



rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Mätmetoder för uppföljning av avgasemissioner från tunga fordon

Magnus Ekström och Åke Sjödin

B 1540

Oktober 2003

Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Address/address Box 470 86 402 58 Göteborg	Projekttitel/Project title SIVL-projekt/project no. B40/02
Telefonnr/Telephone 031 725 62 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Bil Sweden och Vägverket inom ramen för IVLs samfinansierade forskningsprogram
Rapportförfattare/author Magnus Ekström, Åke Sjödin	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Mätmetoder för uppföljning av avgasemissioner från tunga fordon.	
Sammanfattning/Summary En genomgång av olika metoder för emissionsmätningar på tunga fordon har utförts. Fokus för studien har legat på metoder för mätning av emissioner vid ”verklig körning”. Metodernas användbarhet har bedömts, dels med avseende på förbättring av emissionsfaktorer för tunga fordon, dels för så kallade efterlevnadskontroller (in-use compliance) av tunga fordon. A survey of available methods for emission measurements of heavy-duty vehicles (HDVs) has been performed. The primary focus has been on measurements of real-world emissions. Each method has been evaluated with respect to its applicability for emission factor determination and with respect to in-use conformity testing of HDVs.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Vägtrafik, tunga fordon, emissionsmätningar Road traffic, emission measurements, heavy-duty vehicles	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1540	
Rapporten beställs via /The report can be ordered via e-mail: publicationservice@ivl.se hemsida: www.ivl.se IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90	

Sammanfattning

En genomgång av olika metoder för emissionsmätningar på tunga fordon har utförts. Fokus för studien har legat på metoder för mätning av emissioner vid ”verklig körning”. Metodernas användbarhet har bedömts, dels med avseende på förbättring av emissionsfaktorer för tunga fordon, dels för så kallade efterlevnadskontroller (in-use compliance) av tunga fordon.

Vid certifiering av motorer för tunga fordon mäts emissionerna i enheten gram per kilowattimme. Olika tekniska skäl gör emellertid att det är svårt att med motsvarande noggrannhet mäta emissioner i gram per kilowattimme på hela fordon. För att i stor skala kunna ta i bruk nya metoder för emissionsmätningar på tunga fordon i verklig trafik krävs därför i praktiken att emissionsstatistiken för tunga fordon byggs på någon annan enhet, t ex gram per liter bränsle eller gram per tonkilometer. Ett annat alternativ är att en motoreffektsignal med god noggrannhet görs tillgänglig på alla fordon.

Inom EU finns idag i princip inga regler för tunga fordon som kräver att tillverkaren ska garantera emissionsnivåer under en viss tid efter fordonets färdigställande. Den nuvarande avsaknaden av realistiska mätstrategier för efterlevnadskontroller är troligtvis det största hindret för införandet av sådan lagstiftning.

Chassidynamometer är ett utmärkt verktyg för jämförelser mellan enskilda fordon, bränslen, körmonster o s v. Nackdelen vid emissionsfaktorbestämningar är att resultaten blir knutna till en viss körcykel samt att kostnaden per prov är ganska hög. Chassidynamometer har föreslagits som en metod för efterlevnadskontroll av tunga fordon. Man kan för detta syfte med acceptabel noggrannhet simulera stationära certifieringscykler men inte transienta cykler.

Ombordmätmetoder befinner sig i en utvecklingsfas. Fortfarande är ombordmätningar förknippade med ganska stora kostnader per mätning. Mätosäkerheten kan vara relativt stor på grund av osäkerheter i bestämningen av avgasflöde och momentan motoreffekt. I ett kortare tidsperspektiv kommer ombordmätningar i första hand att utgöra användbara verktyg för verifiering av emissionsmodeller. Det har också föreslagits att ombordmätmetoder skulle ingå i ett eventuellt framtida europeiskt system för efterlevnadskontroll.

Fjärranalys (FEAT) bör användas för att jämföra genomsnittliga emissioner för olika fordonskategorier (EURO-klasser, årsmodeller) samt för att uppskatta andelen ”high-emitters”. Mätresultat från FEAT levereras i enheten gram per liter förbrukat bränsle. FEAT-tekniken kan utvecklas ytterligare för att bättre anpassas till tunga fordon. Redan idag kan man dock samla in användbara data för NO-utsläpp från tunga fordon.

Emissionsuppskattningar via haltmätningar i omgivningsluft (tunnelmätningar / väggkantsmätningar). Den främsta styrkan med tunnel- och väggkantsmätningar är möjligheten att få ett representativt flottgenomsnitt för emissionerna. I mätningen ingående fordon är troligtvis normalt lastade, normalt underhållna och normalt körda. Denna typ av mätningar kan användas för att studera tidstrender i g/km-emissioner från den tunga fordonsflottan eller för att verifiera emissionsmodeller. Resultaten från tunnel- och väggkantsmätningar är alltid beroende av mätplatsens egenskaper.

Abstract

A survey of available methods for emission measurements of heavy-duty vehicles (HDVs) has been performed. The primary focus has been on measurements of real-world emissions. Each method has been evaluated with respect to its applicability for emission factor determination and with respect to in-use conformity testing of HDVs.

Most of the investigated real-world methods are rather ill suited to deliver results in brake specific emissions (g/kWh), which is the unit used for HDV engine certification tests. A breakthrough for real-world methods with respect to emission factor determination would therefore require emission inventory data for HDVs to be based on some other unit e.g. grams per litre fuel burned or grams per ton-kilometre. An alternative would be to make an engine effect signal with good accuracy available on all HDVs.

Presently, there are no significant regulations within the EU that require manufacturers of HDVs to guarantee the emission performance of a vehicle for a certain period after the delivery of the vehicle. The present lack of realistic measurement strategies for in-use compliance testing is likely the primary obstacle for such regulations.

Chassis dynamometer is an excellent tool for comparisons between the emission performance of different vehicles, fuels, driving patterns etc. For emission factor determination, the results will be dependent on the selected test cycle. The cost per test is relatively high. Chassis dynamometer has been suggested as a method for in-use compliance testing. For this purpose, acceptable accuracy can be achieved for steady-state certification cycles but not for transient certification cycles.

On-board measurements are presently undergoing rapid technical development. Costs for individual tests are still rather high though. The measurement inaccuracy can be relatively large due to inaccuracies in exhaust mass flow determination and engine effect determination. In a shorter perspective, on-board measurements will primarily be a useful tool for emission model verification. In a longer perspective it has been suggested that on-board measurements should be used in a future European system for in-use compliance testing of HDVs.

Remote sensing (FEAT) is useful to compare average emissions between different categories of HDVs (EURO classes, model years etc) and as a tool to estimate the share of high-emitters in the vehicle fleet. The results from FEAT measurements are reported using the unit grams per litre fuel burned. It would be possible to do adjustments to the FEAT hardware in order to further optimise it for HDV measurements. However, even without these adjustments it is quite possible to collect useful data on HDV NO emissions.

Emission factor estimations through air quality measurements (tunnel measurements and roadside measurements). The primary advantage of tunnel and roadside measurements is the possibility to attain a representative fleet average for emissions. The vehicles that pass the measurement site are likely to be representative in terms of average load, level of service and maintenance and driving pattern. This type of measurements can be used to collect data on time trends of g/km emissions from HDVs or as a verification tool for emission models. It should be noted that the result from tunnel and roadside measurements are dependent on the characteristics of the measurement site.

Förord

Denna rapport har skrivits med finansiering från Vägverket, BIL Sweden och IVLs samfinansierade forskningsprogram. Värdefulla bidrag har givits av Per-Ola Post, Scania, Pär Gustafsson, Vägverket, Alf Ekermo och Bengt Frögelius, AB Volvo, David Bauner och Mats Wallin, AVL MTC, Nils-Olof Nylund, VTT och Ola Petersson, JTI.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	1
ABSTRACT	2
FÖRORD	3
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	4
1. INLEDNING	5
1.1. ALLMÄNT OM UTSLÄPP FRÅN TUNGA FORDON	5
1.2. REPRESENTATIVITET FÖR EMISSIONER UPPMÄTTA UNDER CERTIFIERINGSTESTER	6
1.2.1. <i>Implikationer för emissionsfaktorbestämningar</i>	7
1.2.2. <i>Implikationer för myndighetsstyrd kontroll av emissioner</i>	8
2. BESKRIVNING AV METODER FÖR EMISSIONSMÄTNINGAR PÅ TUNGA FORDON	9
2.1. MÄTNINGAR I CHASSIDYNAMOMETER	9
2.2. OMBORDMÄTMETODER.....	11
2.2.3. <i>Mättekniska aspekter</i>	12
2.2.4. <i>Förteckning över några olika ombordmätsystem</i>	15
2.3. FJÄRRANALYTEKNIK (FEAT)	17
2.4. EMISSIONSUPPSKATTNINGAR VIA HALTMÄTNINGAR I OMGIVNINGSLUFT.....	21
2.2.1. <i>Tunnelmätningar</i>	21
2.3.2. <i>Väggkantsmätningar med spridningsmodellering</i>	24
2.5. OBD	25
3. MÄTMETODERNAS ANVÄNDBARHET	26
3.2. METODERNAS ANVÄNDBARHET FÖR FÖRBÄTTRING AV EMISSIONSFAKTORER	26
3.2.1. <i>Kvalitetsgenskaper hos mätdata</i>	29
3.2.2. <i>Kommentarer per mätmetod</i>	30
3.3. METODERNAS ANVÄNDBARHET FÖR EFTERLEVNADESKONTROLLER	31
4. DISKUSSION	32
5. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	33
6. REFERENSER	37
BILAGA 1 CERTIFIERINGSCYKLER FÖR TUNGA FORDON	39
ECE R49	39
EUROPEAN STATIONARY CYCLE (ESC).....	40
EUROPEAN TRANSIENT CYCLE (ETC)	41

1. Inledning

Det finns av flera skäl behov av metoder för att mäta utsläppen från tunga fordon i verklig trafik. Utvecklingen inom området har på senare år varit stark och idag finns ett antal metoder tillgängliga, med olika mättekniska lösningar och olika kostnadsbilder. Det har varit IVLs uppgift att inom ramen för föreliggande projekt inventera dessa metoder och att bedöma deras möjligheter att förbättra emissionsstatistiken för tunga fordon. Därtill har i viss mån även metodernas lämplighet för så kallade efterlevnadskontroller av tunga fordon utvärderats.

1.1. Allmänt om utsläpp från tunga fordon

Den tunga trafikens andel av vägtrafiksektorns samlade avgasutsläpp i Sverige och en rad andra länder, bl a inom EU, tenderar att öka, främst på grund av att utsläppen från lätta fordon minskat kraftigt i och med införandet av trevägskatalysatorer. Fokus för åtgärder mot utsläpp av framför allt kväveoxider, partiklar och PAH från vägtrafiken förskjuts därmed allt mer mot de tunga fordonen. Både förbättrad dieselmotorteknik och dieselkvalitet har under senare tid visserligen lett till att också de tunga fordonens avgasutsläpp minskat i betydande omfattning, men inte lika snabbt som för de lätta fordonen. Ett särskilt problem när det gäller de tunga fordonen är att underlaget i form av emissionsfaktorer för att beräkna utsläppen av luftföroreningar är betydligt mer bristfälligt än för de lätta fordonen. Detta bottnar i sin tur i att konventionella avgasmätningar på tunga fordon (i motorbänk eller helfordonsmätningar på chassidynamometer) är särskilt tids- och kostnadskrävande.

Emissionsmätningar på tunga fordon genomförs med två skilda syften. För det första mäter man för att försöka tillfredsställa det behov av emissionsdata som finns från olika delar av samhället, till exempel för internationell rapportering, miljömålsuppföljning, underlag för miljökonsekvensbeskrivningar, miljömässiga jämförelser mellan transportslag och så vidare. För det andra görs emissionsmätningar med syfte att kontrollera att emissionerna uppfyller uppställda lagkrav. Lagkraven för tunga fordon gäller idag endast för certifiering av nya motorer.

Kraven inom EU för certifiering av dieselmotorer för tunga fordon skärps successivt (Tabell 1). Från införandet av 1992 års lagkrav, EURO1, fram till nuvarande (från oktober 2000 gällande) krav, EURO3, har tillåtna NO_x-utsläpp sänkts¹ från 8,0 till 5,0 g/kWh. I EURO5 som införs år 2008 är utsläppsgränsen satt till 2,0 g/kWh. Sålunda åstadkommer man en 75%-ig minskning av kväveoxidutsläppen från EURO1 till EURO5.

Certifieringsprov genomförs i motorbänk enligt vissa certifieringscykler. I samband med införandet av EURO3 gick man över från en steady-state testcykel, ECE R49, till att ha två olika cykler ESC (European Stationary Cycle) och ETC (European Transient Cycle). Emissionskraven enligt ETC är för NO_x samma som i ESC, men något högre partikelemissioner tillåts i ETC. Från EURO3 ingår i certifieringsprovet också ett rökopacitetsprov genom ELR-testet (European Load Response). Det förväntas att för att

¹ Jämförelsen haltar något eftersom gränsvärdet för EURO1-motorer gäller för körcykeln ECE R49 och gränsvärdena för EURO3 och senare gäller vid test enligt ESC-cykeln.

klara kraven i EURO4 och EURO5 kommer olika typer av efterbehandling av avgaserna, typ partikelfällor och DeNO_x-katalysatorer att bli nödvändiga (Dieselnet, 2003). För en beskrivning av cyklerna ECE R49, ESC och ETC, se Bilaga 1.

Tabell 1 Certifieringskrav gällande NO_x och partiklar (PM) för dieselmotorer för tunga fordon vid "steady-state"-testcykler (Dieselnet, 2003)

Kravnivå	Implementeringsår	Testcykel	NO _x g/kWh	PM g/kWh
EURO1	1992	ECE R49	8,0	0.36
EURO2	1996	ECE R49	7,0	0.25
EURO3	2000	ESC*	5,0	0.10
EURO4	2005	ESC*	3,5	0.02
EURO5	2008	ESC*	2,0	0.02

* Transienta cykler (ETC) och rökykler (ELR) tillkommer i komplett certifieringsprov

1.2. Representativitet för emissioner uppmätta under certifieringstester

Även om gränsvärdena för certifiering enligt Tabell 1 har sänkts drastiskt sedan 1992 så tvivlar vissa på att emissionerna har sjunkit i motsvarande grad när fordonen körs i verklig trafik. Anledningen skulle vara att certifieringstester i motortestbänk enligt en bestämd cykel inte är representativa för verkliga körförhållanden. Nedan följer ett antal argument som har använts för att ifrågasätta certifieringstesternas representativitet:

- I EURO2 och tidigare fanns endast krav på utsläpp vid stationära motorbelastningar. Det finns alltså en brist på information om utsläpp under transienta förhållanden. Visserligen kommer dessa motorer successivt att fasas ut ur flottan, men troligtvis kommer de ändå att ha stor betydelse för totalutsläppen från tunga fordon under en lång tid, i huvudsak på grund av lägre utsläpp från nyare fordon.
- Minimering av emissioner kan leda till suboptimering av andra motorprestanda. Ett exempel är NO_x-utsläpp och bränsleförbrukning, där ett minimalt NO_x-utsläpp oftast inte sammanfaller med minimal bränsleförbrukning. För att tillfredsställa slutanvändarens efterfrågan på låg bränsleförbrukning kan tillverkare frestas att bygga motorer specialanpassade för att "klara provet", det vill säga motorer som har låga emissioner i de områden av motormappen som täcks av certifieringscykeln, men som har betydligt högre emissioner i andra delar av motormappen. I EU-projektet ARTEMIS har man sammanställt motorbänksmätningar från olika nationella mätprogram. I en delrapport (Hausberger, 2001) uppmärksammas skillnaderna mellan emissionerna i de reglerade och de icke-reglerade regionerna av motormappen för motorer med kravnivå EURO2 och senare. Man understryker behovet av att mäta även i icke-reglerade regioner för att erhålla representativa emissionsfaktorer.
- Slut användare av tunga fordon kan försöka manipulera motorns elektroniska styrsystem för att optimera effektuttag och bränsleförbrukning, så kallad "chip tuning" eller chiptrimning. Man får då ett fordon vars emissionsegenskaper är helt okända. Det finns uppgifter om att Volvo ska ha upptäckt att 10% av alla Volvolastbilar har blivit chiptrimmade (Lenaers m.fl. 2002).
- Det är sannolikt att framtida utsläppskrav inte kan nås utan avancerad utrustning för efterbehandling av avgaserna. Hållbarheten av sådan efterreningsutrustning är en viktig faktor som kommer att påverka totalutsläppen från tunga fordon i verklig trafik. Det är dock troligt att detta problem delvis kommer att lösas av de så kallade OBD-

system (On-Board Diagnostics) som kommer att vara obligatoriska i Europa från och med 2005 (se vidare avsnitt 2.5.)

1.2.1. Implikationer för emissionsfaktorbestämningar

För att på ett korrekt sätt kunna uppskatta emissionsfaktorer från tunga fordon krävs att man med god noggrannhet mäter på ett representativt urval av motorer, under relevanta körförhållanden och i representativa omgivningsförhållanden. Om man enligt ovanstående avsnitt bedömer att enbart emissionerna under en certifieringscykel ger otillräcklig information för att uppskatta verkliga emissioner från tunga fordon så återstår frågan om vilken metodik man ska välja för att förbättra emissionsdata. I teorin vore kompletterande mätningar i motorbänk i stor skala en attraktiv lösning. Motorbänksmätningar kan utföras med mycket god noggrannhet och eftersom provet sker i laboratoriemiljö kan faktorer som motorbelastning och varvtal varieras under kontrollerade former. Övriga yttre faktorer, som till exempel intagsluftens egenskaper, kan mätas med stor noggrannhet. Motorbänksprov har dock visat sig ha vissa begränsningar när det gäller simulering av hög höjd och extrema temperaturförhållanden. Att genomföra ett stort antal oberoende motorbänksmätningar på motorer som är i bruk i fordonsflottan är dock orealistiskt på grund av höga kostnader per prov. En annan strategi är att utveckla certifieringsproven så att de reflekterar de emissioner som uppkommer under verklig körning. En sådan utveckling sker också stegvis i lagstiftningen. Som exempel kan nämnas att från och med EURO3 innehåller certifieringsprovet också en transient cykel, ETC. I USA har man beslutat att 2007 börja införa tester på hela fordon med ombordmätteknik som en del av certifieringen (se avsnitt om NTE i kapitel 1.2.2.). Certifieringsprov kan emellertid inte användas till att bedöma omfattningen av chipstrimming eller emissioner från äldre fordon eftersom certifieringsprov endast görs på nya motorer.

Ett flertal alternativa metoder för att mäta emissionsfaktorer för hela fordon och i verklig trafik finns idag tillgängliga, till exempel ombordmätningar, chassidynamometer, fjärranalys och tunnelmätningar. Var och en av dessa metoder har specifika styrkor och svagheter när det gäller mätprestanda och representativitet för mätningen. En möjlig strategi blir då att försöka korrigera emissionsfaktorer från certifieringsdata genom ytterligare mätningar med någon eller några alternativa metoder. Beroende på var man ser svagheter i certifieringsprovet (urvalets egenskaper, omgivningsförhållanden under provet, körcykelns egenskaper) så kan man välja olika alternativa metoder för att ta fram kompletterande emissionsdata. Eftersom var och en av de alternativa metoderna innehåller osäkerheter så måste man vara medveten om att en sådan komplettering också introducerar ytterligare en felkälla i den totala emissionsfaktoruppskattningen.

Alternativa metoder för emissionsmätningar för tunga fordon har idag sin viktigaste tillämpning som verifieringsmetoder för emissionsmodeller. I det pågående EU-projektet ARTEMIS används till exempel chassidynamometermätningar, ombordmätningar och tunnelmätningar för att validera emissionsmodeller och emissionsfaktorer för tunga fordon. Grunden för emissionsmodellen i ARTEMIS är för övrigt ett stort antal motorbänksmätningar som sammanställts från olika nationella mätprogram i EUs medlemsstater. Flertalet av mätningarna har utförts enligt någon certifieringscykel.

1.2.2. Implikationer för myndighetsstyrd kontroll av emissioner

Risken för diskrepans mellan de emissioner som mäts under certifieringstester och de som sedan förekommer i verklig trafik har gjort att man från myndighetshåll i USA och i EU visat intresse för att utöka reglerna för tunga fordon med någon typ av efterlevnadskontroller (Green, 2001), (Lenaers m fl 2002). Syftet är att verifiera emissionernas stabilitet över tid samt att kontrollera att emissionerna inte är drastiskt högre i verklig trafik än i motorbänk. I nuläget saknas det emellertid juridiska förutsättningar i EU för att genomföra efterlevnadskontroller. I princip inga nuvarande EU-regler kräver att tillverkare av tunga fordon ska garantera emissionsnivåer efter fordonets färdigställande² (Scania, 2002). Dock kommer det under 2005 och 2006 att införas krav inom EU på att typgodkännanden för fordon och motorer också skall intyga funktionsdugligheten hos utsläppsbegränsande komponenter under hela fordonets eller motorns normala livslängd (Naturvårdsverket, 2002). Det är dock oklart hur efterlevnadskontroller enligt dessa nya regler skall genomföras. Problemet försvåras också något av att förhöjda emissioner för fordon i bruk kan vara orsakade av såväl fordonets konstruktion (hållbarhet av komponenter osv) som bristande service och underhåll samt otillåtna ingrepp som chiptrimning.

EU-kommissionen har nyligen presenterat en rapport om de tekniska möjligheterna för efterlevnadskontroller på tunga fordon inom EU (Lenaers m fl, 2002). Enligt rapporten blir valet av mätmetod beroende av lagstiftarens syfte med efterlevnadskontrollen. Om man i första hand eftersträvar korrekta jämförelser med certifieringsdata, kontroll av slitage- och underhållseffekter samt optimal noggrannhet och reproducerbarhet så är laboriemetoder som chassis- och motordynamometertester att föredra. Å andra sidan är ombordmätningar inte beroende av någon körcykel och kan ge information om ”real-world”-utsläpp. Dessutom har ombordmätmetoder troligtvis en bättre kostnadseffektivitet än laboriemetoder. På lång sikt så anses i rapporten att ombordmätningar utförda enligt så kallad NTE-metodik (se nedan) har förutsättningar att bli ett lämpligt verktyg för efterlevnadskontroller.

Utformningen av efterlevnadskontroller kommer troligtvis även att styras av utvecklingen inom mätteknikområdet. Framtida lagstiftning måste understödjas av mätmetoder som har tillräcklig mätnoggrannhet och som samtidigt är kostnadseffektiva. Den nuvarande avsaknaden av realistiska mätstrategier för efterlevnadskontroller är troligtvis det största hindret för införandet av sådan lagstiftning i EU. Idag är motorbänksmätning den enda metoden med tillräckligt god noggrannhet för jämförelse med certifieringsstandard. Emellertid är denna metod mycket dyr eftersom motorn måste monteras ur fordonet, vilket också riskerar att bli ännu mer komplicerat i takt med att avancerad avgasreningsutrustning blir vanligare.

I Tyskland och Nederländerna finns vissa enklare system för efterlevnadskontroll av tunga fordon. Genom steady-state-prov i chassidynamometer har certifieringsprovet för EURO2-motorer och tidigare kravnivåer med ”acceptabel noggrannhet” simulerats. För motorer certifierade enligt EURO3-reglerna och senare måste man emellertid också simulera ett transient motorprov enligt ETC vilket inte kan göras i chassidynamometer. Orsaken är att de snabba accelerationerna och höga effekterna i ETC gör att det är mycket svårt att beräkna momentan bromsad motoreffekt utifrån bromsad effekt på rullen. Alternativa

² Ett undantag är Bilprovningens opacimetertest vid fri uppvarvning till maxvarvtal (Bilprovningen, 2000). Detta prov anses dock vara av ganska ringa betydelse, dels eftersom opacitet (röktäthet) är en parameter med svårtolkad miljömässig betydelse och dels eftersom det anses att dagens gränsvärden tillåter ganska höga opacitetsvärden. .

metoder har utvärderats i både Tyskland och Nederländerna, men det är oklart hur de framtida mätstrategierna i respektive land kommer att se ut (Lenaers m fl, 2002).

Not To Exceed (NTE)-tester

Not to Exceed (NTE) är en amerikansk myndighetsstrategi för att kunna reglera och testa emissionerna från tunga fordon oberoende av körcykel. Testet kan genomföras i motorbänk eller på hela fordon med hjälp av ombordmätmetoder. Det så kallade NTE-området är en del av motormappen som begränsas av vissa varvtals- och vridmomentnivåer. Inom NTE-området får emissionerna inte överskrida ett maxvärde. För att jämföra med maxvärdet ska uppmätta emissioner medelvärdesbildas över minst 30 sekunder. NTE-testet ställer alltså inte krav på att motorn/fordonet ska köras enligt någon specifik körcykel, utan gränserna i NTE-området gäller oberoende av körcykel. Möjligheten till NTE-tester i samband med certifiering av nya motorer införs för alla motortillverkare på den amerikanska marknaden från och med 2007. Maxgränsen inom NTE-området blir då 1,5 gånger certifieringsstandard för samtliga komponenter. I Kalifornien är NTE-testet obligatoriskt för nya motorer från och med årsmodell 2005. För de motortillverkare som omfattas av *Consent Decrees* (se vidare avsnitt 2.2) så har NTE-tester introducerats redan för perioden 1998-2004 (Dieselnet, 2003).

2. Beskrivning av metoder för emissionsmätningar på tunga fordon

I detta avsnitt följer en genomgång av de metoder som finns tillgängliga för emissionsmätningar på tunga fordon. Ingen ytterligare genomgång har gjorts av mätningar i motorbänk utöver det som skrivits i föregående avsnitt eftersom syftet i projektet har varit mätningar i ”verklig trafik”.

2.1. Mätningar i chassidynamometer

Utvecklingen för tunga fordon gör att det blir allt svårare att montera ur motorer ur fordonet och genomföra emissionstester på motorbänk. En orsak är motorns elektroniska styrsystem som ofta kräver elektroniska ”handskakningar” med övriga fordonet för att motorn ska fungera. Detta leder till att man i motorbänk måste simulera sådana handskakningar, vilket svårligen kan genomföras utan aktiv medverkan av fordonstillverkaren (AVL MTC, 2003). En annan orsak är att allt mer komplexa system för efterbehandling av avgaserna kommer att göra urmonteringen svårare och mer kostnadskrävande (Lenaers, 2002). Dessa svårigheter kan undvikas om man istället gör emissionstester på hela fordon, som till exempel vid chassidynamometermätningar.

Man kan urskilja två skilda syften för chassidynamometermätningar. Det första är att ta fram mätdata på hela fordon som är jämförbara med certifieringsprov på motorn. Det andra är att bestämma ett tungt fordons emissioner och bränsleförbrukning för en viss körcykel (AVL MTC, 2003).

Att med god noggrannhet kunna simulera certifieringsprov enligt ETC i en chassidynamometer är i dagens teknikläge inte möjligt. Under en snabbt transient cykel som ETC gör bland annat rörelsemängdeffekter och vridstyvhet i drivlinan att momentan motoreffekt är mycket svår att styra och beräkna med hjälp av bromsad effekt i rullarna (Lenaers m fl, 2002). Resultaten från chassidynamometerprov med transienta körcykler rapporteras därför normalt i gram per kilometer till skillnad från certifieringsprovets gram per kilowattimme. För statiska prov i chassidynamometer är det däremot möjligt att

beräkna emissioner i gram per kilowattimme och ESC kan simuleras. En sådan mätning är emellertid beroende av omfattande beräkningar av energiförluster som uppstår mellan motorn och de bromsade rullarna, vilket påverkar mätnoggrannheten negativt (AVL MTC, 2003; VTT, 2003). Som ett alternativ till att mäta bromsad effekt i rullarna har man prövat att uppskatta motoreffekten indirekt genom att mäta bränsleförbrukningen. Vid försök med denna metodik har god överensstämmelse erhållits mellan chassidynamometermätningar och motorbänksmätningar vid steady-state-prov enligt den äldre certifieringscykeln ECE R49 (Hedbom, 2000).

Transienta körcykler används för att bestämma emissionsfaktorer samt för att jämföra emissioner och bränsleförbrukning för olika fordon och driftsbetingelser. Man simulerar då ett färdmotstånd (rullmotstånd + luftmotstånd) som varierar med fordonets hastighet under cykeln. Eftersom emissionerna kommer att bero av vilken körcykel som använts bör även körcykelns egenskaper beaktas när resultatet värderas. Detta är speciellt viktigt för emissionsfaktorbestämningar eftersom körcykelns representativitet för verklig körning då är en kritisk parameter. Det finns vissa ”standardkörcykler” för chassidynamometermätningar att tillgå, till exempel Braunschweigcykeln eller ”chassidynamometerversionen” av ETC, ”FIGE”. Inte alla chassidynamometrar har förmågan att simulera fordonets rörelsemängd på det sätt som behövs för att kunna genomföra transienta prov. Vissa dynamometrar är av så kallad steady-state-typ, det vill säga de har enbart en broms som simulerar belastning (AVL MTC, 2003).

Nuvarande användningsområden för chassidynamometrar för tunga fordon är bland annat emissionsfaktorbestämningar, utvärdering av fordons emissionsprestanda, jämförelser av olika drivmedel samt utprovning av avgasefterbehandlingssystem (VTT, 2003). Inom ARTEMIS/COST346 används chassidynamometerprov för att verifiera den emissionsmodell för tunga fordon som tas fram utgående från motorbänksmätningar (AVL MTC, 2003).

Chassidynamometrar för emissionsmätningar av tunga fordon är ganska ovanliga. Enligt AVL MTC finns det, utanför fordonsindustrin, 2 st dynamometrar i Norden (AVL MTC i Sverige och VTT i Finland), vilka för övrigt båda kan användas för transienta prov. I hela Europa finns sammanlagt cirka 7 st dynamometrar utanför fordonsindustrin. Vissa av dessa är dock enbart av steady-state-typ. AVL MTCs chassidynamometer kan ta fordon med en maximal fordonsvikt av 20,5 ton (13 ton max på drivaxeln) och med en maximal fordonslängd på 16 meter. Normalt finns inga begränsningar för motorstyrka men risken för ”slir” mellan däck och rullar kan ändå utgöra en begränsande faktor under provet. Det finns idag ingen möjlighet att simulera topografi hos AVL MTC, men denna funktion skulle vara ganska lätt att utveckla (AVL MTC, 2003). Hos VTT är fordonslängden begränsad till 11 m framför drivande axeln och 6 m baköverhäng. Maximal vikt på drivaxeln är 20 ton. Den maximala bromsade effekten är 300 kW. VTT har en ganska stor rulle (diameter 2,5 m) vilket ska göra att risken för slir mellan däck och rulle är liten. Vidare ger den stora diametern på rullen realistiska friktionsförluster mellan däck och rulle. Man kan med VTTs chassidynamometer även simulera topografi (VTT, 2003).

Kostnaden för ett prov i chassidynamometer varierar kraftigt bland annat beroende på fordonsmodell. För ett exempel där man mäter reglerade ämnen över någon transient körcykel (inklusive utrullningsprov mm) varierar uppgifterna mellan 25 000 kr och 150 000 kr. Om man till detta lägger ett simulerat motorprov under steady-state-förhållanden blir den totala kostnaden mellan 50 000 kr och 250 000 kr. Som en jämförelse uppskattas

kostnaden för ett motorbänksprov enligt ESC och ETC inklusive i- och urmontering av motorn samt fordonshyra till 320 000 kr.

I en amerikansk studie genomfördes en statistisk analys av ett större urval chassidynamometermätningar på tunga fordon (White och Gunst, 2000). Studien beskriver en metod för att beräkna osäkerheten för emissionsfaktorer som har mätts med chassidynamometer utifrån antalet undersökta fordon och antalet upprepade mätningar på varje fordon. Till exempel uppges att den förväntade osäkerheten utifrån mätningar på 30 fordon är $\pm 18\%$ för NO_x och $\pm 25\%$ för partiklar. Upprepade mätningar på samma fordon uppges ha liten effekt på den totala mätosäkerheten. Man har i samma studie funnit att ett fordon NO_x -utsläpp är relativt stabila om de mäts på samma fordon även efter längre tid, t.ex. ett år. Däremot kan det finnas signifikanta skillnader i NO_x -utsläpp för olika fordon i samma klass. För partiklar varierar utsläppen kraftigt för samma fordon om det mäts efter en tid. Detta kan tyda på att åldringseffekter är viktigare för partiklar än för NO_x . Det ska påpekas att alla fordon i studien var relativt gamla, senaste årsmodell 1994.

2.2. Ombordmätmetoder

Med ombordmätmetoder avses metoder där all mätutrustning installeras ombord på fordonet. Mätningen genomförs sedan medan fordonet kör på en vanlig väg eller på någon teststräcka. Ombordmätningar har två huvudsakliga fördelar. För det första är kostnaden för en ombordmätning avsevärt lägre än kostnaden för att montera ut motorn och göra en motorbänksmätning. För det andra så blir ju mätningar under körning i verklig trafik inte beroende av någon specifik körcykel på samma sätt som laboratoriemetoder.

Olika typer av ombordmätmetoder har funnits under en längre tid, men utvecklingen har accelererat under senare år. En orsak är att det amerikanska naturvårdsverket, EPA, efterfrågar kompakta, enkla men ändå tillförlitliga ombordmätsystem för att kunna verkställa vissa i USA beslutade lagkrav på utsläppen från tunga fordon (NTE-tester, se avsnitt 1.2.1).

Stora belopp har avsatts till forskning på ombordmätmetoder genom de så kallade *Consent Decrees* från 1998 vilket lett till en accelererad utveckling. Med *Consent Decrees* avses en uppgörelse från 1998 mellan EPA och sju större tillverkare av tunga fordon på den amerikanska marknaden (Caterpillar, Cummins, Detroit Diesel, Volvo, Mack Trucks, Renault och Navistar). Uppgörelsen var en följd av EPAs anklagelser mot tillverkarna att de skulle ha installerat otillåten utrustning på sina tunga fordon. Den otillåtna utrustningen skulle ge sänkt bränsleförbrukning vid stabil landsvägskörning med förhöjda emissioner som följd. En del av uppgörelsen var att ta fram ett program för emissionsmätningar på "in-use vehicles", det vill säga fordon i bruk. Programmet, som kallas *In-Use Test Program*, består av fyra faser, där de två första faserna innehåller inventering och utveckling av mätmetoder för emissionsmätningar på tunga fordon i bruk (EPA, 2002). Arbetet i fas ett och två har utförts av tillverkarna i samarbete med West Virginia University. Inom ramen för detta arbete har West Virginia tagit fram ett system för ombordmätningar på tunga fordon som kallas MEMS (Gautam m fl 2000).

Inga system har ännu klarat de krav som EPA har ställt upp i sitt Cooperative Research And Development Agreement, CRADA (Lenaers m fl, 2002). En mätning med ett system som uppfyller de krav som ställs uppskattas ha en kostnad på omkring 2 500 USD (Lenaers m fl 2002). På finska VTT finns viss erfarenhet av dagens ombordmätsystem. Man hävdar där att instrumenteringen är ganska tidskrävande att arbeta med (VTT, 2003)

Ombordmätningar har den tydliga fördelen att de kan ge de verkliga emissionerna för ett specifikt fordon under olika driftsförhållanden. Nackdelen kan vara att det är svårt att få repeterbara resultat eftersom förhållandena vid mättillfället (meteorologiska faktorer, trafikflöden mm) är svåra att återskapa (VTT, 2003). Ombordmätningar kan däremot utgöra ett utmärkt verktyg för verifiering av emissionsmodeller om modellen har upplösning på fordonsnivå som ARTEMIS/COST346 eller svenska VETO.

2.2.3. Mättekniska aspekter

En mycket använd enhet för emissionsdata för tunga fordon är gram per kilowattimme (energispecifika emissioner). Certifieringskraven ges i denna enhet och det är vanligt att emissionsmodeller för tunga fordon bygger på mätdata i gram per kilowattimme. För att uppnå jämförbarhet med till exempel certifieringskrav skulle det alltså vara önskvärt med ombordmätsystem som kan leverera energispecifika emissionsdata. Emellertid introducerar enheten också flera mättekniska problem för ombordmätsystem.

För lätta fordon anges emissioner oftast i sträckspecifika enheter (gram per kilometer), vilket är lättare att mäta med ombordmätmetoder. En uppmätt sträckspecifik emission är dock verkligt användbar endast om man kan anta att uttagen motoreffekt för en given körsträcka är konstant mellan körtillfällena. Ett sådant antagande är ej rimligt för tunga fordon på grund av stora variationer i fordonslast. För vissa typer av tunga fordon kan fordonets massa, inklusive last, variera mellan 7 och 60 ton (Vägverket, 2003). Denna stora variabilitet gör fordonets massa vid mättillfället till en mycket viktig styrande parameter för emissionernas storlek, viktigare än t ex körmönster. För personbilar är omvänt uppskattningsvis endast cirka 30% av fordonets totala vikt påverkbar genom lastning. Därför är det istället faktorer som kallstarter, körmönster mm som har störst betydelse för emissionerna från lätta fordon. Detta förhållande avspeglas också i att certifieringskraven för tunga fordon ställs på motorn och inte på hela fordonet (Scania, 2002). Slutsatsen blir att för att på ett korrekt sätt kunna koppla emissioner från tunga fordon mot den ”nytta” som fordonet utför måste man också ta hänsyn till fordonets last. Detta kan åstadkommas genom att emissionerna rapporteras i till exempel gram per kilowattimme, gram per tonkilometer eller gram per liter förbrukat bränsle. Enheten gram per kilowattimme har då den ytterligare fördelen att den ger jämförbarhet med de certifieringsmätningar som utförts på motorn.

För att erhålla emissioner i gram per kilowattimme måste ett ombordmätsystem kunna mäta eller beräkna följande tre parametrar:

- halt av aktuell komponent i avgasströmmen
- avgasflöde
- momentan motoreffekt

Haltmätningen kan göras med god noggrannhet (förutom för partiklar) medan bestämningen av avgasflöde och framför allt momentan effekt orsakar mättekniska problem.

Det är mycket svårt att genomföra en oberoende mätning av motoreffekt för ett tungt fordon. I stället får man använda sig av approximativa mätningar och beräkningar (Norbeck et al., 2001). Motoreffekten är produkten av motorns varvantal och dess vridmoment. Varvtalet kan i allmänhet bestämmas med god noggrannhet, medan

mätningen av vridmoment är en betydligt större felkälla (Gautam m fl, 2000). För nyare tunga fordon kan ett effekt- eller vridmomentsmått fås genom att tanka data från motorns elektroniska styrsystem (CAN-bussen). Flera ombordmätsystem använder sig av effektdata från CAN-bussen (till exempel WVUs "MEMS" och EPAs "ROVER", se avsnitt 2.2.4). Det är dock känt att noggrannheten i vridmomentsdata via CAN-bussen kan variera avsevärt mellan olika tillverkare (Engler m fl, 2002).

Det finns inte några formella krav inom EU på att det ska finnas en så kallad "distribuerad momentsignal" tillgänglig på motorns CAN-buss (Scania, 2002). Således finns det inte heller några krav på noggrannheten i en sådan signal. Eftersom momentsignalen inte kommer från en direkt mätning utan är en beräknad storhet finns ett antal felkällor som påverkar mätosäkerheten. Motorns elektroniska styrsystem gör sin uppskattning av motormoment utgående från bränsleinsprutningsdata, vilket i sin tur uppskattas från ställdonsinställningar i bränslesystemet. Sambandet mellan faktisk bränsleinsprutning och ställdonsinställning bygger på mätningar på prototypkomponenter. För att kompensera för avvikelser mellan prototypsystemet och det serietillverkade bränslesystemet införs vissa kompensationsfaktorer. Dessa är dock inte tillräckliga för att kompensera för vissa "olinjära" avvikelser som kan förekomma. Ytterligare felkällor för bränsleinsprutningsdata uppkommer genom variationer i bränslets temperatur, viskositet och energiinnehåll. Den sammantagna mätosäkerheten i bränsleinsprutningsdata hos en serietillverkad motor uppskattas till ungefär $\pm 15\%$. Huvuddelen av denna mätosäkerhet utgörs alltså av systematiska fel, vilka inte kan kompenseras genom att sträcka ut mättiden. Korrelationen mellan bränsleinsprutning och motormoment är approximativt linjär, men även här finns vissa felkällor, till exempel egenskaper hos turboladdare och insprutningstidpunkt. Tillsammans med mätosäkerheten från bränsleinsprutningen uppskattas den totala mätosäkerheten för momentuppskattningen till $\pm 20\%$. Med dessa osäkerheter i åtanke blir en rimlig uppskattning av mätosäkerheten i g/kWh-emissioner från ett ombordmätsystem $\pm 30\%$ (Scania, 2002).

Lenaers m fl 2002 uppskattar det genomsnittliga felet i den distribuerade vridmomentsignalen till 5-10%, men förväntar sig samtidigt att framtida "vridmomentsbaserade motorstyrsystem" skall kunna ge data med mycket god noggrannhet, i storleksordningen några newtonmeter. Det är dock inte klart när dessa styrsystem kommer att vara standard. Gautam m fl 2000 rapporterar att effektuppskattningen via motorns styrsystem troligtvis är den största enskilda felkällan vid mätningar med West Virginia Universitys MEMS-system. Felet i effektuppskattningen bedöms kunna uppgå till 15 % inom det så kallade NTE-området och det finns en risk för att detta fel blir större på äldre motorer. Det finns också en tendens att felet i effektuppskattningen blir relativt sett allt större när man mäter på dellaster och kanske närmar sig tomgångsläget.

Det finns metoder för att direkt mäta vridmoment, till exempel trådtöjningsgivare, men att montera sådan utrustning kan vara praktiskt svårt och kräver oftast en stor arbetsinsats (Gautam et al. 2000). I det nyligen avslutade svenska EMMA-projektet gjordes effektmätningar på dieseldrivna arbetsmaskiner på två olika sätt, dels genom att mäta bränsleförbrukning och varvtal (Pettersson m fl, 2002), dels med trådtöjningsgivare monterade på axeln mellan motor och växellåda (Nordin, 2001). Vid en jämförelse mellan de båda uppnåddes mycket god överensstämmelse, $r^2=0.995$, vid statisk belastning. Vid måttligt transienta förhållanden var $r^2=0.934$. Jämförelsen gjordes för effektmätningar med frekvensen 1 Hz. Vid starkt transienta förhållanden var korrelationen svagare. Detta förklaras med en sämre verkningsgrad under dylika förhållanden. Båda metoderna kräver

en betydande arbetsinsats för att installera utrustningen. Kostnaden för att på en traktor installera utrustning för effektmätningar genom varvtals- och bränsleförbrukningsmätningar uppskattas till cirka 200 000 kr (JTI, 2003). Att montera trådtöjningsgivare kräver troligtvis en större arbetsinsats och det är i de allra flesta fall inte genomförbart på lastbilar.

Bestämningen av avgasflödet utgör som sagt ett annat mättekniskt problem för ombordmätmetoder. De flödesmätmetoder som finns i t.ex. MEMS och ROVER (se avsnitt 2.2.4.) lämpar sig bäst för laminär strömning. Detta antagande är hyfsat rimligt för amerikanska system med långa lodräta avgasrör, men eftersom sådana avgassystem är ovanliga på europeiska lastbilar lämpar sig den typen av flödesmätning sämre inom EU (Engler m fl, 2002). Det belgiska systemet VOEM saknar direkt mätning av avgasflödet och istället beräknas flödet utifrån haltmätningar i avgasströmmen, bränsleförbrukning, varvtal och lambdavärde (Gautam m fl 2000; Lenaers m fl, 2002). Om direkt flödesmätning används får mätsonden inte orsaka något övertryck i avgaskanalen eftersom ett sådant tryck kan påverka motorns uppförande. Vidare måste ett ombordmätsystem också kunna utesluta eller ta hänsyn till eventuella fördröjningseffekter som kan finnas mellan olika mätsignaler (Gautam m fl 2000). Till exempel är det rimligt att anta att det finns en viss fördröjning från att man registrerar en förändring i motoreffekt (som mäts genom en förändring i bränsleinsprutningen) tills dess att den resulterande förändringen i avgasflöde och föroreningshalter når respektive mätsond.

Idag finns utrustning för att göra haltmätningar i avgasströmmen med god kvalitet för NO_x , CO, CO_2 och HC. Däremot är det inte realistiskt att förvänta sig att det skall finnas metoder med samma kvalitet för partiklar inom en nära framtid. Det har hittills varit svårt att hitta en god korrelation mellan de optiska on-line-metoder som finns idag och de gravimetriska metoder som används vid certifieringstester. T ex skiljer sig metoderna i responsen på hygroskopiska ämnen som svavelsyra, H_2SO_4 . Genom sin förmåga att binda vatten kan H_2SO_4 påverka ett gravimetriskt mätvärde. Däremot kan man med en optisk metod inte urskilja H_2SO_4 , och därmed inte heller den förhöjning i gravimetrisk partikelemission som orsakas av ett bränsle med hög svavelhalt (Scania, 2002). I VITOs ombordmätsystem ingår ett TEOM-instrument för partikelmätningar. Inom ARTEMIS har jämförelser gjorts mellan VITOs VOEM-system och chassidynamometermätningar genom simultana mätningar på en lastbil. Det uppges att för NO_x och PM fick man över hela körcykler avvikelser mellan 10 och 20%. (Hausberger, 2001).

Det bör påpekas att de flesta mättekniska problem som tas upp ovan är knutna till att få fram emissionsfaktorer i gram per kilowattimme. Om emissioner istället mättes i gram per tonkilometer skulle ingen uppskattning av momentan motoreffekt vara nödvändig. Om enheten var gram per liter skulle man i princip endast behöva mäta halter i avgasströmmen.

Slutligen finns frågan om intagsluftens egenskaper. Med allt strängare emissionskrav har frågan om förekomst av föroreningar i intagsluften aktualiserats. Generellt sett kan man förvänta sig att dessa ska vara låga relativt det testade fordonets emissioner, men frågan är inte tillräckligt utredd (Gautam m fl, 2000). Det har också påpekats att framtida avgaskrav för tunga fordon kommer att göra att halterna i avgasströmmen kommer att ligga på instrumentens brusnivå (Lenaers m fl 2002).

2.2.4. Förteckning över några olika ombordmätsystem

Nedan följer en kort förteckning över tillgängliga system för ombordmätning. Förteckningen är en sammanfattning av de mer omfattande undersökningar som genomförts av Gautam m fl 2000 samt Lenaers m fl 2002.

West Virginia University

Namn	MEMS	
Mätprincip	Haltmätningar + direkta avgasflödesmätningar + effektuppskattningar från CAN-bussen	
Komponenter	CO ₂	NO _x
Angiven mätosäkerhet	<5%	<5%
Storlek	”Resväskstorlek”	

Kommentarer: MEMS (Mobile Emissions Measurement System) har tagits fram av West Virginia University under fas 1 & 2 av Consent Decrees, se avsnitt 2.2. Under utvecklingsarbetet gjorde man en omfattande inventering av befintliga ombordmätsystem och försökte utnyttja erfarenheter därifrån. Vid jämförelser med motorbänkmätningar över hela körcykler har man för NO_x fått avvikelser som ligger inom $\pm 4\%$ (de använda kör cyklerna har för övrigt varit utvecklade av VWU). För 30-sekundersintervall skiljer sig resultat erhållna med ombordmätsystem från laboratorieinstrument med $\pm 10\%$ (Gautam m fl, 2000).

EPA

Namn	ROVER	
Mätprincip	Haltmätningar + direkta avgasflödesmätningar	
Komponenter	CO ₂ , CO, NO _x , HC, O ₂	
Angiven mätosäkerhet	ingen uppgift (i.u.)	
Storlek	”Resväskstorlek”	

Kommentarer: Tidigare har ROVER endast kunnat mäta sträckspecifika emissioner (Gautam m fl, 2000). Avsikten är dock att ROVER ska kunna användas för att göra efterlevnadskontroller och leverera mätresultat i gram per kilowattimme (Lenaers, 2002). Det är inte klart vilken metodik som valts för effektuppskattningar. EPA utvecklar också ett annat system som kallas ”Spot” vilket dock främst är avsett för ”off-road”-tillämpningar (Lenaers, 2002).

VITO

Namn	VOEM					
Mätprincip	Haltmätningar + Avgasflöden beräknade ur bränsleförbrukning och lambda					
Komponenter	CO ₂	CO	HC	NO _x	CH ₄	PM (TEOM)
Angiven mätosäkerhet	<10 %	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	<25 %
Storlek	230 kg, fyller bilbagageutrymmet på en personbil					

Kommentarer: Noterbart med VITOs system är att man inte mäter avgasflödet direkt utan använder en indirekt metod. Dessutom innehåller systemet ett TEOM-instrument för partikelmätningar. VOEM används för verifiering av emissionsmodeller för tunga fordon inom ARTEMIS (Hausberger, 2001).

Horiba

Namn	-
Mätprincip	Haltmätningar och avgasflöden mäts med hjälp av sensorer
Komponenter	NO _x
Angiven mätosäkerhet	<4%
Storlek	”Mycket liten”

Sensors Inc

Namn	Semtech-D
Mätprincip	Direkt mätning av avgasflöde, effektsignal från fordonets elektroniska system
Komponenter	CO ₂ , CO, NO, NO ₂ , HC, O ₂
Angiven mätosäkerhet	<4%
Storlek	”Resväskstorlek”

Kommentarer: Sensors Inc.:s utvecklingsarbete har till stor del gjorts tillsammans med Ford i samband med att Ford tog fram sitt Preview-system för lätta fordon.

CleanAir Technology

Namn	Montana System
Mätprincip	Avgasflöden beräknade från flöde av intagsluft och massbalanser. PM mäts med "scattering" av laserljus
Komponenter	CO ₂ , NO _x , PM
Angiven mätosäkerhet	i.u.
Storlek	"Resväskstorlek"

Kommentarer: Uppgifter för detta system är tagna från Vojtisek-Lom och Allsop, 2001.

2.3. Fjärranalysteknik (FEAT)

Begreppet fjärranalys syftar i samband med emissionsmätningar på spektroskopiska metoder för att mäta utsläpp från enskilda fordon i verklig trafik. En ljusstråle sänds ut tvärs över vägbanan i ungefärlig avgasrörshöjd och absorptionen i avgasplymen i utvalda våglängder mäts. Genom att utnyttja Lambert-Beers lag och genom vissa antaganden om bränslets sammansättning och förbränningens stökiometri kan man sedan beräkna emissioner i gram per liter förbrukat bränsle (se härledning nedan). Den dominerande instrumenttypen baseras på så kallad FEAT-teknik (Fuel Efficiency Automobile Test) och används för att mäta emissioner av CO, HC och NO. I samband med FEAT-mätningar kan passerande fordons registreringsnummer fotograferas så att mätdata i efterhand kan kompletteras med uppgifter om fordonstyp, fordonsålder o s v. Det är också vanligt att man kombinerar FEAT-mätningar med mätning av hastighet och acceleration.

Härledning av NO-emissioner i gram per liter förbrukat bränsle

Beräkningar nedan gäller under följande antaganden:

- Avgasplymen är välblandad
- Alla kolatomer i avgasen kommer från bränslet
- C/H-kvoten i bränslet är känd ($\approx 2\text{H per C}$)

Betrakta den våglängd som valts ut för att mäta NO. Då man sänder ut ljus genom en avgasplym absorberas ljus i denna våglängd. Ljusabsorptionens storlek beror på antalet NO-molekyler mellan ljuskällan och detektorn. Det samma gäller för CO₂, CO och HC i deras respektive våglängder. För att kunna uppskatta absoluta koncentrationer av dessa ämnen måste man känna "mätkyvettens" längd, det vill säga avståndet mellan ljuskällan och detektorn. Utan att känna detta avstånd kan man ändå mäta substansmängden av NO relativt någon annan komponent, lämpligtvis CO₂. Ett FEAT-instruments rådata består alltså av följande element:

$$n_{NO}/n_{CO_2} \quad n_{CO}/n_{CO_2} \quad n_{HC}/n_{CO_2} \quad (1)$$

där n betecknar substansmängd.

HC mäts i praktiken genom att man mäter antalet kol-väte-bindningar i avgasen. Resultatet räknas om till någon lämplig enhet – i detta exempel hexan-ekvivalenter.

Betrakta det totala antalet kolatomer som vid mättillfället befinner sig ”i ljusstrålen”. Dessa kan förekomma som CO_2 , CO eller ingå i kolväteföreningar:

$$n_{C\ tot} = (n_{CO_2} + n_{CO} + 6n_{HC}) \quad (2)$$

Kolatomerna i (2) motsvarar en viss bränslevolym:

$$V_{bränsle} = \frac{M_{CH_2} n_{C\ tot}}{\rho_{bränsle}} \quad (3)$$

där M betecknar molmassa.

De NO -molekyler som befinner sig i ljusstrålen har massan:

$$m_{NO} = n_{NO} M_{NO} \quad (4)$$

Vi får då NO -emissionen per volymsenhet bränsle som:

$$m_{NO} / V_{bränsle} = \frac{\rho_{bränsle}}{M_{CH_2}} M_{NO} \frac{n_{NO}}{(n_{CO_2} + n_{CO} + 6n_{HC})} \quad (5)$$

vilket kan omformas till:

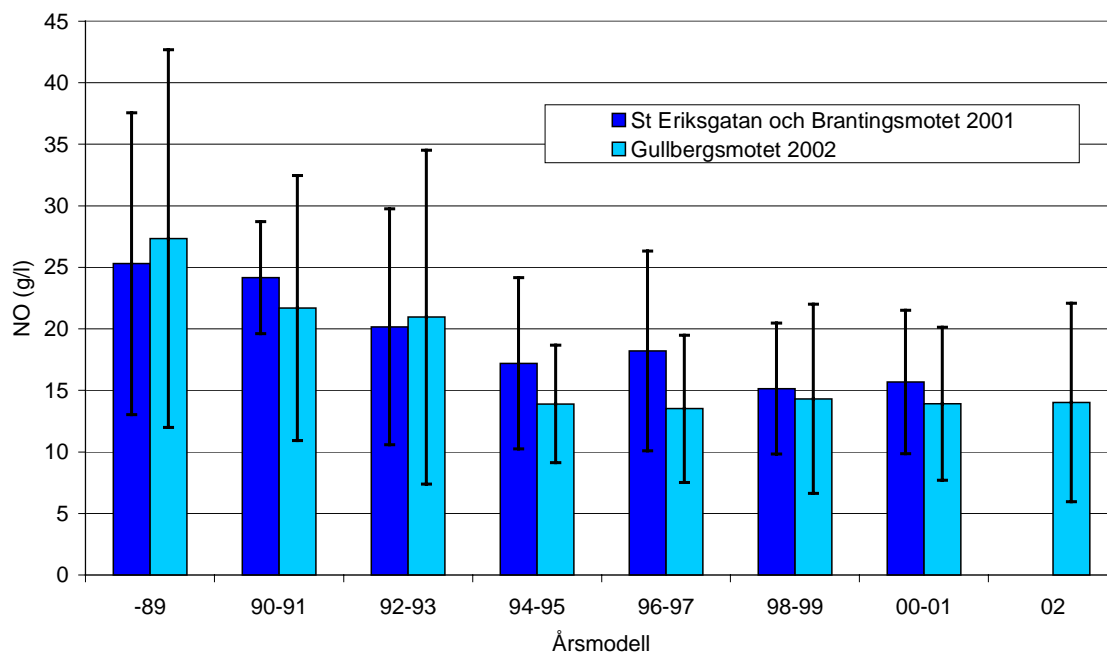
$$m_{NO} / V_{bränsle} = \text{Konstant} \frac{n_{NO}/n_{CO_2}}{(1 + n_{CO}/n_{CO_2} + 6n_{HC}/n_{CO_2})} \quad (6)$$

Sålunda kan NO -emissionen i gram per liter förbrukat bränsle beräknas direkt ifrån de uppmätta kvoterna i ekvation 1.

Ursprungligen utvecklades FEAT-tekniken av Denver University på 1980-talet för emissionsmätningar på personbilar. Det är dock fullt möjligt att utan vidare anpassningar även mäta emissioner från tunga fordon. Avgasrören på tunga fordon kan vara placerade på olika ställen av fordonet vilket kan leda till att ljusstrålen, som normalt går cirka 30 cm ovanför vägbanan, träffar i utkanten av avgasplymen eller i ganska utspädda avgaser. Men eftersom endast avgasernas relativa sammansättning söks kan mätningen genomföras även om bara en liten del av avgaserna hamnar i ljusstrålen. FEAT-instrumentet har ett internt kvalitetssäkringssystem som automatiskt förkastar mätningar som skett på avgasplymer som är alltför utspädda. Följdriktigt så förkastas i allmänhet fler mätningar på tunga fordon än på lätta, men de mätningar som inte förkastas har klarat instrumentets kvalitetskontroll och kan anses tillförlitliga. Flera studier har gjorts av FEAT-mätningar på

tunga fordon både i USA och Europa med resultat som varit repeterbara mellan mätplatser och mättillfällena (Bishop m fl, 2001). Exempel på resultat från mätningar med FEAT utförda av IVL under 2001 och 2002 redovisas i Figur 1.

De momentana emissioner som mäts med FEAT är starkt beroende av motorns varvtal och effekt vid mättillfället. Eftersom man saknar data på varvtal och effekt för enskilda fordon bör man också undvika jämförelser på fordonsnivå. Om man däremot antar att faktorer som fordonslast och körmönster är oberoende av till exempel kravnivå eller årsmodell, så kan man mäta skillnader i genomsnittliga emissioner mellan sådana fordonskategorier (Figur 1).



Figur 1 NO-utsläpp för dieseldrivna lastbilar med totalvikt > 4 ton uppdelat på årsmodeller från IVLs mätningar i Göteborg 2001 och 2002. Stapel markerar genomsnittlig emission i g/l, lodräta streck symboliserar genomsnittet \pm en standardavvikelse. De mörkare staplarna visar sammanslagna data från två olika mätplatser, St Eriksgatan och Brantingsmotet, om sammanlagt 177 fordon. De ljusare staplarna visar data från en enda mätplats, Gullbergsmotet, om 477 fordon.

Resultaten i Figur 1 kan jämföras med de värden på bränslespecifika emissioner som finns tillgängliga för Scantias och Volvos lastbilar, se Tabell 2 (Scania, 2000; Volvo, 2001).

Tabell 2 Typiska NO_x-emissionsvärden för Scania- och Volvomotorer i gram per liter förbrukat bränsle (värdena gäller lågsvavligt bränsle).

		Scania	Volvo
	Lag från	NO _x g/liter	NO _x g/liter
Euro 0	1990	i.u.	38-41
Euro 1	1993	26	26-30
Euro 2	1996	23	23-26
Euro 3	2001	16	16-17

i.u. = ingen uppgift

Mätplatsens inflytande på uppmätta genomsnittsutsläpp har diskuterats. Det verkar rimligt att anta att olika mätplatser, med olika körmonster och olika fördelningar av fordonsvikt, ska leda till signifikanta skillnader i genomsnittsemissioner. De preliminära resultat som IVL tagit fram och som presenteras i Figur 1 pekar på att mätplatsen spelar en mindre roll för genomsnittsutsläppet i gram per liter förbrukat bränsle. Detta mönster går också igen i mätningar med fjärranalys på personbilar. Vid tunnelmätningar har funnits att väglutning har en tydlig effekt på sträckspecifika emissioner för tunga fordon, medan bränslespecifika emissioner verkade oberoende av väglutning (Pierson m fl, 1996). Detta framförs som argument för att det kan vara en fördel att basera emissionsinventeringar på emissionsfaktorenheten g/l istället för g/km.

Genom vissa modifieringar av FEAT-instrumentets mjuk- och hårdvara kan man uppnå en högre "effektivitet" för tunga fordon, d v s mindre antal förkastade mätningar. Ett exempel är att ta mätpunkter i mellanrummet mellan fordonets hjulpar istället för att, som för lätta fordon, starta mätningen efter att hela fordonet passerat. Man kan också med hjälp av speglar dela upp ljusstrålen på flera nivåer över vägbanan så att man även fångar avgasplymen från fordon med uppåtriktade avgasrör. Figur 1 visar dock att FEAT-instrumentet redan idag utgör ett användbart verktyg för att förbättra kunskapen om tunga fordons emissioner i verklig trafik.

I en nyligen publicerad amerikansk studie (Slott, 2003) har man utvärderat två fjärranalysinstrument från Desert Research Institute i Reno och från Denver University med avseende på noggrannheten i NO - och PM-mätningarna. Man mätte på några utvalda lätta dieselfordon. Metoden för att mäta NO-utsläpp är väl beprövad och visade sig också ge repeterbara resultat som var samstämmiga mellan de två instrumenten. Ett flertal optiska metoder för att bestämma partikelutsläpp prövades i studien, men partikelmätningarna visade svag repeterbarhet och en brist på överensstämmelse mellan de olika mätsystemen. Man drog slutsatsen att optisk partikelmätning kräver mer utveckling innan den kan användas för att bygga emissionsstatistik.

Den ökade komplexiteten i avgasreningssystemen som kommer att krävas för att möta allt strängare certifieringskrav kommer att driva de tunga fordonen mot en emissionsproblematik som är likartad den vi redan ser hos lätta fordon. Det är troligt att de tunga fordonens fördelning på emissionsnivåer kommer att gå ifrån dagens ganska normalfördelade struktur till en betydligt skevare fördelning, där de allra flesta fordon har låga emissioner och ett fåtal fordon har emissioner som avviker kraftigt från medianen. Effekten på kort sikt blir då att även om emissionsnivåerna för nyare fordon sänks med relativt sett stora andelar, så kommer de nationella emissionerna från tung trafik att styras av de fordon som tillhör äldre kravnivåer, som har havererade avgasreningssystem eller som har blivit chiptrimmade. Fjärranalys har i ett sådant scenario förutsättningar att vara

ett kostnadseffektivt verktyg för att uppskatta betydelsen av högemitterande fordon samt ett möjligt ”screening”-verktyg för efterlevnadskontroller.

2.4. Emissionsuppskattningar via haltmätningar i omgivningsluft

Tunnel- och väggkantsmätningar är nära besläktade. Båda metoderna bygger på att man mäter den haltökning i omgivningsluften som sker då friskluft passerar en utvald vägsträcka. Skillnaden i föroreningshalt mellan den kontaminerade luften och friskluften är vägsträckans bidrag. Genom en massbalansmodell eller en spridningsmodell kan man beräkna föroreningskällans (vägsträckans) styrka, i t ex gram per sekund. Om man också tar hänsyn till trafikintensitet och vägsträckans längd kan man beräkna genomsnittliga emissionsfaktorer i g/km för fordonen som passerar. Emissionsfaktorer för olika fordonsslag (lätta/tunga) kan slutligen härledas genom linjär regression, se nedan.

2.2.1. Tunnelmätningar

Tunnelförsök utförs enklast i enkelriktade tunnlar, dvs tunnlar där motriktad trafik färdas i separata tunnelrör. Den kolveffekt som trafiken orsakar i enkelriktade tunnlar ger en konstant transport av luft från tunnelinloppet till utloppet. Detta ventilationsflöde genom tunneln kan mätas med hjälp av spårgasförsök. För mätningar i enkelriktade tunnlar erhåller man formeln för beräkning av genomsnittlig emissionsfaktor enligt ekvation 7, där E är en genomsnittlig emissionsfaktor i enheten massemission per tidsenhet, C_{kont} och C_{ren} är uppmätta halter i kontaminerad respektive ”ren” luft, Q_{vent} är ventilationsflödet av luft genom tunneln, L_{tunnel} är tunnelns längd och f_{trafik} är trafikintensiteten.

$$E = \frac{(C_{kont} - C_{ren})Q_{vent}}{L_{tunnel} f_{trafik}} \quad (7)$$

Uttrycket i ekvation 7 kan enkelt kontrolleras med enhetsanalys:

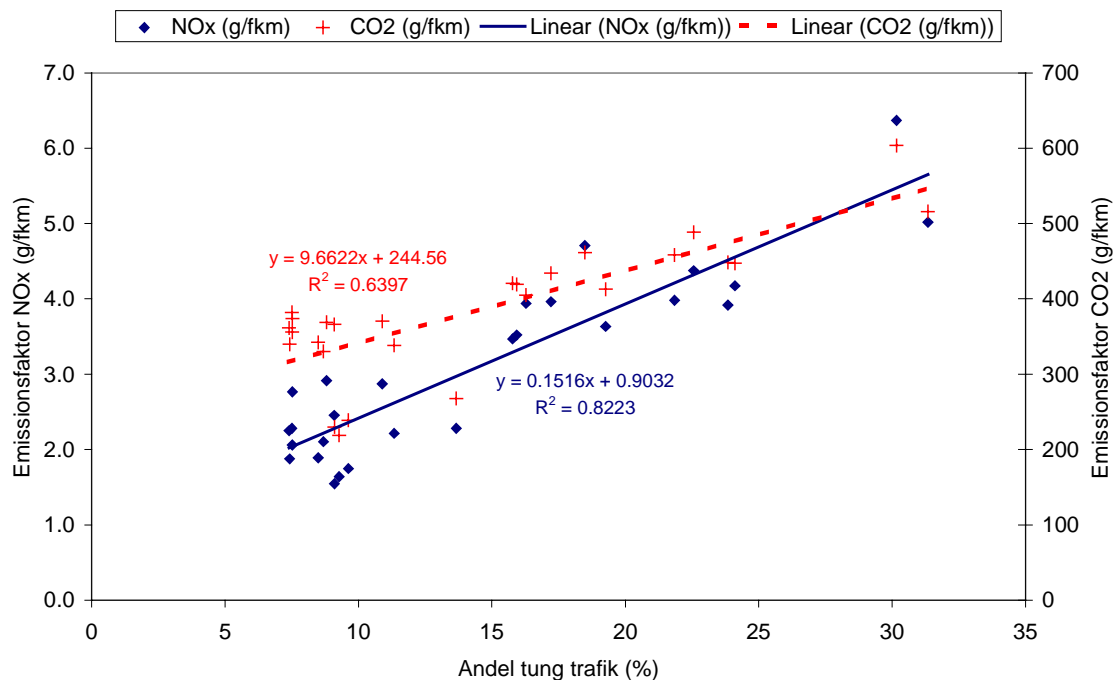
$$\left[gm^{-1} \right] = \left[\frac{gm^{-3} \times m^3 s^{-1}}{m \times s^{-1}} \right] \quad (8)$$

Den uppmätta genomsnittliga emissionsfaktorn, E , kommer att variera med varierande trafiksammansättning. Idealt borde E vara summan av emissionsfaktorn för respektive fordonslag multiplicerat med dess andel av trafiken genom tunneln. Om man antar att det endast finns två olika emissionsklasser i tunneln, lätta och tunga fordon med emissionsfaktorer $E_{lätta}$ respektive E_{tunga} och om andelen tunga fordon betecknas med x , så får man:

$$E = E_{lätta}(1 - x) + E_{tunga}x \quad (9)$$

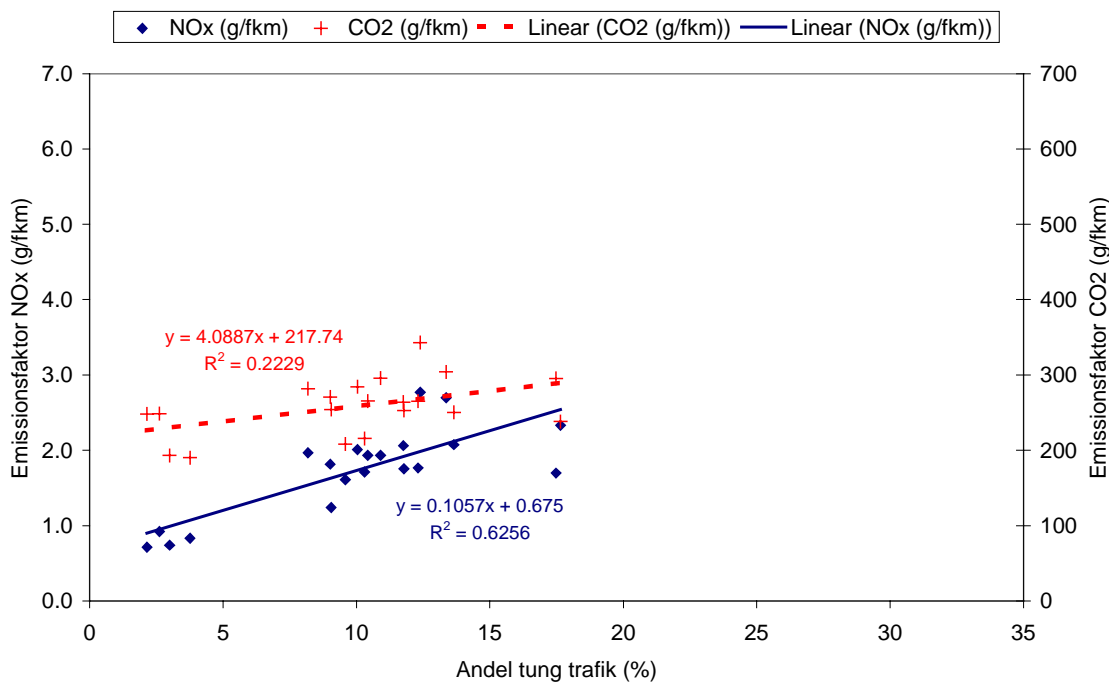
Slutsatsen blir att E är en linjär funktion av andelen tunga fordon, x . Parametrarna för den linjära funktionen kan tas fram genom linjär regression av E mot x för olika mättillfällen (se Figur 2 och Figur 3). De specifika emissionsfaktorerna $E_{lätta}$ respektive E_{tunga} fås genom att i den framtagna linjära funktionen extrapolera andelen tunga fordon till 0 respektive 100%. Den linjära regressionslinjen blir mer tillförlitlig om den bygger på

mätdata med en betydande variation i andel tunga fordon. Oftast kan man få sådan variation genom att mäta både dagtid på vardagar samt nattetid och på helger.



Figur 2. Timmedelvärden för genomsnittliga emissionsfaktorer för NO_x och CO_2 för trafiken genom Lundbytunneln, Göteborg plottat mot andel tung trafik. Mätningen utförd april 2000 (Sjödin m fl, 2002).

I Figur 2 redovisas timmedelvärden för genomsnittliga emissionsfaktorer under en tunnelmätning i Lundbytunnelns norra rör under april 2000. En regressionslinje har beräknats mot andelen tung trafik och ekvationen för denna återfinns i figuren. Den beräknade emissionsfaktorn för tunga fordon erhålls genom att substituera x mot 100 i regressionslinjens ekvation. I fallet NO_x blir till exempel $E_{\text{tung}} = 0,15 \cdot 100 + 0,9 = 16 \text{ g/km}$. Den aktuella mätsträcka består av ett nedförslut (340 meter, -4 % lutning), följt av en nästan plan sträcka (600 m, -0,25%) och avslutas med ett längre uppförslut (740 m, +3,5%) (Sjödin m fl, 2002).



Figur 3. *Timmedelvärden för genomsnittliga emissionsfaktorer för NO_x och CO₂ för trafiken genom Gnistångstunneln, Göteborg plottat mot andel tung trafik. Mätningen utförd september 1999 (Sjödin m fl 2002).*

Figur 3 redovisar resultatet från en mätkampanj i Gnistångstunneln 1999. Mätsträckan i Gnistångstunneln består av ett svagt konstant uppförslut (+1%) och emissionsfaktorn för NO_x blir lägre än för Lundbytunnelns norra rör, $E_{\text{tung}}=11$ g/km (Sjödin m fl, 2002).

Tunnelmätningar ingår som en del i det pågående EU-projektet ARTEMIS. Inom ramen för ARTEMIS har en tunnelstudie genomförts i Lundbytunnelns södra rör. Den aktuella mätsträckan består av ett längre nedförslut (750 m, -3,5 % lutning) som följs av en nästan plan sträcka (480 m, +0,25 % lutning.). I nedförbacken erhöles för NO_x en emissionsfaktor för tunga fordon på 1,2 g/km och för den efterföljande plana sträckan 10 g/km.

Med tunnelmätningar kan man till en relativt låg kostnad mäta genomsnittliga emissionsfaktorer för stora stickprov från fordonsflottan. Det stora antalet fordon gör att genomsnittliga emissionsfaktorer inte påverkas av enskilda högemitterande fordon, och de kan därmed bli ganska representativa för fordonsflottan i stort om inte mätplatsens egenskaper gör att man får ett icke representativt urval av fordonsflottan. Det är dock viktigt att komma ihåg att mätresultatet i en tunnelmätning påverkas av de kör- och lastmönster som råder i just den tunneln. Den konstanta "medvind" som uppstår i enkelriktade tunnelrör, på grund av trafikens kolveffekt, har lett till en diskussion om tunnelmätningars representativitet. I de allra flesta fall är dock vindhastigheten liten i förhållande till genomsnittlig fordons hastighet. Om tunnelmätningen syftar till verifiering av en emissionsmodell kan man oftast ta hänsyn till medvindseffekten i modellen. Vid ett tunnelförsök i schweiziska Gubrist-tunneln uppskattades genom modellering att emissionsfaktorn för NO_x för tunga fordon blir cirka 15 % lägre i en tunnel på grund av medvindseffekten (Staehlin, 1999). I samband med det tunnelförsök som gjordes i Lundbytunneln 1999 (Figur 2) gjordes jämförelser med VETO modellen. VETO-modellen uppskattar att vid en medvind av 4 m/s (som var vanligt under försöket) och en

fordonshastighet av 70 km/h (hastighetsbegränsningen i Lundbytunneln) så minskar NO_x-emissionerna från tunga fordon med 4-12 % (Sjödén m fl, 2002).

En fördel med tunnelmätningar är att man relativt enkelt kan utöka mätningarna med valfri komponent, t.ex. PAH, olika partikelfraktioner, VOC mm

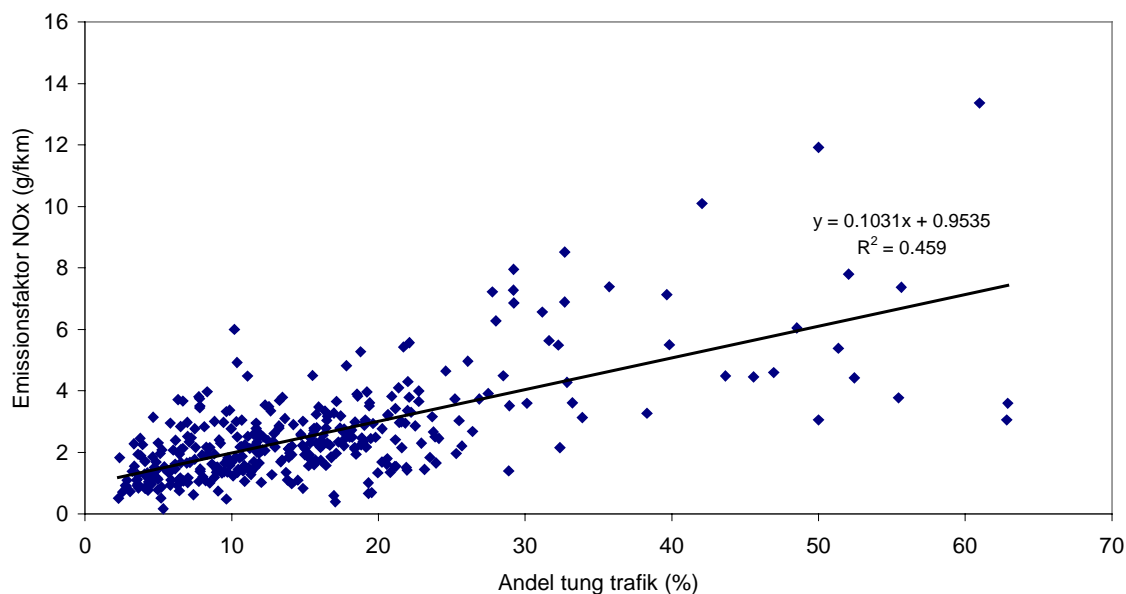
2.3.2. Vägkantsmätningar med spridningsmodellering

Vägkantsmätningar är ett alternativ till tunnelmätningar. Mätningarna sker enligt liknande princip, en mätpunkt i friskluft på lovartsidan om vägen och en mätpunkt i förorenad luft på läsidan. Databehandlingen blir något mer komplicerad eftersom man behöver använda sig av någon typ av spridningsmodell för att beräkna hur avgaskomponenter från vägen sprider sig till omgivningen. I allmänhet utgår spridningsmodeller från en känd källstyrka och man beräknar förväntade halter i omgivningen. Vid emissionsfaktoruppskattningar med vägkantsmätningar vänder man på formeln och beräknar källstyrkan utifrån uppmätta halter. Visserligen kan mycket data bli oanvändbart på grund av olämpliga meteorologiska förhållanden, men eftersom utrustningen kan gå kontinuerligt under mycket lång tid erhålls ändå mycket användbart data.

Figur 4 visar resultatet från en vägkantsmätning vid E6 söder om Kungsbacka under 2000. En regressionslinje för NO_x har tagits fram enligt samma princip som för tunnelmätningar. Emissionsfaktorn för tunga fordon kan ur regressionslinjens ekvation bestämmas till 11 g/km (Ekström och Sjödén, 2003).

Vägkantsmätningar har liknande fördelar och nackdelar som tunnelmätningar, men med några skillnader:

- Det finns fler alternativa mätplatser.
- Mätpunkten ligger på en "normal" vägsträcka.
- Vägkantsmätningar kräver mer komplexa spridningsmodeller som kan introducera fel, medan teorin för att härleda emissionsfaktorer från tunnelmätningar är betydligt enklare.
- Tunnelmätningar sker under intensiva kampanjer (ca 1 vecka), medan vägkantsmätningar kan pågå under längre tid (månader eller år).



Figur 4. *Timmedelvärden för genomsnittliga emissionsfaktorer för trafiken förbi en mätplats på E6 söder om Kungsbacka plottat mot andel tung trafik. Data från 2000. (Ekström och Sjödin, 2003)*

Principen med ”omvänd spridningsmodellering” som tillämpas vid vägkantsmätningar kan även användas i gaturum. I en dansk studie från 1997 bestämdes emissionsfaktorer för både lätta och tunga fordon på en stadsgata med denna metodik (Palmgren och Berkowicz, 1997). Det är troligt att många svenska kommuner kommer att behöva genomföra haltmätningar av NO_x i gaturum på grund av EUs luftkvalitetsdirektiv. Genom vissa enkla tillägg till en sådan mätning (bl a trafikmätning) finns alltså möjligheter att på ett kostnadseffektivt sätt uppskatta emissionsfaktorer för tunga fordon.

2.5. OBD

Tidigare har emissioner från tunga fordon ansetts ganska stabila över tid, vilket bland annat har hänförs till de tuffa krav på hållbarhet som finns för komponenter i tunga fordon. De allt strängare emissionskraven som införs i EU 2005 och 2008 kommer troligtvis att leda till att man tvingas använda tekniska system för emissionsreducering som är mer avancerade och eventuellt mindre robusta än de som används idag. Om någon komponent i avgasreningssystemet havererar kan man få avsevärt förhöjda emissioner, och risken för sådana haverier anses öka i framtidens mer avancerade system. För att möta detta problem har EU-kommissionen lagt fram ett förslag som skulle göra OBD-system obligatoriska för nya motorer för tunga fordon från 2005 (Engler m fl, 2002).

Med OBD (On-Board Diagnostics) avses på fordonet permanent installerade system, vars syfte är att övervaka de funktioner i motorn och avgasreningssystemen som har stor betydelse för emissionerna. Om något fel uppstår, som gör att emissionerna riskerar att överstiga vissa satta tröskelvärden, så ska fordonets förare informeras om detta via instrumentpanelen. Därigenom hoppas man minimera den tid som förlöper mellan att ett fel uppstår och att felet repareras. Den ideala funktionen hos ett OBD-system vore att direkt mäta emissionernas storlek, men i nuläget finns inte tekniska förutsättningar för detta eftersom nödvändiga givare saknas (se vidare nedan). Därför är de föreslagna

reglerna både i EU och USA inriktade på att bevaka funktionaliteten för de system i fordonet som har en stor påverkan på utsläppen. Exempel på sådana system är avgasrecirkulationen, bränsleinsprutningen och eventuella partikelfilter och SCR-system³.

För givare som ska vara permanent installerade på tunga fordon ställs särskilt höga krav på liten storlek, lågt pris, uthållighet och god noggrannhet. Fortfarande saknas väl beprövade givare för flera intressanta mätparametrar i framtida OBD-system. Bland annat saknas tillräckligt bra givare för flera avgaskomponenter som till exempel NO_x, NH₃ och partiklar. Detta är orsaken till att man bedömt direkt mätning av emissionerna som orealistisk. Siemens har visserligen tagit fram en NO_x-sensor, men såväl hållbarhet som noggrannhet och pris behöver förbättras innan den är ett realistiskt alternativ för OBD-system (Engler m fl, 2002).

Att använda OBD-system för emissionsmätningar och emissionsfaktoruppskattningar är inte möjligt eftersom systemen inte innehåller någon direkt mätning av halter eller avgasflöden. Möjligtvis kan framtida genombrott inom givartekniken leda till att man kan konstruera sk OBM-system (On-Board Monitoring) där man direkt mäter emissionerna. Denna utveckling ligger dock mycket långt fram i tiden. Viss information från OBD-systemen skulle dock kunna vara av värde för emissionsforskningen om den görs tillgänglig. Till exempel skulle frekvensen för olika fel i avgasreningssystemen, och genomsnittlig tid från att fel uppstår till att det repareras, kunna utgöra nyttig komplementär information i emissionsfaktoruppskattningar. Detta förutsätter naturligtvis att OBD-systemet lagrar sådan information och att den görs tillgänglig för emissionsforskningen.

3. Mätmetodernas användbarhet

Hur användbar en given metod är beror givetvis på den aktuella tillämpningen och därför finns en mer detaljerad analys av de två tillämpningarna emissionsfaktorbestämning och efterlevnadskontroll i avsnitt 3.2 respektive avsnitt 3.3.

3.2. Metodernas användbarhet för förbättring av emissionsfaktorer

Ett antal olika metoder för emissionsmätningar har redovisats i denna rapport. Tabell 3 är ett försök att åskådliggöra de styrkor och svagheter som finns hos varje metod för tillämpningen emissionsfaktorbestämningar. Ett antal olika kvalitetsparametrar har identifierats och återfinns som kolumnhuvuden i tabellen (se vidare förklaring i avsnitt 3.2.1.). Egentligen är det inte metoderna i sig som ska jämföras utan kvaliteten i de resultat som varje metod ger. Därför har en imaginär projektbudget på 1 miljon kronor givits till var och en av metoderna och det förväntade resultatet av denna budget har bedömts i Tabell 3 (en kommentar till utfallet för varje mätmetod återfinns i avsnitt 3.2.2.).

Projektets omfattning för respektive mätmetod har uppskattats enligt följande:

- 3 st motorbänksmätningar (320 000 kr per test inklusive urmontering enligt AVL MTC (AVL MTC, 2003))

³ SCR står för Selective Catalytic Reduction och betecknar i detta sammanhang katalytisk rening av NO_x i dieslavgaser genom tillägg av något kvävehaltigt reduktionsmedel, ofta ammoniak eller urea.

- 14 st ombordmätningar VITO (8 000 EUR per test enligt Lenaers m fl, 2002)
- 13 st chassidynamometertester med transienta körcykler (Drygt 8 000 EUR per test enligt Lenaers m fl, 2002)
- 4000 fordon med fjärranalys på 4 mätplatser (IVLs beräkning)
- 3 tunnelmätningar á 80 mättimmar (IVLs beräkning)
- 3 månaders väggkantsmätningar (IVLs beräkning)

Certifieringsmätningar anses i detta exempel vara mätningar som utförs på grund av lagkrav och inte utifrån en projektbudget. Därför uppskattas inte en projektomfattning för certifieringsmätningar på samma sätt som ovan. Exemplet i Tabell 3 bygger istället på att man får fri tillgång till data från certifieringsmätningar.

Tabell 3. Bedömning av kvaliteten i resultatet erhållna med olika metoder utgående från en imaginär projektbudget på 1 miljon kronor (avser NOx-mätning)

Metod	Mätprestanda					Representativitet				
	Upplösning	Noggrannhet	Repetierbarhet	Möjlighet till verifiering	Urrval	Fullständighet	Körförhållanden	Mätbarhet	Omgivningsförhållanden	
Certifieringsmätningar										
Motorbänkmätningar enl andra körcykler än certprov	Motor	Mycket god	Mycket god	Mycket god	Svag	Svag		Mycket god	Mycket svag	
Chassidynamometer	Motor	Mycket god	Mycket god	Mycket god	Mycket svag	God		Mycket god	Svag	
Ombordmätningar – fri körning på väg	Fordon	God	God	God	Svag	Svag		God	Svag	
Fjärranalys	Fordon	Medel	Svag	God	Svag	Medel		Medel	God	
Tunnelmätningar	Fordonskategori*	Medel	Medel	Medel	Mycket god	Medel		Svag	God	
Väggkantsmätning	Flottgenomsnitt tunga fordon	Svag	Medel	Svag	Mycket god	Svag		Svag	God	
	Flottgenomsnitt tunga fordon	Mycket svag	Medel	Svag	Mycket god	Svag		Svag	Mycket god	

* Till exempel EURO-klass, viktclasser, årsmodell

3.2.1. Kvalitetsegenskaper hos mätdata

Mätresultatens kvalitetsegenskaper delas in i huvudgrupperna ”mätprestanda” och ”representativitet”.

Mätprestanda

Mätprestanda består av följande komponenter:

Upplösning

Vissa metoder ger resultat som kan utvärderas på motornivå, medan andra mäter på grupper av fordon eller flottgenomsnitt.

Noggrannhet

Noggrannhet definieras som överensstämmelsen mellan ett testresultat och ett accepterat referensvärde (SS-ISO6879). ”Accepterat referensvärde” tolkas här som den sökta storhetens ”verkliga” värde.

Repetierbarhet

I denna rapport syftar begreppet ”repetierbarhet” på överensstämmelsen mellan resultat erhållna genom upprepade försök med samma metod. Denna definition avviker något från den formella som återfinns i till exempel SS-ISO6879.

Möjlighet till verifiering

Med verifiering avses jämförelser med andra metoder, andra laboratorier, beräkningsmodeller och så vidare.

Representativitet

”Representativitet” har delats upp enligt följande:

Urval

Om urvalet av mätfordon/motorer är fullständigt så betyder det att stickprovet är tillräckligt stort för att resultatet ska reflektera emissionsegenskaperna för hela flottan av tunga fordon.

Körförhållanden

Körförhållanden syftar på de varvtals- och belastningsförhållanden som täcks in av det aktuella ”projektet”. En hög fullständighet för körförhållanden tyder på att de för totalemissionen viktigaste körförhållandena kan täckas av metoden. För vissa metoder är körförhållandena svåra att mäta, vilket kan göra en bedömning av körförhållandenas representativitet svår.

Omgivningsförhållanden

För fordon i verklig trafik kan en mängd omgivningsförhållanden ha en potentiell påverkan på emissionerna, till exempel temperatur, tryck, luftfuktighet och vind. En metod med god fullständighet för omgivningsförhållanden täcker in de för totalemissionen viktigaste omgivningsförhållandena.

3.2.2. Kommentarer per mätmetod

Certifieringsmätningar

Certifieringsmätningar utförs i laboratoriemiljö i en motorbänk, vilket borgar för mycket goda mätprestanda. Urvalet av motorer blir dock inte fullständigt eftersom mätningar endast utförs på nya motorer. Körförhållandena under provet är visserligen väldefinierade och syftar till fullständighet, men man har visat att områden på motormappen utanför certifieringscykeln kan ha stor inverkan på totalemissionerna i verklig trafik. Certifieringstester har traditionellt genomförts under standardiserade förhållanden, vilket gör att ingen kunskap har kunnat erhållas om hur omgivningsförhållanden påverkar emissionerna.

Motorbänksmätningar enligt andra körcykler än certifieringsprovet

Liksom för certifieringsmätningar fås här mycket goda mätprestanda. Höga kostnader per mätning gör att resultatet endast kommer att bero på emissionsegenskaperna hos några få motorer. Genom att komplettera certifieringsdata med mätningar på andra delar av motormappen kan man få en bättre bild av motorns emissionsegenskaper. Eftersom jämförbarhet mellan motorbänksmätningar i allmänhet eftersträvas kommer resultaten endast att kunna representera ett fåtal omgivningsförhållanden.

Chassidynamometer

Eftersom detta är ett laborietest finns möjligheter till goda mätprestanda. Simulerat färdmotstånd med mera gör dock att mätnoggrannheten inte blir ”mycket god”. En relativt hög kostnad per mätning gör att urvalets fullständighet blir svag. Uppmätta emissionsfaktorer kommer att vara beroende av vald körcykel, och enheten gram per kilometer gör att emissionsfaktorerna blir svåra att översätta till olika fordonslast. Dock är körförhållandena ganska väldefinierade, vilket ger en starkare repeterbarhet än för ombordmätningar. Likheten i omgivningsförhållanden mellan laborietest och väg kan ifrågasättas (vindavkyllning m m).

Ombordmätmetoder

Det är svårt att bedöma mätprestanda för ombordmätningar. Framförallt onoggrannheter i effektbestämning och flödesmätning gör att ett visst mätfel inte kan undvikas. Repeterbarheten är troligtvis god under längre prov, men svag vid korta prov. Kvalitetssäkring av mätresultat kan göras i chassidynamometer eller motorbänk. Ombordmätningar är fortfarande ganska dyra, vilket försvagar urvalets fullständighet. Körförhållandenas fullständighet bedöms bli bättre än för chassidynamometertester eftersom ingen speciell körcykel behöver användas. Dock är möjligheten att mäta belastningsförhållandena för motorn begränsad.

Fjärranalys

Även om man med fjärranalys får mätresultat för enskilda fordon så bör resultaten presenteras och levereras som medelvärden för olika kategorier av tunga fordon (till exempel EURO-klasser, viktklasser och årsmodeller). På så vis elimineras effekten av slumpvisa variationer mellan individuella fordon i till exempel körmönster och last. Övriga mätprestanda för fjärranalys har bedömts som medel med avseende på NO_x-mätningar. Den viktigaste styrkan med fjärranalys är den stora mängden fordon som kan omfattas. Dessutom behöver inte mätobjekten väljas ut, utan man mäter på en verklig trafiksammansättning. Körförhållandenas fullständighet bedöms som medel. Visserligen ingår bara 4 st mätplatser, men genomsnittliga g/l-emissioner verkar

ganska oberoende av körförhållanden (se Figur 1). Dock är körförhållanden svåra att mäta. Mätningar i verklig trafik gör vidare att många relevanta omgivningsförhållanden kan speglas.

Tunnelmätningar

Tunnelmätningar kan endast leverera emissionsfaktorer som flottgenomsnitt för tunga fordon. Detta flottgenomsnitt representerar dock en stor mängd tunga fordon och är viktat enligt en verklig flottsammansättning. Mätprestanda för tunnelmätningar är relativt svaga eftersom man mäter emissionerna indirekt. Bästa metoderna för kvalitetssäkring är ombordmätmetoder och modeller. För att få en fullständig representation av körförhållanden måste mätningar genomföras i flera tunnlar med olika körförhållanden. Det förekommer en viss debatt om huruvida omgivningsförhållandena i en tunnel kan anses som representativa.

Väggkantsmätning

Väggkantsmätningar har mycket gemensamt med tunnelmätningar. Skillnaderna består främst i att mätnoggrannheten för väggkantsmätningar är svagare än för tunnelmätningar eftersom man måste använda en meteorologisk spridningsmodell för att få fram emissionsfaktorer. Å andra sidan så kan man med väggkantsmätningar täcka in effekten av varierande omgivningsförhållanden bättre än med någon annan metod.

3.3. Metodernas användbarhet för efterlevnadskontroller

Det finns idag inga regler inom EU för tunga fordon som kräver att tillverkaren ska garantera emissionsnivåer under en viss tid efter fordonets färdigställande. Möjligheterna till ett framtida europeiskt system för efterlevnadskontroller har utretts på EUs uppdrag (Lenaers m fl 2002). I nämnda rapport finns en systematisk genomgång av tillgängliga metoders styrkor och svagheter enligt samma metodik som använts för emissionfaktorbestämningar i denna rapport (avsnitt 3.2.). Fördelarna med att använda chassidynamometer och motorbänk anses vara: jämförbarhet med nuvarande lagkrav, god noggrannhet och reproducerbarhet. Med ombordmätmetoder behöver man däremot inte vara bunden till någon specifik körcykel, och man kan troligtvis uppnå en högre kostnadseffektivitet. Berörda myndigheters syfte med efterlevnadskontroller kommer alltså att vara styrande för vilken metodik som ska väljas. Införandet av OBD-system anses inte vara tillräckligt för att ersätta efterlevnadskontroller.

I chassidynamometer kan man simulera ett motorprov enligt ESC-cykeln. Ett sådant prov kräver dock att man har god kontroll över förlusterna i hela drivlinan (VTT, 2003). ETC-provet är betydligt svårare att köra på chassidynamometer på grund av cykelns höga belastningar och snabba accelerationer. För att kunna använda chassidynamometer för efterlevnadskontroller behöver nya metoder utarbetas. Viss erfarenhet av efterlevnadskontroller på tunga fordon med chassidynamometer finns i Tyskland och Nederländerna (Lenaers, 2002).

NTE-testet (se avsnitt 1.2.2.) bedöms på lång sikt vara en användbar metodik för efterlevnadskontroll (Lenaers m fl, 2002). Idag finns det dock inga ombordmätsystem med tillräckliga mätprestanda för denna tillämpning. De hårda kraven på mätnoggrannhet, i kombination med behovet av g/kWh-emissioner, gör att det troligtvis kommer att dröja flera år innan man utvecklat ett tillräckligt bra mätsystem.

Under utvecklingsskedet kan ombordmätmetoder förslagsvis användas som ”screening”-metod, det vill säga en metod för att välja ut fordon till efterföljande tester med någon laboriemetod (chassidynamometer eller motorbänk) (Lenaers m fl, 2002).

4. Diskussion

Emissionsfaktorer för tunga fordon i gram per kilowattimme är teoretiskt attraktivt eftersom de relaterar emissionerna till det faktiska arbete som motorn utför. Vidare gör den stora variationen i fordonsvikt mellan olastade respektive lastade fordon att man kan ifrågasätta relevansen i sträckspecifika emissionsfaktorer. Den stora nackdelen med emissionsmätningar i g/kWh är att de i princip endast kan utföras i motorbänk. Bränslespecifika emissioner i gram per liter förbrukat bränsle är betydligt enklare att mäta eftersom de kan beräknas utifrån koncentrationsmätningar i avgasen. Dock förutsätter relevansen i bränslespecifika emissionsfaktorer att fordonets verkningsgrad kan betraktas som konstant. För att i stor skala kunna ta i bruk nya metoder för emissionsmätningar på tunga fordon i verklig trafik krävs att emissionsstatistiken för tunga fordon byggs på någon annan enhet än gram per kilowattimme, t ex gram per liter bränsle eller gram per tonkilometer. Ett annat alternativ är att en motoreffektsignal med god noggrannhet görs tillgänglig på alla fordon.

Lika viktigt som att genomföra emissionsmätningar med hög noggrannhet är att kunna avgöra vad som är relevanta förutsättningar för sådana mätningar. Så länge det inte är helt klart vad som är ett representativt prov så kan man inte heller bedöma kvaliteten i dagens emissionsstatistik. Detta är ett gemensamt problem för alla mätmetoder som tagits upp i denna rapport. Representativitet för emissionsmätningar är idag helt enkelt ett mått som saknar skala. Antag istället att det fanns tillgång till högkvalitativa svenska data som beskriver såväl typiska körmonster som variabiliteten i de yttre faktorer som kan påverka emissionerna. Då skulle det finnas förutsättningar för att bedöma representativiteten i tillgängliga mätdata och utforma kostnadseffektiva mätstrategier för att täcka de eventuella luckor som upptäcks i mätunderlaget. Dessutom skulle man med tyngd kunna påverka utformningen av europeiska mätprogram för såväl emissionsfaktoruppskattningar som efterlevnadskontroller så att de också reflekterar svenska förhållanden.

Ett förslag för att inhämta data är att utrusta några (2-3st) lastbilar med utrustning för att mäta de faktorer som kan tänkas påverka emissionerna (inte nödvändigtvis emissionerna i sig). Dessa bilar skulle ha utrustning för noggrann mätning av vridmoment, bränsleförbrukning, intagsluftens egenskaper (temperatur, tryck och luftfuktighet) samt GPS-position. För att få representativa körningar av dessa bilar skulle de lånas ut till slumpvis utvalda åkerier för att ersätta lastbilar av samma modell i deras ägo. Åkerierna skulle sedan fritt få disponera lastbilen under till exempel en månads tid. Därefter skulle lastbilarna flyttas till något annat åkeri. Om projektet får löpa över två år eller mer skulle stora mängder data om körmonster och omgivningsfaktorer finnas tillgängligt. Data som sedan skulle kunna användas direkt som aktivitetsdata i nationella emissionsuppskattningar eller som underlag för att utforma relevanta, representativa och kostnadseffektiva emissionsmätprogram. Det föreslagna projektet syftar alltså inte i första hand till att ta fram nya körcykler för tunga fordon. I stället är syftet att skaffa ett referensunderlag för emissionsmätningar

från tunga fordon, för att på så sätt kunna bedöma status quo och nyttan av ytterligare insatser för att förbättra emissionsdata.

Intresset för att mäta omgivningsförhållanden kan också kopplas till de elektroniska styrstrategier som används för att optimera motorns funktion vid olika temperatur- och tryckförhållanden. Det är av intresse att utreda både vilken effekt sådana strategier kan ha på emissionerna och hur ofta omgivningsförhållandena är sådana att de används.

När det gäller efterlevnadskontroller har huvudfokus för denna rapport varit situationen inom EU, medan utvecklingen i USA behandlas endast översiktligt. Regelsituationen i USA är något komplicerad på grund av Consent Decrees, separata regler för Kalifornien med mera. Klart är dock att vissa strategier för efterlevnadskontroller är beslutade i USA. En djupare analys av lärdomar därifrån skulle utgöra en värdefull komplettering till denna rapport.

5. Slutsatser och rekommendationer

Det finns, förutom motorbänk, ett antal olika metoder tillgängliga för att bestämma emissioner från tunga fordon. I Tabell 4 och nedan redovisas dessa metoder och några viktiga egenskaper för varje metod anges. Var och en av dessa metoder har specifika styrkor och svagheter när det gäller mätprestanda och representativitet för mätningen. Beroende på var man ser svagheter i dagens emissionsdata för tunga fordon (urvalets egenskaper, omgivningsförhållanden under provet, körcykelns egenskaper) så kan man välja olika alternativa metoder för att förstärka mätunderlaget. För att i stor skala kunna ta i bruk nya metoder för emissionsmätningar på tunga fordon i verklig trafik krävs emellertid att emissionsstatistiken för tunga fordon byggs på någon annan enhet än gram per kilowattimme, t ex gram per liter bränsle eller gram per tonkilometer. Ett annat alternativ är att en motoreffektsignal med god noggrannhet görs tillgänglig på alla fordon.

Inom EU finns idag i princip inga regler för tunga fordon som kräver att tillverkaren ska garantera emissionsnivåer under en viss tid efter fordonets färdigställande. Den nuvarande avsaknaden av realistiska mätstrategier för efterlevnadskontroller är troligtvis det största hindret för införandet av sådan lagstiftning.

Chassidynamometer

Chassidynamometrar för emissionsmätning av tunga fordon utanför fordonsindustrin är ovanliga (2 st i Norden, 7 st i Europa). Helfordonsmätningar av denna typ gör att man slipper flera besvärliga moment associerade med urmontering av motorn ur fordonet. Man kan med chassidynamometer simulera motorprov enligt stationära cykler (ESC), men ej för transienta cykler (ETC). Även för stationära cykler kräver simulering av motorprov omfattande beräkningar av förluster i drivlinan. Sträckspecifika emissioner för transienta cykler kan med god noggrannhet bestämmas i chassidynamometer. Man kör då fordonet enligt någon i verklig trafik uppmätt körcykel och simulerar färdmotståndet genom att bromsa rullarna. Eftersom chassidynamometer är en laboriemetod är omgivningsförhållandena

väldefinierade och repeterbara, men det är osäkert hur relevanta de är för verklig trafik.

Ombordmätmetoder

Det finns ett antal system för ombordmätningar kommersiellt tillgängliga. Flera system är av ”resväskstorlek” och tillverkarna hävdar att mätosäkerheten är cirka $\pm 10\%$ för reglerade avgaskomponenter. De flesta system saknar dock partikelmätningar. De två största mättekniska problemen för ombordmätningar är bestämning av avgasflöde och momentan motoreffekt. Avgasflödesbestämningar är nödvändiga för att kunna beräkna massflöden och momentan motoreffekt behövs för att ta fram emissioner i g/kWh. Data på momentan motoreffekt hämtas i allmänhet från motorns elektroniska styrsystem. Det finns dock inga garantier för kvaliteten i effektsignalen, vilket kan leda till att den totala mätosäkerheten i vissa fall kan bli betydligt större än $\pm 10\%$.

Ombordmätmetoder befinner sig fortfarande i ett utvecklingsskede, och det finns anledning att avvakta utvecklingen i några år innan någon metod börjar användas för att förbättra svensk emissionsstatistik eller för efterlevnadskontroller. Särskilt viktigt att bevaka framgent är införandet av så kallade NTE-tester som en del av det amerikanska certifieringssystemet, vilket kan ge värdefulla praktiska erfarenheter från mätningar med ombordmätssystem. Erfarenheter från nu tillgängliga system tyder på att de kan vara ganska arbetskrävande.

Ombordmätningar kommer troligtvis att kunna bli ett användbart verktyg för verifiering av emissionsmodeller för tunga fordon. I synnerhet med tanke på att ARTEMIS/COST346 tar fram emissionsmodeller för tunga fordon med upplösning på fordonsnivå.

Fjärranalysteknik (FEAT)

Fjärranalys kan ge momentana emissionsdata från tunga fordon i verklig trafik för CO, CO₂ och NO i enheten gram per liter förbrukat bränsle. Genom fjärranalys kan ett mycket stort antal emissionsmätningar på individuella fordon samlas in från ”verklig” trafik. I första hand ska fjärranalys ses som ett verktyg för att jämföra genomsnittliga emissioner för olika fordonskategorier (årsmodeller, kravnivåer, viktklasser) samt för att uppskatta statistiska fördelningar av emissioner från tunga fordon (t.ex. andel ”high-emitters”). Effekten av sänkta kravnivåer vid körning i verklig trafik och hållbarhet av reningsutrustning är några för totalemissionerna intressanta parametrar som kan studeras med fjärranalys. Det finns också en viss möjlighet att man skulle kunna använda fjärranalys som en ”screening”-metod för efterlevnadskontroller. Anpassningar av FEAT-teknikens hård- och mjukvara kan göras så att den blir effektivare för mätningar på tunga fordon. Emellertid finns det goda möjligheter redan idag att använda FEAT-tekniken för att förbättra kunskapen om tunga fordons emissioner och emissionsprestanda i verklig trafik. Fortfarande saknas en tillförlitlig metod för att mäta partikelemissioner med fjärranalys - utvecklingsarbete pågår.

Emissionsuppskattningar via haltmätningar i omgivningsluft (tunnelmätningar/väggkantsmätningar)

Den främsta styrkan med tunnel- och väggkantsmätningar är möjligheten att få ett representativt flottgenomsnitt för emissionerna. I mätningen ingående fordon är troligtvis normalt lastade, normalt underhållna och normalt körda. Denna typ av

mätningar kan användas för att studera tidstrender i g/km-emissioner från den tunga fordonsflottan eller för att verifiera emissionsmodeller. Resultaten från tunnel- och väjkantsmätningar är alltid beroende av mätplatsens egenskaper.

Tabell 4. Översiktlig jämförelse mellan tillgängliga metoder för emissionsmätningar på tunga fordon.

	Chassidynamometer	Ombordmätning	Fjärranalys	Tunnelmätning	Vägkantsmätning
Aggregationsnivå	Fordon	Fordon	Fordonskategorier	Flottgenomsnitt	Flottgenomsnitt
Avgaskomponenter	alla	ej partiklar	ej partiklar	alla	alla
Rapporteringsenhet	g/km*	g/kWh**	g/l	g/km	g/km
Potentiella användningsområden	-Emissionsfaktorer -Efterlevnadskontroller -Modellvalidering -Relativa jämförelser mellan fordon, bränslen, körmönster mm	-Emissionsfaktorer -Efterlevnadskontroller -Modellvalidering -”Real-world emissioner”	-Jämförelser mellan fordonskategorier -Uppskattning av emissionernas statistiska fördelning -Screeningmetod för efterlevnadskontroller	-Tidstrender för flottgenomsnitt -Inverkan av körförhållanden -Validering av emissionsmodeller	-Tidstrender för flottgenomsnitt -Inverkan av körförhållanden -Validering av emissionsmodeller
Problemområden	-Omräkning till g/kWh -Kostnad per mätning	-Effektmätning -Flödesmätning -Partikelmätning	-Partikelmätning -Rapporterar endast momentana värden - Visst mätplatsberoende	-Mätplatsberoende -Svag mätnoggrannhet -Allmängiltighet för tunnelförhållanden	-Mätplatsberoende -Osäkerheter i spridningsmodell -Svag mätnoggrannhet -Beroende av gynnsam meteorologi
Kommentar	Under stark utveckling	Under stark utveckling	Man kan mäta på enskilda fordon men resultatet är svårtolkat. Metoden är under utveckling		

*Resultat från Chassidynamometrar kan för stationära prov rapporteras i g/kWh

**Resultat från ombordmätmetoder kan oftast också fås i g/km eller g/l men då mister man jämförbarheten med motorbänksdata.

6. Referenser

- AVL MTC (2003), Personlig kommunikation med David Bauner, 2003-03-24
- Bilprovningen (2000), *Tunga fordon – lastbilar och släpvagnar – resultat från kontrollbesiktningar 2000* Nedladdningsbar från www.bilprovningen.se
- Bishop G.A. m fl (2001), *The Effects of Altitude on Heavy-Duty Diesel Truck On-Road Emissions*, Environ. Sci. Technol., 35:1574-1578, 2001.
- Dieselnet, 2003 www.dieselnet.com (senast besökt 2003-03-28)
- Ekström M. och Sjödin Å. (2003), *Emissionsfaktorbestämning genom vägkantsmätningar vid E6*. Rapporten är fortfarande på manusstadiet. Beräknas färdig under 2003.
- Engler D., Hausberger S. (2002), *Emission Control Technology for Heavy-Duty Vehicles. Volume 3: Development of On Board Diagnostics Systems* Rapport till EU-kommissionen DG ENTR, kontrakt nr ETD/00/503430. Maj 2002. Tillgänglig på <http://europa.eu.int/comm/enterprise/automotive/>
- EPAs hemsida 2002-11-22
<http://www.epa.gov/Compliance/civil/programs/caa/diesel/test.html>
- Gautam M., Clark N. N., Thompson G. J., Carder D. K., Lyons D. W. (2000), *Evaluation of Mobile Monitoring Technologies for Heavy-Duty Diesel-Powered Vehicle Emissions*. Dep of Mechanical and Aerospace Engineering, West Virginia University. March 9, 2000. Nedladdningsbar från EPAs hemsida:
<http://www.epa.gov/compliance/civil/programs/caa/diesel/test.html>
- Green G. (2001), (Director Certification and Compliance Div. EPA) *Towards In-use Testing*. 2001 <http://www.emd.horiba.com/engmeas/techpapers/index.htm> (senast besökt 2003-03-01).
- Hausberger S. (2001), *Mid-term report on the progress of the project and interim results*. Deliverable No. 12 from ARTEMIS. Workpackage 400: Heavy Duty Vehicle Emissions. Publicerad på ARTEMIS hemsida december 2001.
- Hedbom A. (2000), *Chassis dynamometer method for durability compliance test of heavy duty engines* MTC 2000 Rapport nr 9509
- JTI Institutet för jordbruks- och miljöteknik (2003), Personlig kommunikation med Ola Pettersson 2003-02-03.
- Lenaers G., Verlaak J. (2002), *Emission Control Technology for Heavy-Duty Vehicles. Volume 5: In-use Conformity Testing och Emission Control Devices* Rapport till EU-kommissionen DG ENTR, kontrakt nr ETD/00/503430. Maj 2002. Tillgänglig på <http://europa.eu.int/comm/enterprise/automotive/>
- Naturvårdsverket (2002),
<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/teknik/trafik/trafikdok/avgakrav/avgaskrav.htm> Senast uppdaterad 2002-10-09 (senast besökt 2003-04-03).
- Norbeck, J.M. et al. (2001), *Develop On-Road System for Emissions Measurement form Heavy-Duty Trucks*, 2001

Nordin, Morgan (2001), *Utrustning för kontinuerlig effektmätning på lantbrukstraktor – baserad på trådtöjningsgivare och telemetrisk signalöverföring*. Examensarbete. Institutionen för lantbruksteknik SLU. Institutionsmeddelande 2001:03

Palmgren F. Berkowicz R. (1997), *Emission Estimates from the Actual Car Fleet by Air Quality Measurements in Streets and Street Pollution Models*. Presented at "1st Nordic On-Road Vehicle Emission Workshop" IVL-Göteborg, 1997

Pettersson, Ola, Olle Norén, Per-Anders Hansson and Magnus Lindgren (2002), *A system for on-board determination of engine power by measuring fuel consumption at 1 Hz*, EurAgEng Budapest 2002. Paper Number 02-PM-024, 2002.

Pierson W. R. (1996), *Real-world Automotive Emissions - Summary of Studies in the Fort McHenry and Tuscarora Mountain Tunnels* Atmospheric Environment 30 (1996) pp.2233-2256.

Scania (2002), Personlig kommunikation med Per-Ola Post 2002-12-09

Scanias informationsskrift *Scania on the Environment*, No 1/2000, Scania Communications and Public Affairs

Sjodin Å., Ekström M., Hammarström U. (2002), *Emissioner från vägtrafik – mätningar och beräkningar i tre tunnlar*. IVL-rapport daterad 2002-03-05.

Slott Robert (2003), *Remote Sensing Measurements of On-Road Heavy-Duty Diesel NO_x and PM Emissions*, CRC-report E-56, 2003.

SS-ISO 6879. *Luftkvalitet – Definitioner av prestandakarakteristika och besläktade begrepp för luftmätmetoder*. SIS, 1997

Stahelin J. (1999), *Comparison of emission factors for road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland) and from emission modelling*. Atmospheric Environment 33 (1999) 3367-3376.

Vojtisek-Lom M., Allsop, J.M. (2001), *Development of Heavy-Duty Diesel Portable, On-Board Mass Exhaust Emissions Monitoring System With NO_x, CO₂ and Qualitative PM Capabilities*. Society of Automotive Engineers, Inc. Document Number: 2001-01-3641

Volvo Lastvagnars informationsskrift *Emissioner från Volvos lastbilar*. AB Volvo Regnr. 870-01-112, 2001-06-07.

VTT (2003), Personlig kommunikation med Nils-Olof Nylund. 2003-03-31.

Vägverket (2003), Personlig kommunikation med Pär Gustafsson, 2003-04-14

White Warren H., Gunst Richard F. (2002), *Statistical Analysis of Heavy-Duty Vehicle Fleet Sizes for Project E-55*. Delrapport i CRC-projekt E-55 <http://www.crao.com/>

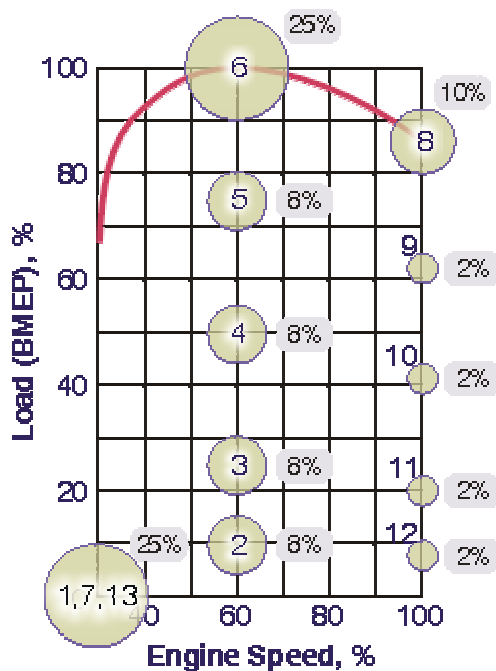
Bilaga 1 Certifieringscykler för tunga fordon

ECE R49

ECE R49 användes som certifieringscykel för motorer för tunga fordon till och med EURO2. I R49 mäts emissionerna för 13 olika kombinationer av varvtal och belastning. För varje punkt mäts en emission i g/kWh och det slutliga testresultatet beräknas som ett viktat medelvärde av resultaten för de 13 punkterna. I sammanvägningen används de vikter som återfinns i Tabell 1:1. I Figur 1:1 finns de 13 punkterna utmärkta i en motormapp. Arean för varje punkt i Figur 1:1 motsvarar dess vikt i det sammanräknade resultatet (Dieselnet, 2003).

Tabell 1:1 ECE R49-cykeln

Mode No.	Speed	Load, %	Weighting Factors
1	idle	-	0.25/3
2	maximum	10	0.08
3	torque	25	0.08
4	speed	50	0.08
5		75	0.08
6		100	0.25
7	idle	-	0.25/3
8	rated	100	0.10
9	power	75	0.02
10	speed	50	0.02
11		25	0.02
12		10	0.02
13	idle	-	0.25/3



Figur 1:1 Grafisk illustration av mätpunkterna ECE R49. Punktens area i figuren motsvarar dess relativa vikt i det sammanräknade värdet.

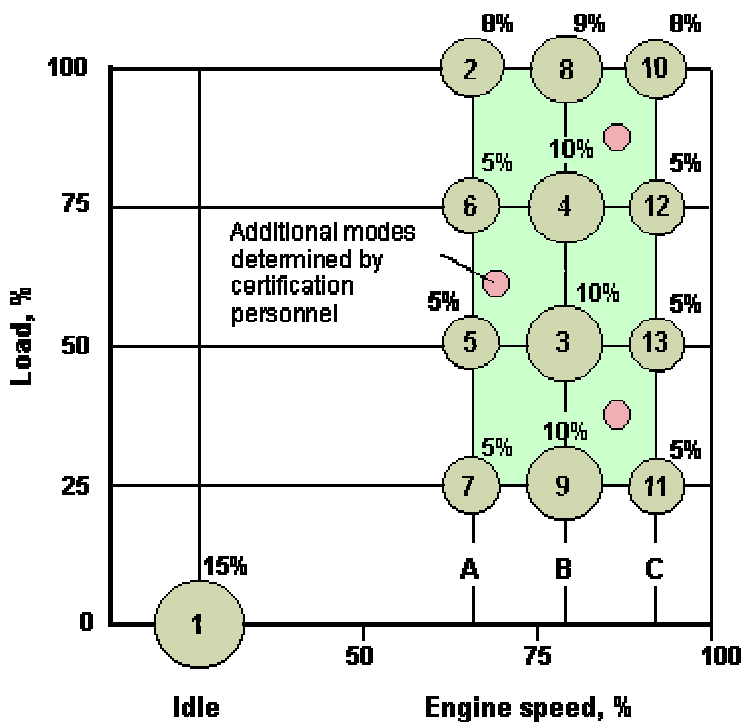
European Stationary Cycle (ESC)

Från och med EURO3 (2000) ingår ESC-cykeln som en del av certifieringen av motorer för tunga fordon. ESC innehåller liksom R49 13 mätpunkter som viktas samman med de vikter som återfinns i Tabell 1:2.

Under en certifieringsmätning enligt ESC har certifieringspersonalen rätt att lägga till ytterligare mätpunkter inom ”testcykelområdet”. Maximalt tillåtna emissioner för dessa punkter beräknas genom interpolation av närliggande mätpunkter. Varvtalsnivåerna A, B och C beräknas utifrån en algoritm som finns beskriven på Dieselnet, 2003.

Tabell 1:2 ESC-cykeln

Mode	Engine Speed	% Load	Weight factor, %	Duration
1	Low idle	0	15	4 minutes
2	A	100	8	2 minutes
3	B	50	10	2 minutes
4	B	75	10	2 minutes
5	A	50	5	2 minutes
6	A	75	5	2 minutes
7	A	25	5	2 minutes
8	B	100	9	2 minutes
9	B	25	10	2 minutes
10	C	100	8	2 minutes
11	C	25	5	2 minutes
12	C	75	5	2 minutes
13	C	50	5	2 minutes



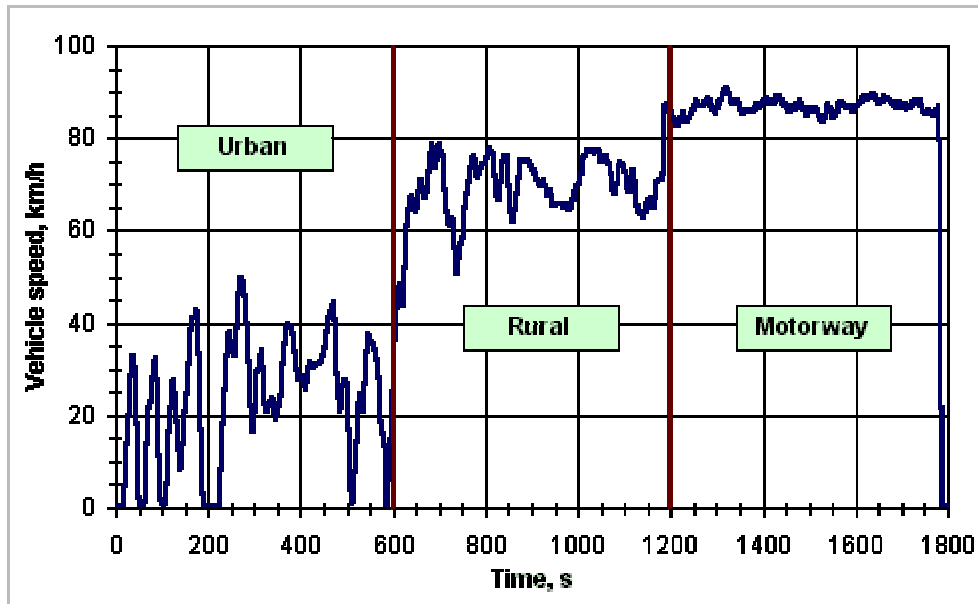
Figur 1:2 Grafisk illustration av mätpunkterna ESC. Punktens area i figuren motsvarar dess relativa vikt i det sammanräknade värdet.

European Transient Cycle (ETC)

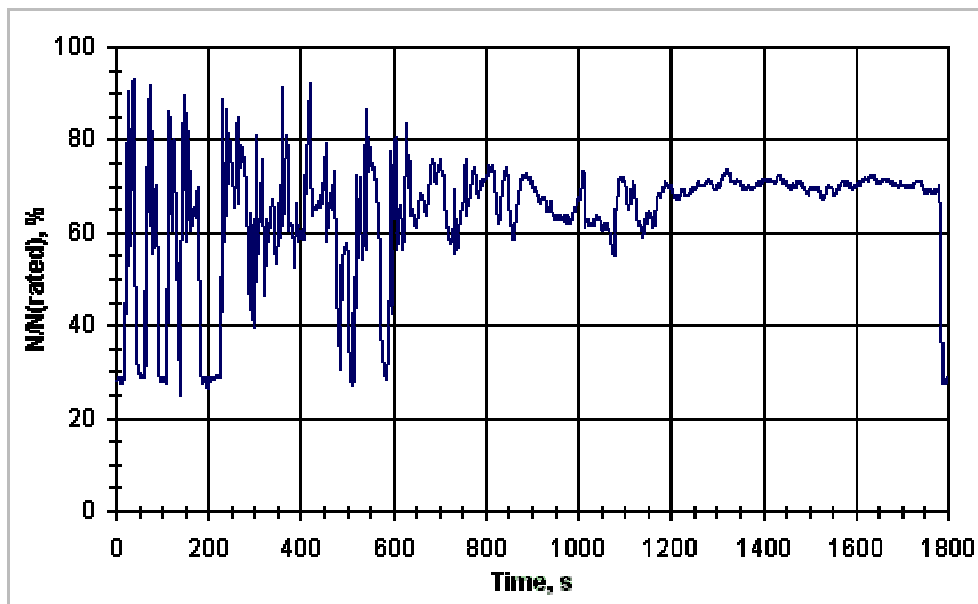
Från och med EURO3 (2000) ingår ETC-cykeln som en del av certifieringen av motorer för tunga fordon. ETC har tagits fram på basis av uppmätta körmonster och är uppdelad på tre delar. Den första delen representerar stadskörning, den andra landsvägskörning och den tredje körning på motorväg (Dieselnet 2003). "Fordonshastigheter" över testcykeln redovisas i Figur 1:3.

Det finns också en variant av ETC för chassidynamometer. Denna cykel brukar benämnas FIGE.

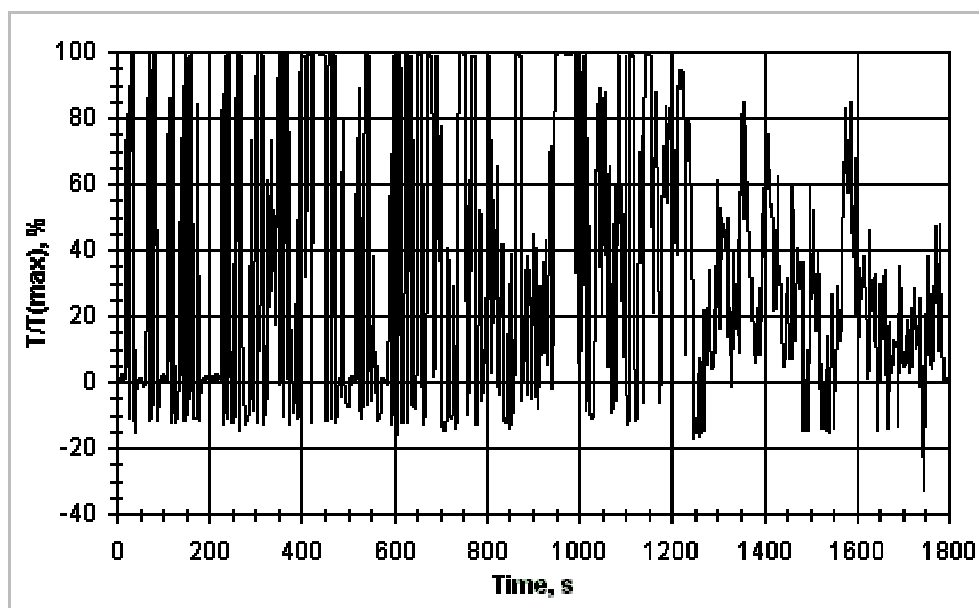
I Figur 1:4 och Figur 1:5 visas varvtal respektive vridmoment under ETC.



Figur 1:3 "Fordonshastighet" under ETC-cykeln.



Figur 1:4 Varvtal under ETC-cykeln.



Figur 1:5 Vridmoment under ETC-cykeln.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se