ECE R49) brister har konstaterats av både myndigheter och industri vid samarbetet i arbetsgrupperna om de nya bestämmelserna för 2000-talet. Man har därför samlat in nytt material genom datainsamling (loggning) från fordon i trafik. Bearbetningen av materialet resulterade i två förslag till nya körcykler, ett som framfördes av industrin och ett från myndigheterna. Industrins förslag var en stationär körcykel (ESC<sup>11</sup>) liknande ECE R49 men med nya belastningssteg och viktsfaktorer. Vidare kompletteras ESC körcykeln med mätningar av röktäthet (ELR<sup>12</sup>) under fri acceleration. Myndigheternas förslag var en transient körcykel (ETC<sup>13</sup> eller Fige cykeln efter det institut som tagit fram den). Som kompromiss valdes båda alternativen men i vissa fall behöver endast den ena körcykeln användas. Dieselmotorer med konventionell avgasrening behöver t.ex. bara uppfylla ESC + ELR varianten. Alla dessa körcykler gäller för tester i motorprovbänk.

I **Figur A4-4** visas ett bubbeldiagram för ESC körcykeln för tidigare nämnda hypotetiska bussmotor. Till skillnad från ECE R49 körcykeln använder man i detta fall tre olika varvtal (plus tomgång).

<sup>11</sup> ESC: European Stationary Cycle

<sup>12</sup> ELR: European Load Response Test

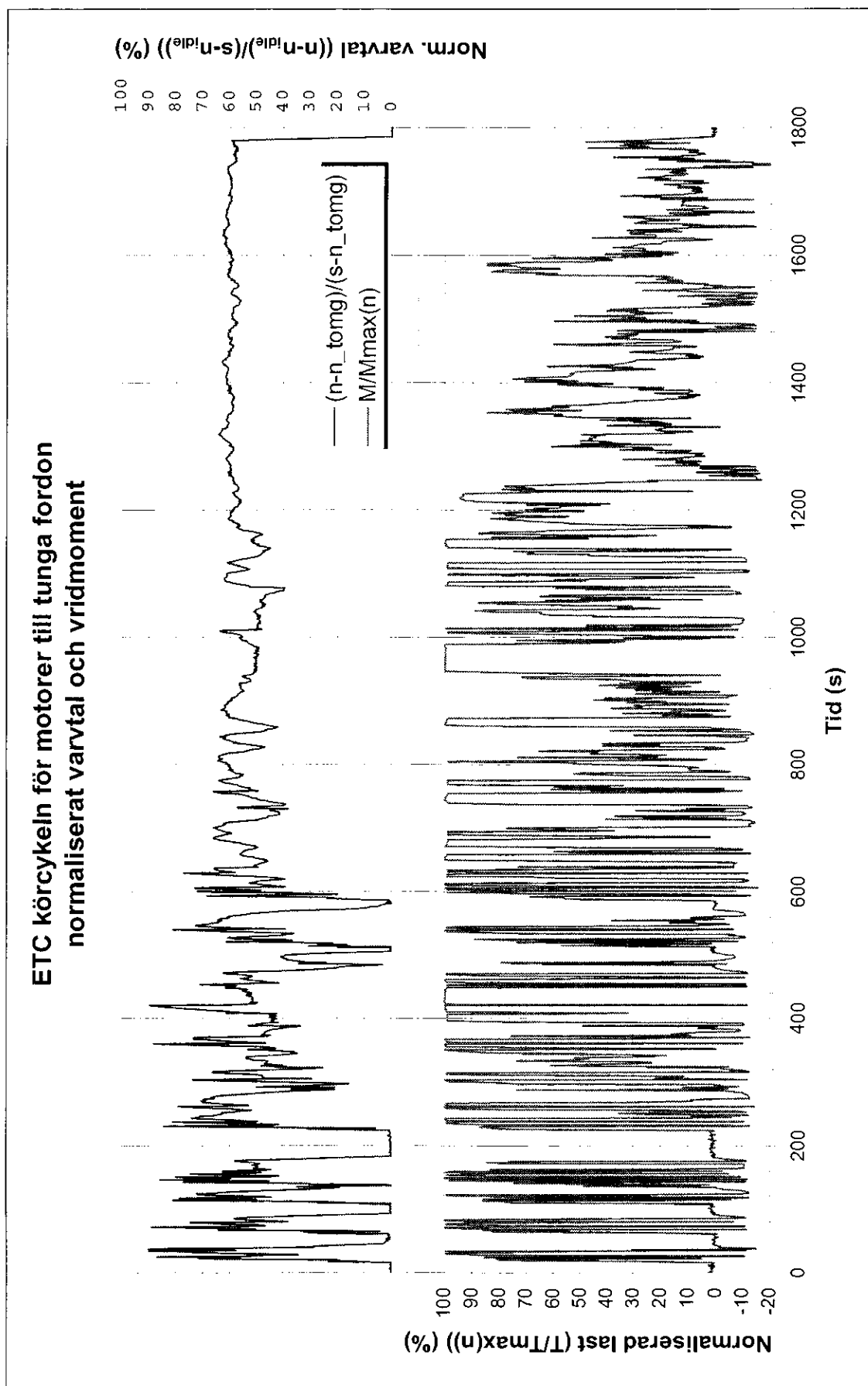
<sup>13</sup> ETC: European Transient Cycle



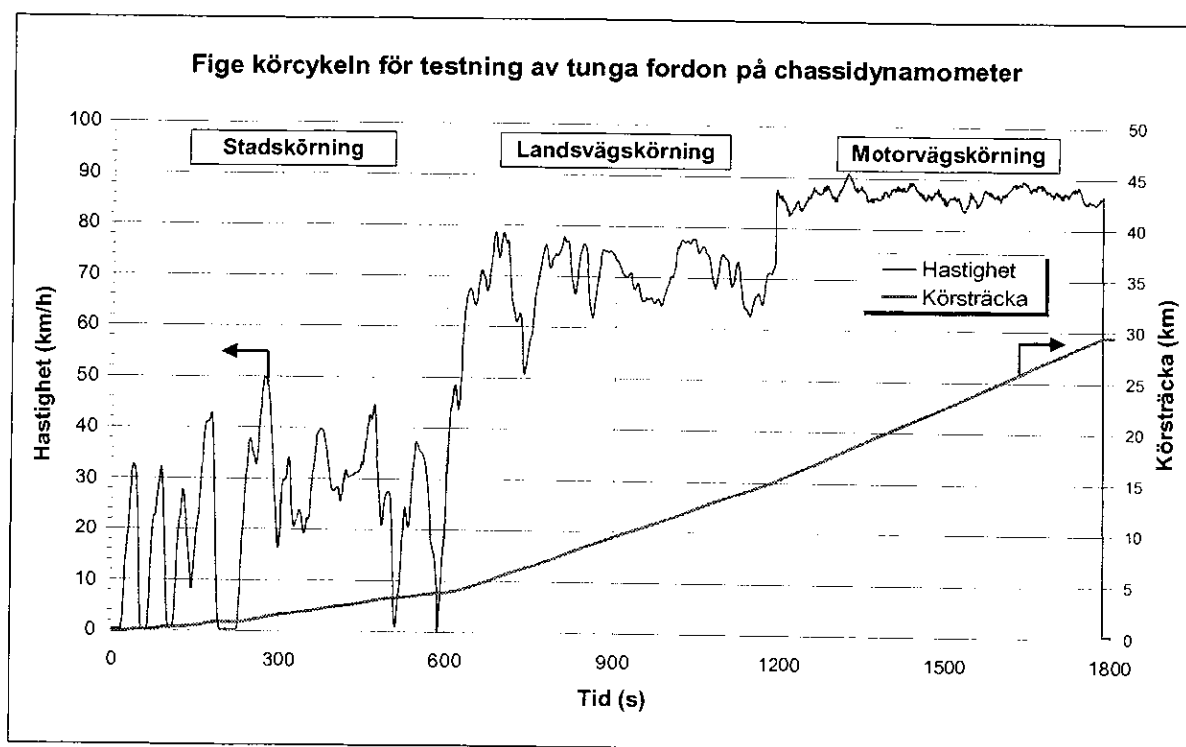
**Figur A4-4:** Nya europeiska körcykeln (ESC) för tester i motorbromsbänk (bubbeldiagram)

Den transienta ETC körcykeln visar i **Figur A4-5**. Den övre kurvan visar motorvarvtalet och den undre kurvan visar belastningen (i procentenheter i båda fallen). ETC körcykeln består av tre delar: stadstrafik, landsortstrafik och motorväg. De tre delarna är mycket olika till sin karaktär och kan i framtiden därför (möjligen) användas för att differentiera emissionerna under olika körförhållanden.

Eftersom ETC körcykel baseras på mätningar från fordon i verklig trafik kan man även ta fram en chassidynamometervariant av den. Denna körcykel visas i **Figur A4-6**. På sätt och vis är det lättare att förstå innebörden av de olika körmönstren för denna variant än för den förra. Chassidynamometervarianten av ETC körcykeln är inte avsedd att användas vid certifiering eller liknande tester men skulle möjligen kunna användas vid någon form av efterkontroll för en grovsällning av fordon/motorer som sedan väljs ut för vidare kontroll enligt de officiella bestämmelserna. Ett annat användningsområde för denna körcykel torde vara en generell uppföljning av emissionsnivån för fordon i trafik (t.ex. vid flottförsök med miljöanpassade fordon).



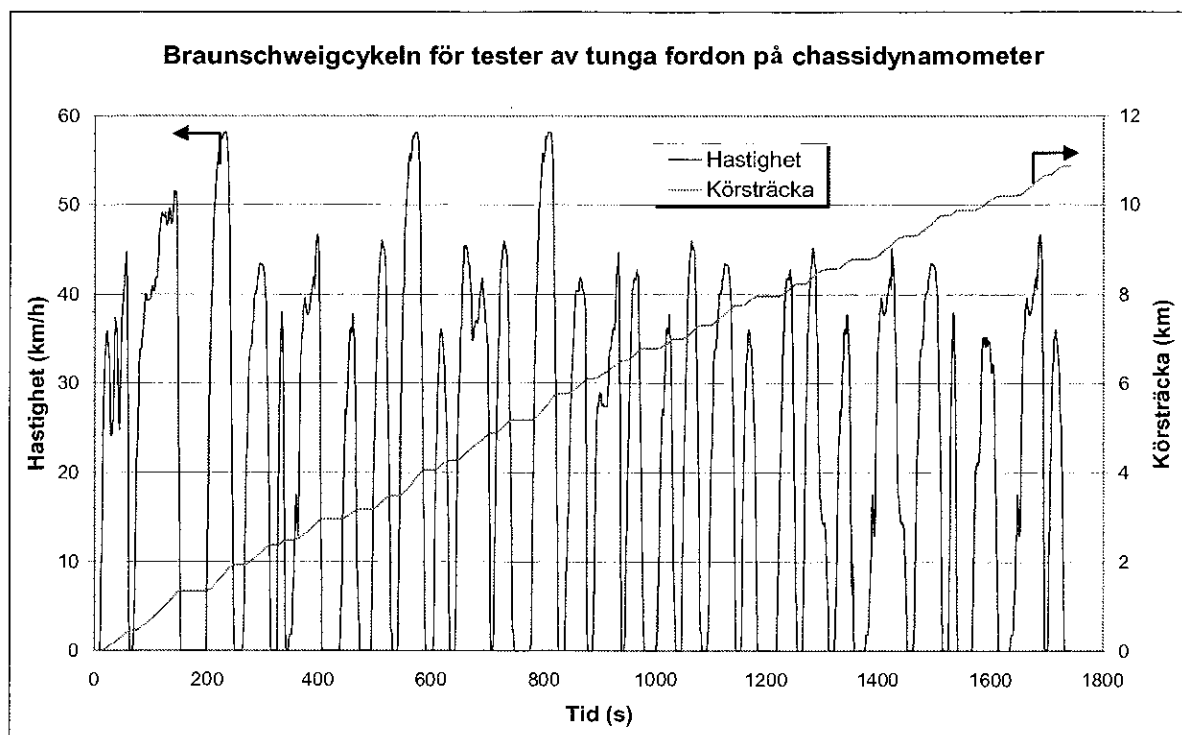
Figur A4-5: ETC körcykeln för tester i motorprovbänk



**Figur A4-6:** ETC körcykeln för tester på chassidynamometer

Slutligen visas, för att göra bilden av körcyklerna komplett, i **Figur A4-7** Braunschweig körcykeln för stadsbussar (efter Universitetet i Braunschweig), eller den s.k. busskörnykeln. Denna környkel är transient och speglar, som framgår av namnet, bäst busstrafik i tätort. Den har använts flitigt i tester vid MTC men förekommer mycket sparsamt i internationella sammanhang. I Sverige finns således en mängd testdata att tillgå från denna környkel. Speciellt när det gäller analyser av icke reglerade emissioner och provtagning för biologiska tester har företrädesvis denna környkel använts av MTC. Ett annat exempel är att környkeln använts för godkännande av den emissionsbegränsande utrustning som används för eftermontering på fordon till miljözonerna. Eftersom denna környkel inte används i något annat officiellt sammanhang är det troligt att dess betydelse kommer att minska kraftigt i framtiden. Man kan i **Figur A4-7** notera att utseendet i Braunschweigcykeln påminner ganska mycket om den första fasen i ETC környkeln.

Sammanfattningsvis kan sägas om környklerna att mest emissionsdata för europeiska motortyper i dag finns enligt ECE R49. Mycket få data finns ännu enligt ETC och ESC/ELR környklerna. En stor mängd data, mer än i ECE R49, finns enligt den amerikanska transienta környkeln. Problemet med dessa data är dels att de gäller för amerikanska motorer och dels att en omräkning av nivåerna till de nya europeiska környklerna inte är helt trivial då det finns få jämförande data mellan de nämnda környklerna. En hel del data har också genererats vid MTC enligt Braunschweigcykeln. Tyvärr används denna környkel numera nästan uteslutande av MTC.



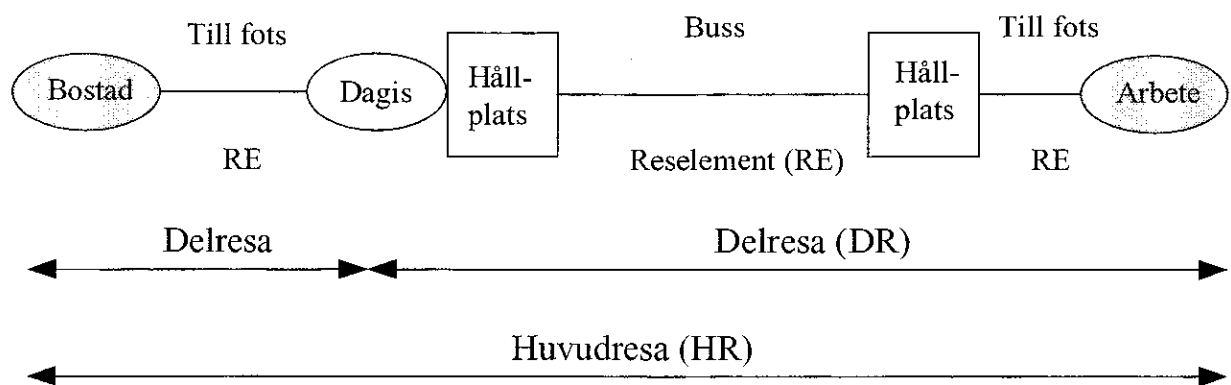
*Figur A4-7: Braunschweig körcykeln för tester på chassidynamometer*

## Parameterval ur RES 1999

Den nationella resundersökningen RES 1999 innehåller en mängd olika parametrar som i olika kombinationer möjliggör uttag av just den statistik man är intresserad av. I denna jämförelse mellan buss och bil valdes två olika fall av resesituationer; resor till och från arbetet samt resor under ett dygn. Tyvärr fanns begränsningar för kombinationer vilket i sin tur begränsade möjligheterna att erhålla alla uppgifter vi från början begärde. Dessa uppgifter är markerade med kursiv stil i tabellen nedan. Statistiken togs fram av Jonas Jonsson på SCB.

Omfattning: Sveriges 10 största städer exklusive Stockholm  
Alla åldrar  
Avgränsning: Huvudresor kortare än 5 mil  
Period: 1999

|                         | Huvudresor med Bil             |                                | Huvudresor med Buss       |                                |
|-------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------|--------------------------------|
|                         | Arbetsresor                    | Resor per dygn                 | Arbetsresor               | Resor per dygn                 |
| Reslängd                | Körsträcka per HR              | Körsträcka för alla HR         | Åksträcka med buss per HR | Åksträcka med buss för alla HR |
| Antal Huvudresor        |                                | Antal HR                       |                           | Antal HR                       |
| Antal Delresor          | Antal DR                       | Antal DR                       | Antal DR                  | Antal DR                       |
| Antal stopp, DR-punkter | Antal DR-stopp per HR          | Antal DR-stopp per dygn        | Antal DR-stopp per HR     | Antal DR-stopp per dygn        |
| Stopptid HR-punkter     | <i>Stopptid</i>                | <i>Stopptid</i>                | <i>Stopptid</i>           | <i>Stopptid</i>                |
| Stopptid DR-punkter     | <i>Stopptid</i>                | <i>Stopptid</i>                | <i>Stopptid</i>           | <i>Stopptid</i>                |
| Drivmedel               | <i>Andel av resp drivmedel</i> | <i>Andel av resp drivmedel</i> | -                         | -                              |
| Årsmodell               | <i>Medelårsmodell</i>          | <i>Medelårsmodell</i>          | -                         | -                              |
| Antal resande           | Medeltal resenärer             | Medeltal resenärer             | -                         | -                              |
| Transportarbete         | <i>Personkm per HR</i>         | <i>Personkm per dygn</i>       | -                         | -                              |
| Restid exkl DR-stopp    | Minuter per HR                 | Minuter per dygn               | Minuter per HR            | Minuter per HR                 |

Definitioner enl. RES:

## Emissionsfaktorer

Ett antal uppsättningar emissionsfaktorer har tagits fram baserat på det experimentella underlaget. Med hjälp av emissionsfaktorerna har sedan effekterna på hälsa och miljö kunnat beräknas. Som framgår av rapporten finns ett antal olika alternativ i detta fall. Emissionerna kan t.ex. redovisas per fordonskilometer eller per personkilometer. Den busslinje som avses påverkar också emissionerna, både för bussen och för personbilen som så att säga ersätter denna busstrafik. Slutligen påverkar beläggningen också resultaten och i detta fall är arbetsresor respektive dygnsmedelvärde de fall som redovisats i rapporten.

Emissionsfaktorer för följande fall redovisas i denna bilaga:

- Emissionsfaktorer per fordonskilometer, utgångsvärden
- Emissionsfaktorer per personkilometer, dygnsmedelvärde, linje 64
- Emissionsfaktorer per personkilometer, dygnsmedelvärde, Grön Express

I det första fallet i listan ovan avses de emissionsfaktorer – korrigerade för klimat och åldring – som gäller för bilsinbilarna och bussarna den respektive körcykel där underlaget genererats. För bilsinbilarna är det fråga om NEDC körcykeln och för bussarna är det Braunschweigcykeln.

Emissionsfaktorerna påverkas i stor utsträckning av körmönstret så därför visas resultat för de båda busslinjerna. Av utrymmesskäl redovisas endast emissionerna som dygnsmedelvärde. För arbetsresor gäller en annan medelbeläggning än för dygnsmedelvärdet för både personbilar och bussar. Vill man beräkna emissionerna för denna, eller en annan medelbeläggning, är detta ett tämligen enkelt förfarande, då uppgifter om medelbeläggning finns angivna i rapporten.



## Emissionsfaktorer per fordonskilometer

| Bränsle, motor,<br>reningsteknik | En. anv.<br>MJ/fkm | CO<br>g/fkm | HC<br>g/fkm | NMOG<br>g/fkm | CH <sub>4</sub><br>g/fkm | NO <sub>x</sub><br>g/fkm | N <sub>2</sub> O<br>mg/fkm | PM<br>mg/fkm |
|----------------------------------|--------------------|-------------|-------------|---------------|--------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------|
| Buss                             |                    |             |             |               |                          |                          |                            |              |
| Diesel                           | 16,10              | 1,66        | 0,733       | 0,711         | 0,022                    | 10,72                    | 4,4                        | 200          |
| Diesel, kat                      | 16,32              | 0,17        | 0,088       | 0,085         | 0,003                    | 10,61                    | 4,3                        | 170          |
| Diesel, DPF                      | 16,38              | 0,13        | 0,059       | 0,057         | 0,002                    | 10,29                    | 4,2                        | 20           |
| Diesel, DPF+EGR                  | 16,38              | 0,34        | 0,059       | 0,057         | 0,002                    | 5,61                     | 2,3                        | 15           |
| Etanol, kat                      | 16,67              | 0,16        | 0,140       | 0,165         | 0,005                    | 6,50                     | 2,7                        | 46,5         |
| Bensinbil 93/94                  | 2,87               | 7,27        | 0,716       | 0,671         | 44,6                     | 0,36                     | 25,5                       | 14,3         |
| Bensinbil 2000                   | 2,71               | 1,28        | 0,192       | 0,170         | 22,0                     | 0,06                     | 15,0                       | 9,0          |

| Bränsle, motor,<br>reningsteknik | Bensen<br>mg/fkm | Eten<br>mg/fkm | Propen<br>mg/fkm | 1,3-buta-<br>dien<br>mg/fkm | Form-<br>aldehyd<br>mg/fkm | Acet-<br>aldehyd<br>mg/fkm | PAC,<br>sum<br>µg/fkm |
|----------------------------------|------------------|----------------|------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|
| Buss                             |                  |                |                  |                             |                            |                            |                       |
| Diesel                           | 2,0              | 23,0           | 12,0             | 17,4                        | 29                         | 20                         | 76,1                  |
| Diesel, kat                      | 0,6              | 8,05           | 2,99             | 5,22                        | 15                         | 14                         | 14,8                  |
| Diesel, DPF                      | 0,6              | 4,60           | 5,38             | 6,96                        | 2,9                        | 3,0                        | 10,2                  |
| Diesel, DPF+EGR                  | 0,6              | 6,90           | 4,78             | 6,96                        | 2,9                        | 3,0                        | 30,3                  |
| Etanol, kat                      | 3,5              | 31,5           | 5,3              | 15,0                        | 8,2                        | 85,5                       | 9,6                   |
| Bensinbil 93/94                  | 29,5             | 37,6           | 27,3             | 13,2                        | 0,9                        | 0,8                        | 414                   |
| Bensinbil 2000                   | 7,9              | 10,1           | 7,3              | 3,5                         | 0,2                        | 0,2                        | 55,5                  |

## Emissionsfaktorer per passagerarkilometer, dygnsmedelvärde, linje 64

| Bränsle, motor,<br>reningsteknik | En. anv. |       | CO    | HC    | NMOG  | CH <sub>4</sub> | NO <sub>x</sub> | N <sub>2</sub> O | PM |
|----------------------------------|----------|-------|-------|-------|-------|-----------------|-----------------|------------------|----|
|                                  | MJ/pkm   | g/pkm |       |       |       |                 |                 |                  |    |
| Diesel                           | 1,07     | 0,11  | 0,049 | 0,047 | 0,001 | 0,71            | 0,3             | 13,3             |    |
| Diesel, kat                      | 1,09     | 0,01  | 0,006 | 0,006 | 0,000 | 0,71            | 0,3             | 11,3             |    |
| Diesel, DPF                      | 1,09     | 0,01  | 0,004 | 0,004 | 0,000 | 0,69            | 0,3             | 1,3              |    |
| Diesel, DPF+EGR                  | 1,09     | 0,02  | 0,004 | 0,004 | 0,000 | 0,37            | 0,2             | 1,0              |    |
| Ethanol, kat                     | 1,11     | 0,01  | 0,009 | 0,011 | 0,000 | 0,43            | 0,2             | 3,1              |    |
| Bensinbil 93/94                  | 1,52     | 6,78  | 0,72  | 0,67  | 44,7  | 0,24            | 17,4            | 10,1             |    |
| Bensinbil 2000                   | 1,43     | 1,19  | 0,19  | 0,17  | 22,1  | 0,039           | 10,2            | 6,4              |    |

| Bränsle, motor,<br>reningsteknik | Bensen | Eten   | Propen | 1,3-buta-<br>dien | Form-<br>aldehyd | Acet-<br>aldehyd | PAC,<br>sum |
|----------------------------------|--------|--------|--------|-------------------|------------------|------------------|-------------|
|                                  | mg/pkm | mg/pkm | mg/pkm | mg/pkm            | mg/pkm           | mg/pkm           | µg/pkm      |
| Diesel                           | 0,13   | 1,5    | 0,8    | 1,16              | 1,93             | 1,33             | 5,1         |
| Diesel, kat                      | 0,04   | 0,54   | 0,20   | 0,35              | 0,97             | 0,94             | 1,0         |
| Diesel, DPF                      | 0,04   | 0,31   | 0,36   | 0,47              | 0,19             | 0,20             | 0,7         |
| Diesel, DPF+EGR                  | 0,04   | 0,46   | 0,32   | 0,47              | 0,19             | 0,20             | 2,0         |
| Ethanol, kat                     | 0,23   | 2,1    | 0,4    | 1,00              | 0,55             | 5,71             | 0,6         |
| Bensinbil 93/94                  | 29,6   | 37,7   | 27,4   | 13,3              | 0,88             | 0,79             | 415         |
| Bensinbil 2000                   | 7,9    | 10,1   | 7,4    | 3,6               | 0,24             | 0,21             | 55,7        |

## Emissionsfaktorer per passagerarkilometer, dygnsmedelvärde, Grön Express

| Bränsle, motor,<br>reningsteknik | En. anv.<br>MJ/pkm | CO<br>g/pkm | HC<br>g/pkm | NMOG<br>g/pkm | CH <sub>4</sub><br>g/pkm | NO <sub>x</sub><br>g/pkm | N <sub>2</sub> O<br>mg/pkm | PM<br>mg/pkm |
|----------------------------------|--------------------|-------------|-------------|---------------|--------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------|
|                                  |                    |             |             |               |                          |                          |                            |              |
| Diesel                           | 0,59               | 0,06        | 0,027       | 0,026         | 0,001                    | 0,39                     | 0,2                        | 7,3          |
| Diesel, kat                      | 0,60               | 0,01        | 0,003       | 0,003         | 0,000                    | 0,39                     | 0,2                        | 6,2          |
| Diesel, DPF                      | 0,60               | 0,00        | 0,002       | 0,002         | 0,000                    | 0,38                     | 0,2                        | 0,7          |
| Diesel, DPF+EGR                  | 0,60               | 0,01        | 0,002       | 0,002         | 0,000                    | 0,21                     | 0,1                        | 0,5          |
| Etanol, kat                      | 0,61               | 0,01        | 0,005       | 0,006         | 0,000                    | 0,24                     | 0,1                        | 1,7          |
| Bensinbil 93/94                  | 1,49               | 2,72        | 0,250       | 0,235         | 15,6                     | 0,17                     | 11,8                       | 5,9          |
| Bensinbil 2000                   | 1,40               | 0,48        | 0,067       | 0,059         | 7,7                      | 0,03                     | 6,9                        | 3,7          |

| Bränsle, motor,<br>reningsteknik | Bensen<br>mg/pkm | Eten<br>mg/pkm | Propen<br>mg/pkm | 1,3-buta-<br>dien<br>mg/pkm | Form-<br>aldehyd<br>mg/pkm | Acet-<br>aldehyd<br>mg/pkm | PAC,<br>sum<br>µg/pkm |
|----------------------------------|------------------|----------------|------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|
|                                  |                  |                |                  |                             |                            |                            |                       |
| Diesel                           | 0,07             | 0,8            | 0,4              | 0,64                        | 1,06                       | 0,73                       | 2,8                   |
| Diesel, kat                      | 0,02             | 0,30           | 0,11             | 0,19                        | 0,53                       | 0,51                       | 0,5                   |
| Diesel, DPF                      | 0,02             | 0,17           | 0,20             | 0,26                        | 0,11                       | 0,11                       | 0,4                   |
| Diesel, DPF+EGR                  | 0,02             | 0,25           | 0,18             | 0,26                        | 0,11                       | 0,11                       | 1,1                   |
| Etanol, kat                      | 0,13             | 1,2            | 0,2              | 0,55                        | 0,30                       | 3,14                       | 0,4                   |
| Bensinbil 93/94                  | 10,3             | 13,1           | 9,6              | 4,6                         | 0,31                       | 0,28                       | 145                   |
| Bensinbil 2000                   | 2,8              | 3,5            | 2,6              | 1,2                         | 0,08                       | 0,07                       | 19,4                  |

