

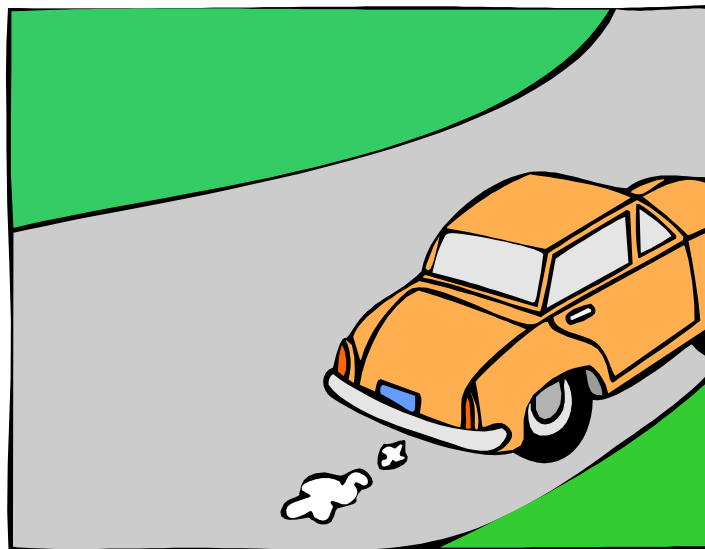


rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

För Vägverket

Vägtrafikens utsläpp av kväveoxider - reglering, utsläpp och effekter



Åke Sjödin, Gunilla Pihl-Karlsson, Manne Johansson
IVL Svenska Miljöinstitutet AB
Bertil Forsberg, Umeå universitet
Peter Ahlvik, Ecotraffic ERD3 AB
Lennart Erlandsson, AVL MTC AB

B1597

Vägverkets publikationsnummer 2004:135 (ISSN 1401-9612)

Oktober 2004



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 5302 400 14 GÖTEBORG	Projekttitel/Project title
Telefonnr/Telephone 031-725 62 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Vägverket
Rapportförfattare/author Åke Sjödin, Gunilla Pihl-Karlsson, Manne Johansson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB; Bertil Forsberg, Umeå universitet; Peter Ahlvik, Ecotraffic ERD3 AB; Lennart Erlandsson, AVL MTC AB	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Vägförbrukningens utsläpp av kväveoxider - reglering, utsläpp och effekter	
Sammanfattning/Summary Rapporten är en kunskapssammanställning som syftar till att förbättra underlaget för ställningstaganden rörande behovet av ytterligare åtgärder mot vägtrafikens utsläpp av framför allt NO _x . En viktig fråga i sammanhanget är huruvida hälsoeffekter av NO ₂ är dimensionerande för hur långt man bör driva utsläppsminskningar av NO _x , eller om i stället miljöeffekter av NO _x -utsläpp i form av försurning, eutrofiering och marknära ozon utgör de dimensionerande problemen. WHO konstaterar i sin senaste genomgång av hälsoeffektforskningen att man inte kan påvisa att NO ₂ ensamt har några direkta effekter vid halter omkring nuvarande helårsriktvärde (40 µg/m ³). De hälsoeffekter som påvisats i epidemiologiska studier vid dessa halter skulle snarare då vara orsakade av andra trafikrelaterade utsläpp som NO ₂ utgör en god indikator för, t ex partiklar. WHO konstaterar samtidigt att det föreligger skäl för ytterligare skärpningar av riktvärdena för ozon och partiklar. I detta sammanhang är det av vikt att notera att utsläpp av NO _x på regional skala bidrar till såväl bildning av ozon som partiklar. Det kan därför föreligga skäl att minska utsläppen av NO _x ytterligare enbart för att klara kommande riktvärden för hälsa när det gäller ozon och partiklar. I de utvärderingar som kommer att göras under 2004-2005 av det s k Göteborgsprotokollet, EU's Takt direktiv samt CAFE-programmet, förväntas skärpta utsläppsmål för NO _x att föreslås för 2015-2020, för att klara såväl hälso- som miljömål i Europa. Rapporten visar att den utveckling som för närvarande sker inom fordonsindustrin av motorer och avgasreningssystem för att möta kommande avgaskrav i framför allt USA ger goda förutsättningar för vägtrafiksektorn att bidra till att dessa mål klaras.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Kväveoxider, NO _x , NO ₂ , utsläpp, vägtrafik, partiklar, ozon, hälsa, försurning, eutrofiering	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1597. Vägverkets publikationsnummer 2004:135 (ISSN 1401-9612)	
Rapporten beställs via /The report can be ordered via Hemsida: www.ivl.se , e-mail: publicationservice@ivl.se , fax: 08-598 563 90 eller IVL, Box 210 60, 100 31 Stockholm	

Inledning

Det finns tecken som tyder på att låga koncentrationer av NO₂ inte skulle ha några direkta påvisbara hälsoeffekter, åtminstone inte vid de halter det är frågan om i tätortsluften i dagens läge, utan att i stället små partiklar och organiska föreningar har större betydelse för luftföroreningsrelaterade hälsoeffekter. Om det är så och hälsoeffekter av NO₂ dessutom varit dimensionerande för hur långt kraven på minskade NO_x-utsläpp från trafiken drivits, skulle det kunna få stora konsekvenser på framtida åtgärder. Åtgärder som idag införs eller planeras för att ytterligare minska utsläppen av NO_x skulle istället kunna föras över till minskning av andra utsläpp t.ex. partiklar eller CO₂ för större hälso- eller klimatmässiga effekter. NO_x har dock andra effekter än hälsoeffekter via NO₂, t ex miljöeffekter i form av försurning, eutrofiering och (i kombination med kolväten) ger NO_x bidrag till marknära ozon. Avgörande för vilken avvägning av åtgärder som är mest optimal ur samhälls-ekonomisk synpunkt är därför huruvida dessa effekter eller hälsoeffekterna av NO_x-NO₂ är dimensionerande för hur långt man bör driva minskningar i NO_x-utsläpp.

Föreliggande rapport är en kunskapssammanställning som syftar till att förbättra underlaget för ytterligare ställningstaganden om åtgärder inom området. Rapporten har tagits fram på uppdrag av Vägverket av IVL Svenska Miljöinstitutet AB i samarbete med Bertil Forsberg, Yrkesmedicin, Umeå universitet, Peter Ahlvik, Ecotraffic ERD³ AB samt Lennart Erlandsson, AVL MTC AB.

Sammanfattning

Föreliggande rapport är en kunskapssammanställning som syftar till att förbättra underlaget för ställningstaganden rörande behovet av ytterligare åtgärder mot vägtrafikens utsläpp av framför allt NO_x. En viktig fråga i sammanhanget är huruvida hälsoeffekter av NO₂ är dimensionerande för hur långt man bör driva utsläppsminskningar av NO_x, eller om i stället miljöeffekter av NO_x-utsläpp i form av försurning, eutrofiering och marknära ozon utgör de dimensionerande problemen. WHO konstaterar i sin senaste genomgång av hälsoeffektforskningen att man inte kan påvisa att NO₂ ensamt har några direkta effekter vid halter omkring nuvarande helårsriktvärde (40 µg/m³). De hälsoeffekter som påvisats i epidemiologiska studier vid dessa halter skulle snarare då vara orsakade av andra trafikrelaterade utsläpp som NO₂ utgör en god indikator för, t ex partiklar. WHO konstaterar samtidigt att det föreligger skäl för ytterligare skärpningar av riktvärdena för ozon och partiklar. I detta sammanhang är det av vikt att notera att utsläpp av NO_x på regional skala bidrar till såväl bildning av ozon som partiklar. Det kan därför föreligga skäl att minska utsläppen av NO_x ytterligare enbart för att klara kommande riktvärden för hälsa när det gäller ozon och partiklar. Ytterligare skäl till utsläppsminskningar av NO_x tillkommer för att lösa miljöproblemen i Europa och globalt kopplade till försurning, övergödning och förekomsten av marknära ozon. I de utvärderingar som kommer att göras under 2004-2005 av det s k Göteborgs-protokollet, EU's Takdirektiv samt CAFE-programmet, förväntas skärpta utsläppsmål för NO_x att föreslås för 2015-2020, för att klara såväl hälso- som miljömål i Europa. Rapporten visar att den utveckling som för närvarande sker inom fordonsindustrin av motorer och avgasreningssystem för att möta kommande avgaskrav i framför allt USA ger goda förutsättningar för vägtrafiksektorn att lämna sitt bidrag till att dessa mål klaras.

Sammanfattning av hälsoeffekter:

När andra utgåvan av WHO:s Air quality guidelines för Europe fastställde riktvärdena för kvävedioxid konstaterades att "nitrogen dioxide presents a dilemma with respect to guidelines". Som skäl till svårigheterna angavs främst osäkerhet kring exponerings-responssambanden, trots ett stort antal experimentella studier. Man ansåg då att den tydligaste lägsta observerade effektnivån för NO₂ var 375-565 µg/m³ som vid 30 minuters exponering tillfälligt givit en ökning av luftvägskänsligheten och en liten sänkning av lungfunktionen hos personer med mild astma. Man konstaterade att vid dubbelt så hög nivå som korttidsvärdet, dvs 400 µg/m³ under en timme, och efterföljande allergenexponering, så finns risk för försämring av astmatiker. Vidare angavs i dessa guidelines att djurförsök visat att längre tids exponering för högre halter förorsakade förändringar i lungvävnaderna, lungmetabolismen och infektionsförsvaret. Betydligt lägre halter av NO₂ som markör på föroreningar i utomhus- och inomhusluft hade satts i samband med främst barns luftvägs-

problem. Inomhusstudierna gällde exponering från gasspisar. Senare studier har dock visat att NO₂-halten vid gasanvändning har hög korrelation till antalet partiklar, vilket inte diskuterats i äldre studier.

Underlaget att bedöma hälsoeffekter av kvävedioxid i sig har bara något utökats under de senaste åren. Vid avsevärt högre halter av kvävedioxid än de som förekommer i omgivningsluft har experiment belyst de inflammatoriska svaren och möjliga mekanismer för en ökad infektionskänslighet. Epidemiologiska studier med kvävedioxidhalter över och under värdet 40 µg/m³, sett som en indikation på trafikrelaterade föroreningar, har visat på samband med bl a luftvägssymtom och reducerad lungtillväxt hos barn. I allt fler sammanhang påpekas att denna typ av studier inte säger att kvävedioxid i sig ger några effekter vid dessa halter. Tvärtom görs utifrån toxikologiska data ofta bedömningen att det är mer troligt att det är andra starkt korrelerade avgaskomponenter, främst ultrafina partiklar, som ligger bakom de observerade sambanden. Kvävedioxid har därmed allt mer kommit att ses främst som en tämligen god avgasindikator och inte som en kausal faktor vid vanligt förekommande halter. Detta framgår exempelvis i WHO:s underlagsdokument till CAFÉ med svar på uppföljningsfrågor: "There is still no robust basis for setting an annual average guideline value for NO₂ through any direct toxic effects". Dock betonas i WHO-rapporten att förekommande halter av NO₂ i den komplexa föroreningsblandning som utomhusluften utgör, har positiv korrelation till ohälsa både som kort- och långtidseffekter. Man menar därför att NO₂ i utomhusluft även fortsättningsvis kan användas som en indikator på förbränningsrelaterade föroreningar (främst avgaser), men att dess representativitet varierar i tid och rum. När det finns ett bättre underlag om andra komponenters relation till hälsoeffekterna, är det enligt WHO-rapporten möjligt att det vore mer ett effektivt skydd mot hälsoeffekter att för utomhusluften reglera någon annan komponent i föroreningsblandningen. Sot, elementärt och organiskt kol, surhetsgrad, NO_x och partikelantal nämns som möjliga kandidater.

Utsläpp av NO_x har även betydelse för förbrukning och bildning av marknära ozon. Ozon har liksom partikelhalten väldokumenterade korttidssamband med sjuklighet och dagligt antal dödsfall, utan att någon tydlig tröskelnivå kunnat anges. Linjära eller nästan linjära samband redan från låga halter betyder att det stora antalet dygn med måttliga halter utgör en större belastning ur hälsosynpunkt än ett fåtal dygn med mycket höga halter. Beträffande långtidseffekter av ozon är ännu kunskaperna bristfälliga.

För partikelmassa (PM₁₀ respektive PM_{2,5}) bedöms exponerings-responssambanden för korttidseffekter tämligen linjära inom de typiska haltområdena, och även det mer begränsade underlaget kring långtidseffekter tyder inte på någon tröskeleffekt (WHO, 2003). Fortfarande är kunskaperna om partikelsammansättningens betydelse för hälsoeffekterna bristfälliga och motsägelsefulla. Experimentella studier på djur och människa talar inte för att nitrat (ammoniumnitrat) har någon avgörande betydelse för partiklarnas toxicitet. Motsvarande har i experimentella studier konstaterats beträffande sulfat. Epidemiologiska stu-

dier av omgivningsluft där en betydande del av partikelmassan består av sulfat och/eller nitrat har dock funnit effekter på morbiditet och mortalitet, vilka möjligen förklaras främst av andra komponenter på eller i partiklarna, t ex vissa metaller och organiska ämnen. Det är därför inte självklart att hälsoriskerna relaterade till partiklar minskar proportionellt med minskad massa av sekundära komponenter som nitrat.

Även om det ännu finns tämligen få epidemiologiska studier publicerade med mätningar av ultrafina partiklar så ägnas stort intresse åt denna föroreningstyp. Antalet ultrafina partiklar har en hög korrelation till NO_x , NO_2 och trafikflöde och skulle kunna förklara en del av till dessa korrelerade hälsoeffekter.

I en tysk respektive finsk studie med astmatiker fann man starkare effekter av ultrafina partiklar än partikelmassa. Flera andra studier har dock inte funnit att partikelantalet har starkare samband till hälsoeffekterna.

Sammanfattning av miljöeffekter:

Genom det s k Göteborgsprotokollet har man inom FN's konvention om gränsöverskridande luftföroreningar (UNECE CLRTAP) lagt grunden för ytterligare kraftiga nationella utsläppsminskningar av försurande, eutrofierande och ozonbildande ämnen i Europa (SO_2 , NO_x , NH_3 och NMVOC) fram till år 2010. Tyvärr har dock protokollet ännu inte trätt i kraft, på grund av att tillräckligt många länder ännu inte ratificerat det. Om protokollet implementeras fullt ut uppskattas att: *"... the area in Europe with excessive levels of acidification will shrink from 93 million hectares in 1990 to 15 million hectares. That with excessive levels of eutrophication will fall from 165 million hectares in 1990 to 108 million hectares. The number of days with excessive ozone levels will be halved. Consequently, it is estimated that life-years lost as a result of the chronic effects of ozone exposure will be about 2,300,000 lower in 2010 than in 1990, and there will be approximately 47,500 fewer premature deaths resulting from ozone and particulate matter in the air. The exposure of vegetation to excessive ozone levels will be 44% down on 1990."* Genom implementeringen av Takdirektivet har dock samtliga EU-länder förbundit sig till minst de utsläppsminskningar som Göteborgsprotokollet föreskriver. I Takdirektivet konstateras dock att de uppsatta utsläppsminskningarna bara är ett delmål på vägen, och ytterligare åtgärder kommer att krävas för att uppfylla de långsiktiga målen att eliminera de negativa verkningarna av förorening, övergödning och minska människors och miljöns exponering för marknära ozon till nivåerna för WHO's riktvärden. Dessa miljö- och hälsoproblem orsakas av gränsöverskridande luftföroreningar och de långsiktiga målen kan endast nås genom samordnade åtgärder inom EU och övriga europeiska länder. För svenskt vidkommande förefaller särskilt utsläppstaket för kväveoxider svårast att nå. Ytterligare åtgärder utöver de redan lagstiftade kommer att krävas, inom bland annat transport- och energisektorn. År 2004 och 2008 ska EU-kommissionen till Europa-parlamentet överlämna rapport om de framsteg som gjorts visavi de nationella utsläppstak som regleras genom Takdirektivet, om Tak-

direktivet bedöms bli uppfyllt till år 2010 samt i vilken omfattning de långsiktiga målen avseende försurning, eutrofiering och exponering för marknära ozon kan bedömas nås till år 2020. Tillsammans med det arbete som pågår parallellt inom UNECE CLRTAP kommer detta sannolikt att leda till krav på ytterligare nationella utsläppsminskningar av för- surande, övergödande och ozonbildade ämnen till år 2020.

Sammanfattning av motor- och avgasreningsteknik:

En genomgång av avgaskraven i EU och jämförelser mellan dessa och de amerikanska och kaliforniska kraven visar att de två sistnämnda är mer långtgående än de i EU. En orsak till detta är att nya kravnivåer för personbilar (Euro V) och motorer till tunga fordon (Euro VI) ännu inte fastställts. De amerikanska kraven för både lätta fordon och för motorer till tunga fordon införs successivt fram till 2010 medan Euro IV för personbilar gäller från och med 2005/2006 och Euro V för motorer till tunga fordon från 2008/2009. Diskussioner förs för närvarande om nya krav i EU men man kan inte dra några definitiva slutsatser från dessa diskussioner än angående de kommande kravnivåerna.

I EU är emissionskraven för olika för bilar med ottomotorer (t.ex. bensinbilar) respektive dieselmotorer medan de nya kraven i USA tillämpar samma krav oberoende av drivmedel och motorteknik. Exempelvis är kraven på NO_x emissioner hårdare för bensinbilar i EU medan kraven för CO för bensinbilar, och i praktiken också HC (som inte regleras explicit för dieslbilar), är hårdare för dieslbilar. Partikelkrav finns i dag inte för bilar med ottomotorer i EU men väl i de kommande kraven i USA. Med avseende på risken att få höga emissioner av NO₂ i avgaserna finns således anledning att fokusera mer på dieslbilar än på bensinbilar.

En jämförelse mellan emissionskraven för olika typer av fordon och motorer, som bensin- och dieslbilar, samt motorer till tunga fordon, har gjorts på ett enkelt sätt genom att relatera emissionskraven till mängden förbrukat bränsle (emissionsindex). Detta ger en kvalitativ bild av hur stränga respektive krav är. Exempelvis är nivån för dieslbilar i Euro IV ca 3,5 ggr högre än för bensinbilar. Emellertid föreligger den mest dramatiska skillnaden mellan bensinbilar och motorer till tunga fordon där den relativa skillnaden är ungefär en faktor 10. Sett till potentialen att bilda NO₂ borde alltså motorerna till tunga fordon vara högst prioriterade av de nämnda kategorierna.

Den teknikutveckling som nu pågår och de framsteg som gjorts när det gäller kundaccep- tansen för dieslbilar har lett till ett ökande andel av dessa bilar på den europeiska markna- den. Marknadsandelen för dieslbilar närmar sig nu 50 % i EU och även om en stagnation av den ökningen kan förväntas inom de närmaste åren är detta en betydande förändring jämfört med situationen för 10 år sedan. Sverige är i detta sammanhang ett undantag med avsevärt lägre marknadspenetration av dieslbilar än alla övriga länder i EU bortsett från

Grekland. Tunga fordon och arbetsmaskiner är i Sverige därför av större betydelse än dieselbilar.

När det gäller de totala emissionerna av NO_x har utvecklingen hittills visat att bensindrivna bilar, liksom även andra bilar med ottomotor, inte har några problem att nå kraven i Euro IV. Certifieringsdata visar att en betydligt lägre nivå kan vara möjlig att nå i framtiden. Diskussionen i rapporten om potentialen att nå låga NO_x emissioner har därför främst koncentrerats på NO_x emissioner från dieselmotorer och i viss mån också på partikelemissioner då den sistnämnda av dessa emissionskomponenter också är högt prioriterad.

För dieselbilar har det hittills visats sig svårare att klara Euro IV kraven på NO_x emissioner trots att en ca 3 gånger högre nivå (0,25 g/km) gäller för dieselbilar än för bensinbilar (0,08 g/km). För nästa kravnivå i EU (Euro V), som kan tänkas införas mellan 2008 och 2010, diskuteras en skärpning av NO_x gränsen för dieselbilar; kanske till samma nivå som för bensin eller möjligen något högre. En orsak till svårigheterna att nå lika låg NO_x nivå för dieselbilar som för bensinbilar är att någon katalysatorteknik som kraftigt reducerar NO_x emissionerna ännu inte finns produktionsklar i dieselfallet. Dessutom krävs en lägre svavelhalt i dieselbränslet jämfört med dagens nivå i EU för att den nya katalysatortekniken som nu utvecklas skall fungera. De framtida amerikanska kraven är ännu hårdare än de som diskuteras för Euro V och självfallet är det ännu svårare att klara de amerikanska kraven. Detsamma gäller för kraven på NO_x emissioner från motorer till tunga fordon. Även här är kraven i USA mer långtgående än i EU. När det gäller utvecklingen av partikelfilter finns i dag ett flertal system ute på marknaden och i stort sett alla europeiska biltillverkare kommer att ha åtminstone någon bil med partikelfilter i produktion senast till hösten 2004.

Ett flertal exempel på utvecklingen av ny reningsteknik för dieselmotorer visas och diskuteras i rapporten. Exempelvis följer det amerikanska naturvårdsverket utvecklingen på området och har vid flera tillfällen testat tidiga prototyper av dieselbilar med katalysatorer och partikelfilter. Nivåer under de framtida kraven i USA har klarats på bilar som inte åldrats och i ett fall även på en bil som åldrats till 60 000 engelska mil. Detta är ett anmärkningsvärt framsteg då man betänker att den NO_x nivå som gäller 2010 i USA är en tiopotens lägre än den i Euro III. Även för motorer till tunga fordon är utvecklingen intensiv. Här kommer t.ex. partikelfilter att införas i stor skala redan 2007 och NO_x reducerande katalysatorer kan komma i slutet av decenniet (2007-2010). Det verkar troligt att det kommer att gå att klara de föreslagna NO_x kraven för dieselbilar i Euro V med vidareutveckling av motortekniken. För de tyngsta bilarna kan någon slags NO_x reducerande katalysator bli nödvändig. Huruvida man klarar kraven i USA till 2007-2010 är kanske lite mer tveksamt och detsamma gäller spekulationerna om att dieselbilar kommer att introduceras i stor skala i USA. Även i detta fall krävs ett lågsvavligt dieselbränsle och detta introduceras först vid halvårsskiftet 2006.

En litteraturstudie i SAE:s databas "Global Mobility Database" (GMD) har gjorts för att komplettera tidigare insamlad litteratur. Sökningen gav nära 300 träffar. När det gäller publikationer om emissioner av NO₂ i avgaserna var antalet intressanta publikationer dock få; färre än ett 20-tal. Någon direkt kvantifiering av emissionsnivåerna för olika fordonskategorier har därför inte kunnat göras utan endast kvalitativa överväganden har varit möjliga.

För ottomotorer utgör NO₂ generellt en mycket låg andel av de totala emissionerna av NO_x. Ett intervall på mellan 1 % och 3 % verkar vara fallet för de flesta publikationer. Orsaken till detta förhållande är dels att bildningen av NO₂ i motorn låga, dels verkar det som om den höga nivån av CO före katalysatorn verkar som en inhibitor för oxidationen av NO till NO₂. Till detta kommer den relativt sett höga avgastemperaturen som också förskjuter jämviktskoncentrationen mot mer NO. Sammanfattningsvis kan sägas att NO₂ emissioner från bensindrivna bilar, och sannolikt även från ottomotorer drivna med andra bränslen och i andra applikationer än personbilar, *inte torde utgöra något större problem*. Ny motorteknik och efterbehandlingsteknik för avgaser kan möjligen öka andelen NO₂ men eftersom de totala emissionerna av NO_x ändå kommer att vara låga för sådana koncept kvarstår den nämnda slutsatsen.

Dieselmotorer kan vid låga motorbelastningar uppvisa hög andel NO₂ av NO_x i avgaserna före katalysatorn. Vid en motorbelastning som överstiger 450°C är andelen NO₂ praktiskt taget noll. En maximal andel NO₂ på över 30 % har uppmätts vid låglast medan körcykler som domineras av högre belastningar ofta ger en andel lägre än 5 %. Användningen av ny motorteknik med syftet att minska totala emissionerna av NO_x leder sannolikt till en ökning av andelen NO₂.

Oxidationskatalysatorer för dieselmotorer kan oxidera NO till NO₂ men olika katalysatorformuleringar uppvisar inte samma selektivitet i det avseendet. Vissa katalysatorer kan t.o.m. minska andelen NO₂. Annan efterbehandlingsutrustning där katalysatorer finns integrerade i systemet (t.ex. partikelfilter) kan också oxidera NO till NO₂. Så pass hög andel NO₂ som 40 – 50 % har uppmätts i tester för vissa filter. Det finns dock partikelfilterteknologier som inte ger någon ökning av andelen NO₂.

En genomgång av de tekniska förutsättningarna för minskning av NO₂ (och partiklar) från dieselmotorer har gjorts. Ett flertal intressanta lösningar är nu under utveckling. De mest avancerade lösningarna diskuteras för de amerikanska och kaliforniska kraven. Oxideringen av NO till NO₂ är en viktig förutsättning för reduktionen av NO_x när det gäller flertalet av dessa teknologier. Här syftar ju tekniken som sagt var till att totalt sett drastiskt minska NO_x emissionerna. Med denna teknik kan det mycket väl hända att absolutnivån av NO₂ minskar trots att andelen NO₂ av NO_x ökar. Trots ökningen av andelen NO₂ vore det i alla fall en mycket positiv utveckling.

I framtiden skulle krav på NO₂ kunna komplettera kraven på NO_x. Emellertid kan man ifrågasätta nyttan av ett sådant "bivillkor" i personbilsfallet om nu de totala emissionerna av NO_x genom kommande EU direktiv ändå kommer att minska till så låga nivåer som i de nya amerikanska kraven. För motorer till tunga fordon skulle det kunna finnas skäl att begränsa NO₂ emissionerna i kommande avgasdirektiv. Ifall gränsen för NO_x emissioner i stället sätts till en nivå i paritet med de kommande amerikanska kraven minskar emellertid motivet även i detta fall. Den ringa mängd data för NO₂ emissioner som finns i den tillgängliga litteraturen visar dock på nödvändigheten av att följa upp detta område i framtiden.

Sammanvägd bedömning:

Att bedöma och göra avvägningar av hälso- och miljöeffekter till följd av utsläpp av kväveoxider är ytterst komplicerat, bland annat genom att utsläppen genom atmosfärisk omvandling resulterar i en kaskad av olika effekter med olika tidskala, där de olika omvandlingsprodukterna dessutom interagerar med varandra.

I WHO's nyligen utförda genomgång av litteraturen när det gäller bedömningsgrunder för hälsoeffekter och för eventuella behov av revideringar av WHO's rekommenderade riktvärden för skydd av hälsa vid exponering för NO₂, partiklar och ozon, konstateras att beträffande NO₂ är underlaget relativt bristfälligt, men WHO anser att tillkommande forskningsresultat under senare år inte ger något stöd för att revidera (vare sig uppåt eller neråt) tidigare rekommenderade riktvärdesnivåer. Vid typiska omgivningshalter ses NO₂ allt mer som en avgasindikator än en risk i sig. Däremot konstaterar man att det kan föreligga nya skäl för skärpta riktvärden för ozon och partiklar.

Utsläppen av kväveoxider i högförorenade områden, t ex urbana och kontinentala områden, i Europa har minskat under senare år, till stora delar till följd av relativt kraftigt minskade utsläpp från vägtrafik, samtidigt som i många fall omvänt utsläppen av kväveoxider i (tidigare) renluftsområden, eller i sk utspädda system, ökat genom ökade utsläpp från sjöfart, flygtrafik och i utvecklingsländer med snabb tillväxt, t ex sydostasien. Detta gör att problemet med förekomst av marknära ozon går mer och mer från ett miljö- och hälsoproblem på lokal och regional skala till ett miljö- och hälsoproblem på kontinental och global skala. Ett tecken på detta är de stadigt ökande globala bakgrundshalterna av ozon. Sett ur ett europeiskt perspektiv är redan idag utsläppen av NO_x dimensionerande för bildningen av marknära ozon, och blir mer och mer dimensionerande för ozonbildningen i takt med att utsläppen av utgångsämnen för ozonbildning (kväveoxider och kolväten) i Europa minskar. En paradox i sammanhanget är att ozonhalterna framöver kommer att öka snabbare (men i och för sig från en lägre nivå) i tätorter jämfört med i bakgrundsområden till följd av de minskade NO_x-utsläppen lokalt i tätorterna, vilket gör att en ökande del av befolkningen kommer att exponeras för högre ozonnivåer än vad som varit fallet tidigare. Till

skillnad från för NO₂ finns ju klara direkta samband mellan ozonexponering och hälsoeffekter.

Till vissa delar kan sannolikt antas ske samma problemförskjutning som för marknära ozon även för partiklar och de mest lättdeponerade kväveoxidformerna (nitrat, salpetersyra), dvs inslaget av ett storregionalt till globalt uppträdande problem ökar i förhållande till det lokala till regionala inslaget.

De nationella utsläppsmål som satts upp genom tillkomsten av Göteborgsprotokollet och sedermera EU's Takdirektiv kommer närmast att följas upp och utvärderas inom ramen för EU's CAFÉ-program, som förväntas presentera sin utvärderingsrapport och sin framtida luftvårdsstrategi sommaren 2005. Redan idag antas vissa nationer, däribland Sverige, få problem redan med att uppfylla gällande Takdirektiv till år 2010. I CAFÉ's utvärdering kommer också nya mål för 2015-2020 att behandlas. Även om inte utvärderingsarbetet är klart än, så förväntas det resultera i förslag på ytterligare krav på nationerna att till ett nytt mållår ytterligare sänka utsläppen av framförallt kväveoxider utöver vad Takdirektivet respektive Göteborgs-protokollet anger samt också någon form av krav på länderna att minska sina utsläpp av partiklar. Detta för att klara såväl hälso- som miljömål i Europa.

Av litteratursammanställningen med avseende på avgaskrav och motorteknisk utveckling när det gäller utsläpp av kväveoxider (och även partiklar), verkar utvecklingen på avgaskravsidan i för närvarande framför allt USA och den parallella utveckling av motorer och avgasefterbehandlingssystem som fordonstillverkarna möter upp med, ge goda förutsättningar för ytterligare minskade utsläpp av NO_x från vägtrafiken, vilket kan bidra till att de långsiktiga hälso- och miljömålen kan klaras.

Vår slutsats av ovanstående är att när man väl klarat att uppfylla gällande riktvärden för NO₂ i Europa, kommer när det gäller minskade utsläpp av kväveoxider början att förskjutas från lokala aktörer som kommuner och länsstyrelser till nationella och internationella aktörer (regeringar, EU, utsläppskonventioner) och krav. Detta för att kunna lösa regionalt och globalt uppträdande miljö- och hälsoproblem, och då främst nedfalls- och försurningsproblemen, effekter på miljö och hälsa av marknära ozon samt av inandningsbara partiklar, relaterade till utsläpp av bland annat kväveoxider. Samtidigt kommer för att klara riktvärden för partiklar fortfarande ett stort ansvar att ligga på de lokala aktörerna, delat med nationella/internationella aktörer, för att minska partikelexponering till följd av vägslitage och resuspension av partiklar.

Då hela problemområdet, direkta och indirekta hälso- och miljöeffekter av utsläpp av kväveoxider och teknisk utveckling för att minska kväveoxidutsläppen från fordon, befinner sig i ett mycket dynamiskt skede, där gammal/befintlig kunskap omprövas och ny kunskap kommer fram kontinuerligt, kan det finnas skäl att uppdatera föreliggande kunskaps-sammanställning med vissa mellanrum de närmaste åren.

Innehållsförteckning

Inledning.....	1
Sammanfattning	1
1 Hälsoeffekter av kväveoxider och andra trafikrelaterade luftföroreningar	11
1.1 Allmänt	11
1.2 Direkta hälsoeffekter av kvävedioxid	12
1.2.1 Bedömningar av kvävedioxid.....	12
1.2.2 Resultat från humanförsök med ren kvävedioxid	13
1.2.2.1 Toxicitet och deposition.....	13
1.2.2.2 Lungfunktion och luftvägsreaktivitet.....	14
1.2.2.3 Inflammation.....	14
1.2.2.4 Allergensvar	14
1.2.2.5 Sammanfattning	14
1.2.3 Resultat från studier av gasanvändning i hemmet	15
1.2.4 Resultat från djurförsök	15
1.3 Indirekta hälsoeffekter	16
1.3.1 Hälsoeffekter via bildning av ozon.....	16
1.3.2 Hälsoeffekter via bildning av nitratföreningar.....	18
1.4 Trafikrelaterade partiklar och samband till kvävedioxid	20
1.4.1 Partikelmassa	20
1.4.2 Antal ultrafina partiklar	20
1.4.3 Kvävedioxid som avgasindikator	21
2 Miljöeffekter av kväveoxider	22
2.1 Regionala miljöeffekter	22
2.1.1 Effekter via bildning av marknära ozon	22
2.1.2 Försurning.....	24
2.1.2.1 Markförsurning	25
2.1.2.2 Vattenförsurning	26
2.1.3 Övergödning/eutrofiering	27
2.2 Lokala miljöeffekter/direkteffekter av kväveoxider.....	28
3 Regelverk avseende utsläpp och halter.....	30
3.1 Gällande och kommande avgaskrav.....	30
3.1.1 Lätta fordon	30
3.1.1.1 Emissionskrav för lätta fordon i EU.....	30
3.1.1.2 Emissionskrav för lätta fordon i Kalifornien.....	34
3.1.1.3 Jämförelser mellan emissionskrav för lätta fordon i EU och Kalifornien.....	37
3.1.2 Motorer till tunga fordon	40
3.1.2.1 Emissionskrav för motorer till tunga fordon i EU.....	40
3.1.2.2 Emissionskrav för motorer till tunga fordon i USA	42
3.1.2.3 Jämförelser mellan emissionskrav i EU och USA för motorer till tunga fordon	44
3.1.3 Emissionskrav för NO ₂	47
3.2 Miljö kvalitetsnormer och miljömål för utomhusluft.....	47
3.3 Regelverk, konventioner och mål för nationella utsläpp av luftföroreningar.....	50
3.3.1 FN's konvention om gränsöverskridande luftföroreningar, CLRTAP	50
3.3.2 EU's Takdirektiv	51
3.3.3 Auto-Oil-programmet	51

3.3.4	EU's CAFE-program (Clean Air For Europe)	52
3.3.5	Nationella miljö- och utsläppsmål	53
3.3.5.1	Nationella mål för att minska försurning och övergödning	53
3.3.5.2	Nationella mål för att minska miljöeffekter av marknära ozon	53
4	Nuläge och trender avseende halter, nedfall och utsläpp	55
4.1	Kväveoxider	55
4.1.1	Halter i luft	55
4.1.2	Halter i nederbörd, nedfall, försurning, kritisk belastning	59
4.1.3	Utsläpp	62
4.2	NMVOG, bensen	62
4.2.1	Halter i luft	62
4.2.2	Utsläpp	65
4.3	Partiklar (PM ₁₀)	65
4.3.1	Halter i luft	65
4.3.2	Utsläpp	68
4.4	Ozon	69
5	Motor teknisk utveckling för att klara avgaskraven	72
5.5	Litteraturstudie	72
5.5.1	Databas	72
5.5.2	Litteratursökning	72
5.5.3	Urval av litteratur	73
5.5.4	Sammanställning av litteratur	73
5.5.5	Mätning av NO och NO ₂ i avgaser	73
5.6	Bildningen av NO _x i motorer	74
5.6.1	Bildning av NO	74
5.6.2	Bildning av NO ₂	75
5.7	Jämförelse av emissionsnivåer för olika fordon	76
5.7.1	NO _x emissioner	77
5.7.2	Partikelemissioner	78
5.8	Teknik för att klara framtida emissionskrav	80
5.8.1	Andel bensin- och dieslbilar	80
5.8.2	Ottomotorer i lätta fordon	81
5.8.3	Dieselmotorer i lätta fordon	82
5.8.3.1	Partikelemissioner från dieslbilar	83
5.8.3.2	NO _x emissioner från dieslbilar	86
5.8.3.3	NO _x emissioner från motorer till tunga fordon	93
5.8.3.4	Sammanfattande kommentarer om motorer till tunga fordon	95
5.8.4	Gasdrivna motorer i tunga fordon	95
5.9	Diskussion om emissioner av NO ₂	96
5.9.1	Bensindrivna bilar	97
5.9.2	Dieselmotorer	97
5.9.3	Ny efterbehandlingsteknik	98
5.9.4	Behovet av emissionskrav för NO ₂	99
6	Sammanvägd bedömning, slutsatser	100
7	Referenser	102

1 Hälsoeffekter av kväveoxider och andra trafikrelaterade luftföroreningar

1.1 Allmänt

Vår kunskap om luftföroreningars effekter på människors hälsa, sjuklighet och dödlighet bygger i hög grad på en sammanvägning av resultat från två olika typer av studier. Viktiga för gränsvärden etc. är epidemiologiska undersökningar som utnyttjar de geografiska eller tidsmässiga variationer i människors exponering som faktiskt existerar. De kompletteras av experimentella studier, vid vilka man kan använda en väldefinierad exponering under kortare tid (vanligtvis några timmar vid humanstudier). Om försöken utförs på människor får exponeringen högst leda till övergående effekter. En avgörande skillnad mellan experimentella och epidemiologiska studier är att experiment ofta bygger på exponering för en komponent i taget, t.ex. ren kvävedioxid (NO₂), och därför kan visa vilka slags effekter olika föroreningar har. Beträffande de epidemiologiska studierna bör ofta en studerad förorening betraktas som en indikator för en viss typ av föroreningar, t.ex. NO₂, CO och bensen som mått på avgashalten. Detta beror på att föroreningar med samma ursprung ofta har en stark samvariation. Av ekonomiska och praktiska skäl begränsas ofta luftföroreningsmätningar till ett antal representativa, mätbara och/eller reglerade föroreningar. Partiklar (främst PM₁₀), kvävedioxid och ozon brukar ofta användas. Mäts partiklarna med filtermetod kan dessutom den kemiska sammansättningen studeras, och betydelsen av olika källor bedömas.

Förhållandet att ett ämne används som exponeringsindikator i epidemiologiska studier, behöver alltså inte innebära att det är ämnet i sig som förorsakar hälsoeffekterna. Om exempelvis NO skulle användas i studier av korttidseffekter skulle sannolikt korrelationer till hälsovariabler kunna påvisas. Bedömningar av vad som är kausala samband måste göras utifrån även experimentella data. De epidemiologiska studierna har sin främsta styrka i att de kan användas för att beräkna effekternas omfattning i befolkningen, inklusive grupper av barn, gamla och sjuka som inte kan ingå i experiment.

En potentiell svaghet i epidemiologiska studier utgörs av risken för att luftförorenings-effekter förväxlas eller missbedöms genom inverkan av andra riskfaktorer som är korrelerade eller anti-korrelerade till föroreningsexponeringen. I studier där exponeringskontrasterna huvudsakligen utgörs av geografiska skillnader, kan skillnader i levnadsvanor, yrkesexponering m.m. behöva beaktas. Detaljerad sådan individinformation kan vara svår att erhålla. När studierna bygger på exponeringskontraster över tid (dygn-veckor), kan man behöva ta hänsyn till främst epidemier (influenta) samt vädreffekter och årstidsmönster, vilket ofta är tillräckligt att göra på befolkningsnivå.

Vid bedömningar av hälsokonsekvenserna av olika grader av miljöbelastning blir antagandena om exponerings-responssambanden mycket avgörande. För cancerframkallande ämnen brukar ofta varje dosbidrag ses som bidragande till uppkomst av fall, eftersom man för dessa ämnen inte brukar räkna med några tröskelleffekter. För andra luftföroreningar har man tidigare vanligtvis utgått ifrån att en viss halt eller exponeringsnivå måste överskridas för att effekter skall uppstå. Det är möjligt att så oftast är fallet på individnivå, men att man i stora befolkningsstudier ändå totalt ser ett haltberoende ända ned till de lägsta föroreningsnivåerna som studeras. Senare års epidemiologisk forskning med vanliga luftföroreningsindikatorer, främst partiklar och ozon, har ofta funnit att dygnsvis antal dödsfall och sjukhusinläggningar tycks bero ganska linjärt av halten från låga halter och uppåt utan någon nedre tröskel. Ibland tycks riskökningen avta vid riktigt höga omgivningshalter. Världshälsoorganisationen (WHO) har därför avstått ifrån att rekommendera några gränser för när partikelhalten ger hälsoeffekter. I stället har man redovisat hur exponerings(halt)-responsambanden utifrån litteraturen bedöms se ut, d.v.s. som procentuell ökning av antalet fall per ökning av halten. På liknande sätt har man beskrivit underlaget beträffande långtidsexponeringen för partikulära föroreningar och effekten på dödligheten.

1.2 Direkta hälsoeffekter av kvävedioxid

1.2.1 Bedömningar av kvävedioxid

När andra utgåvan av WHO:s Air quality guidelines för Europé (WHO, 2000) fastställde riktvärdena för kvävedioxid till 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för 1-timme och 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde, konstaterades att "nitrogen dioxide presents a dilemma with respect to guidelines". Som skäl till svårigheterna angavs främst osäkerhet kring exponerings-responssambanden, trots ett stort antal experimentella studier. Man konstaterade då att den tydligaste lägsta observerade effektnivån för (ren)* NO_2 var 375-565 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som vid 30 minuters exponering tillfälligt givit en ökning av luftvägskänsligheten och en liten sänkning av lungfunktionen hos personer med mild astma. Man konstaterade att vid dubbelt så hög nivå som korttidsvärdet, d v s 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under en timme, och efterföljande allergenexponering, så finns risk för försämring av astmatiker. Vidare konstaterades i dessa Air quality guidelines (WHO, 2000) att djurförsök visat att längre tids exponering för 560-940 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ av (ren)* NO_2 förorsakade förändringar i lungvävnaderna, lungmetabolismen och infektionsförsvaret. Betydligt lägre halter av NO_2 som markör på föroreningar i utomhus- och inomhusluft hade därtill visat sig påverka främst barns luftvägsproblem. Inomhusstudierna avsåg i huvudsak exponering från gasspisar. Senare tids mätstudier har visat att NO_2 -halten vid gasanvändning har hög korrelation till antalet partiklar, vilket inte diskuterats i äldre studier.

Underlaget beträffande effekter av kvävedioxid i sig har inte ökat nämnvärt under de senaste åren. Vissa försök vid avsevärt högre halter av kvävedioxid än de som förekommer i omgivningsluft har ytterligare belyst de inflammatoriska svaren och möjliga mekanismer

för en ökad infektionskänslighet. Därutöver har epidemiologiska studier med kvävedioxid som en indikator på trafikrelaterade föroreningar visat på ett samband med bl a luftvägs-symtom och reducerad lungtillväxt hos barn. I dessa studier har haltintervallen innefattat årsmedelvärden för NO₂ över och under riktvärdet 40 µg/m³. I allt fler sammanhang påpekas att denna typ av studier inte säger att kvävedioxid i sig ger några effekter vid dessa halter. Tvärtom görs utifrån toxikologiska data ofta bedömningen att det är mer troligt att det är andra starkt korrelerade avgaskkomponenter, främst ultrafina partiklar, som ligger bakom de observerade sambanden. Kvävedioxid har därmed allt mer kommit att ses främst som en tämligen god avgasindikator och inte som en kausal faktor vid vanligt förekommande halter. Detta framgår exempelvis i WHO:s underlagsdokument till CAFÉ med svar på uppföljningsfrågor: ”There is still no robust basis for setting an annual average guideline value for NO₂ through any direct toxic effects” (WHO, 2004a). Dock betonas i WHO-rapporten att förekommande halter av NO₂ i den komplexa föroreningsblandning som utomhusluften utgör, har positiv korrelation till ohälsa både som kort- och långtids-effekter. Man menar därför att NO₂ i utomhusluft även fortsättningsvis kan användas som en indikator på förbränningsrelaterade föroreningar (främst avgaser), men att dess representativitet varierar i tid och rum. När det finns ett bättre underlag om andra komponenters relation till hälsoeffekterna, är det enligt WHO-rapporten möjligt att det vore ett mer effektivt skydd mot hälsoeffekter att för utomhusluften reglera någon annan komponent i föroreningsblandningen. Sot, elementärt och organiskt kol, surhetsgrad, NO_x och partikelantal nämns som möjliga kandidater.

*/ vårt förtydligande

1.2.2 Resultat från humanförsök med ren kvävedioxid

1.2.2.1 Toxicitet och deposition

NO₂ är en reaktiv fri radikal. Dess låga vattenlöslighet gör att den når mer perifera delar av lungan än mer vattenlösliga gaser som svaveldioxid (Miller et al, 1992). Tidigare var uppfattningen att NO₂ främst gav påverkan i de finare luftrörens yttre delar, men man anser nu att gasen absorberas längs hela andningsvägarna (Moshenin et al, 1994). Eftersom NO₂ är en så pass kraftig oxidant, bedöms de viktigaste mekanismerna för dess skadeverkan i lungorna vara oxidation bl.a. av lipider i cellmembranen och antioxidanter lungepitelvätska. Det är inte troligt att NO₂ i oförändrad form tar sig genom epitelvätskan. I normala fall antas den oxidativa skadan i lungepitelet begränsas genom antioxidantreaktioner i lungepitelvätskan. (Blomberg et al, 1999). Antioxidanter som c-vitamin and e-vitamin antas ingå i skyddsmekanismerna (Moshenin et al, 1994).

1.2.2.2 Lungfunktion och luftvägsreaktivitet

Enligt humanstudier med kontrollerad exponering för ren kvävedioxid är astmatiker betydligt mer benägna än friska att reagera med lungfunktionseffekter och särskilt ökad retbarhet i andningsvägarna. Även om studierna med friska försökspersoner har givit varierande resultat, så är den vanligaste slutsatsen att exponering för halter under 1800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ inte ger några påvisbara effekter hos friska personer. En meta-analys av studier om luftvägskänslighet efter exponering för NO₂ visade på effekter hos friska vid koncentrationer över 1800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, medan en studie för astmatiker funnit effekter ned till 188 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 1 timme (Folinsbee, 1992). Vid de lägsta exponeringsnivåerna på cirka 200-300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under 1 timme finns även uteblivna lungfunktionseffekter på astmatiker rapporterade. Hos personer med kroniskt obstruktiv lungsjukdom (KOL) medförde halter på 540 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en sänkt lungfunktion, mer uttalad hos rökare (Morrow, 1992).

1.2.2.3 Inflammation

En rad olika inflammatoriska svar på kvävedioxidexponering har också studerats bl.a. i bronnsköljvätska. Exponeringsnivåerna har då effekter har setts i form av förändringar i förekomsten av inflammatoriska celler och mediatorer ofta varit cirka 3000-9000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under en till några timmar (Sandström et al, 1990, 1991; Blomberg et al 1997, 1999). Studierna har visat att upprepad exponering tycks kunna leda till en neutrofilpräglad inflammation utan några signifikanta, varaktiga förändringar i lungfunktionen eller antioxidantnivåer.

1.2.2.4 Allergensvar

Den effekt av kontrollerad NO₂-exponering som tycks förekomma vid de lägsta halterna är en ökad känslighet för allergenexponering hos allergiska astmatiker.

En förstärkt reaktion på allergenexponering som följt efter exponering för kvävedioxid har konstaterats vid exponering för 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 1 timme (Tunnicliffe, 1994), och även efter cirka 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 30 minuter (Strand, 1997). Upprepade dagar med exponering för cirka 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 15 minuter gav också en förstärkt reaktion på allergen (Strand, 1998).

1.2.2.5 Sammanfattning

Kontrollerade exponeringsstudier med känsliga personer som astmatiker och patienter med KOL tyder på att kortvariga exponeringar på ned till 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, möjligen ännu lägre enligt någon studie, kan leda till en försämring av vissa personer, åtminstone vid efterföljande exponering för allergen. En svensk studie med astmatiker som exponerades i en vägtunnel gav liknande resultat som korrelerat med kvävedioxidnivåerna, men studien avser inte

kvävedioxid i sig, utan en komplex avgasblandning med höga halter av avgaspartiklar och vägdamm.

1.2.3 Resultat från studier av gasanvändning i hemmet

Eftersom halten av kvävedioxid i utomhusluft har varit så korrelerad med andra föroreningar, ofta avgaskomponenter som sot och CO, i några fall ozon, har man vid bedömningar av kvävedioxidens effekter lyft fram studier med kvävedioxid från gasspisar, vilka ofta gällt barn. Man kan ha två invändningar mot att övervärdera betydelsen av dessa studier vid diskussioner om effekter av kvävedioxid i sig vid förekommande omgivningshalter. Dels har studierna av gasspisanvändning oftast angivit ett medelvärde över dygnveckor, medan den kritiska faktorn kan vara korta perioder med mycket högre exponering. Detta har påpekats sedan det visat sig att gasspisanvändning i sig visat sig öka risken för luftvägsbesvär hos barn även efter korrigering för kvävedioxidhalten (Garret et al, 1998).

Den andra invändningen är att det har blivit uppenbart att gasförbränningen genererar höga koncentrationer av andra föroreningar än kväveoxider, vilka inte tidigare har beaktats vid studiernas tolkning, t.ex. ultrafina partiklar (Wallace et al, 2001; Dennekamp et al 2001).

I tillägg till dessa två reservationer kan konstateras att resultaten beträffande gasspisexponering inte varit särskilt samstämmiga. En meta-analys baserad på 11 studier konstaterade att relativa risken för problem i de nedre luftvägarna vid en exponering motsvarande i genomsnitt 30 µg/m³ förhöjning av halten av NO₂ varierade mellan 0.63 och 1.53 med det sammanvägda värdet 1.18 (95 % CI = 1.1 to 1.3) (Hasselblad, 1992). Andra metaanalyser har konstaterat svagare belägg, och flera senare studier har inte givit nämnvärt stöd för någon effekt av gasanvändning, t.ex. den stora barnallergistudien ISAAC med ett större underlag än ovan nämnda meta-analys (Burr et al, 1999). Vuxenstudien om luftvägsproblem i Europa, ECRHS, fann dock relaterat till gasspisanvändning en ökad risk för pip i bröstet, men bara hos kvinnor (ECRSH, 1998).

1.2.4 Resultat från djurförsök

Det föreligger stora svårigheter att överföra resultat om effektgivande koncentrationer i djurförsök till bedömningar av exponerings-responssamband hos människa. För långtidsexponering finns dock naturligen inga humanförsök. Djurförsök med långtidsexponering för betydligt högre halter än i omgivningsluft, vanligtvis med 800-1000 µg/m³ som lägsta nivå, har visat på förändringar av lungmetabolism och struktur och ökad infektionskänslighet.

1.3 Indirekta hälsoeffekter

1.3.1 Hälsoeffekter via bildning av ozon

Ozon har liksom partikelhalten väldokumenterade korttidssamband med sjuklighet och dagligt antal dödsfall, utan att någon tydlig tröskelnivå kunnat anges (WHO, 2003). Sambanden har i vissa studier enbart konstaterats för sommaren eller sommarhalvåret, men det kan bero på en stark negativ korrelation till förbränningsföroreningar under vintern. Linjära eller nästan linjära samband redan från låga halter betyder att det stora antalet dygn med måttliga halter utgör en större belastning ur hälsosynpunkt än ett fåtal dygn med mycket höga halter.

I det europeiska projektet APHEA med resultat från sju städer (Aten, Barcelona, Paris, London, Basel, Amsterdam och Zurich) var den sammanvägda ozoneffekten på det dygnsvisa antalet dödsfall cirka 0,6 % (95 % K= 0,20 - 0,95 %) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ökning av maximala 1-timmesmedelvärdet (Touloumi et al, 1997) oberoende av kvävedioxidhalten, och påverkas i liten grad av samtidig inkludering av sothalten i analysen.

En undersökning av 20 amerikanska städer fann för sommaren en sammanvägd effekt på ungefär 0.4 % ökad daglig dödlighet per 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ökad halt (Samet et al, 2000). I denna studie hade ozon sammantaget ingen korrelation till kvävedioxid.

I en litteraturöversikt gällande studier från 90-talet fann författarna för studier med adekvat kontroll för väder en sammanvägd dödlighetseffekt på cirka 0.28 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ökning av dygnets maximala 1-timmesmedelvärde (Thurston & Ito, 1999). Vid omräkning av exponering-responssamband för studier som använt dygnets maximala 8-timmarsmedelvärde, antogs detta vara 75 % av maximalt 1-timmesmedelvärde. Ett likartat resultat, cirka 0,26 %, rapporteras från en senare metaanalys av 25 studier publicerade 1985 – 2000 (Stieb et al, 2002).

En brittisk expertkommitte (COMEAP, 1998), bedömde utifrån litteraturen att ökningen av dödligheten är 0,6 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ökning av maximala 8-timmarsmedelvärdet av ozon.

En sammanvägning av europeiska studier gällande korttidseffekter av ozon som publicerats 1996-2003, genomförd i samband med en litteraturgenomgång för WHO (WHO, 2004b) fann i relation till dygnets maximala 8-timmarsmedelvärde en ökning av dagligt antal dödsfall (exklusive våldsam död) på 0,4 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 % KI = 0,2-0,5 %). Man konstaterade att även om olika tidsfördröjning (0-flera dygn), årstid och ozonmedelvärden (dygnets, max 8-timmars eller max 1-timmessvärden) har använts i studierna, så rapporteras säkerställda samband med en ökning av antalet dödsfall med 0,2 - 0,6 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dos-responskurvorna för ozon och daglig dödlighet är vanligen inte studerade i detalj i enskilda studier, men linjära samband har i de allra flesta fall antagits. I några studier diskute-

ras indikationer på tröskeleffekter, i en studie från Montreal noteras en kraftigare riskökning över dygnsmedelvärdet på cirka $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och i Rotterdam över $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i Hong-Kong en viss ökning från cirka $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (som max 8-timmarsmedelvärde) och motsvarande vid en något högre nivå i Korea (WHO, 2004a).

Inom den europeiska studien APHEA2 har sambandet mellan ozon och dagligt antal dödsfall analyserats för 22 städer, varav Stockholm är en. Resultaten har ännu bara publicerats som konferensabstract (Gryparis A, Forsberg B, Touloumi G and Katsouyanni K, Airnet, London, 11-12 december 2002) och i projektrapporten till EU. Ozoneffekten i APHEA2 skattas lägre vid en samtidig analys med kvävedioxid men högre med kolmonoxid. Med alla tre föroreningarna samtidigt i analysen skattas ozoneffekten ungefär som med ozon som enda förorening.

Det finns ett stort antal studier av ozonhalt och dagligt antal sjukhusinläggningar för olika grupperingar av eller samtliga sjukdomar i andningsorganen. I det europeiska APHEA-projektet studerades fem städer, för vilka sammantaget konstaterades en ökning av inläggningar bland äldre personer (65+) på cirka 0,8 % per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ökning av maximala 1-timmesmedelvärdet (Spix et al, 1998).

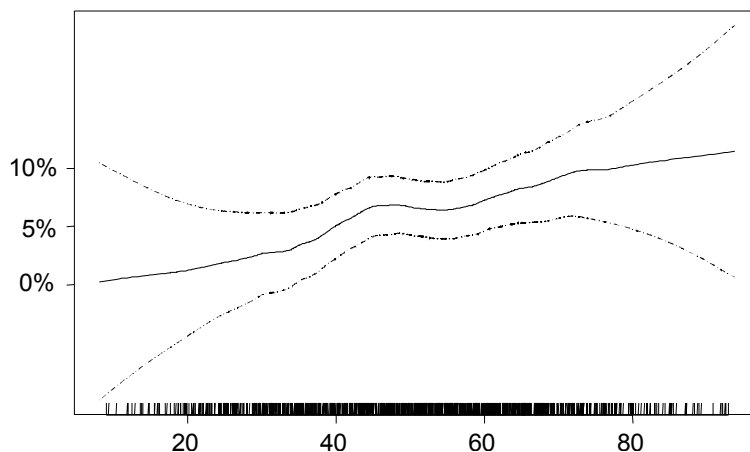
Thurston och Ito (1999) gjorde en sammanvägning av inläggningsstudier med olika ozonmått (som omräknades till maximala 1-timmesmedelvärdet) och fann en ökning av antalet inläggningar för de dominerande diagnosgrupperna gällande andningsorganen på ungefär 0,9 % per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ökning av maximala 1-timmesmedelvärdet.

En sammanvägning av studier gällande korttidseffekter av ozon som publicerats 1996-2001, genomförd i samband med en litteraturgenomgång som underlag för en WHO-rapport (WHO, 2003), fann en linjär ökning av dagligt antal sjukhusinläggningar för andningsorganens sjukdomar på 0,7 % per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ökning av maximala 8-timmarsmedelvärdet av ozon, (95 % KI = 0,3-1,0 %). Samma värde föreslogs 1998 i en rapport från en brittisk expertgrupp (COMEAP, 1998).

Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen har nyligen analyserats sambanden mellan korttidshalter av luftföroreningar, inklusive ozon, och antalet akuta sjukhusinläggningar för andningsorganens sjukdomar i Stockholm, Göteborg, Malmö och Helsingborg (Forsberg & Segerstedt, 2003). Studien belyser effekten av medelvärdet av de två senaste dygnens maximala 8-timmarsmedelvärde, med samtidig kontroll för kvävedioxid och partiklar. Sammantaget var effekten stark, cirka 1,8 % per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Analyserna har också omfattat studier av dos-responskurvornas form som mjuk funktion, vilka inte tyder på någon uttalad tröskeleffekt.

Dos-responskurvan för akuta sjukhusinläggningar för andningsorganens sjukdomar i Stockholm redovisas i Figur 1.1. Av figuren framgår att modellantagandet om ett linjärt beroende redan från låga halter inte motsägs av empiriska data. Resultaten tyder heller inte

på att riskökningen per haltökning tilltar med ökande halt, möjligen omvänt ökar risken något mindre brant av haltökningar i nivåerna över cirka $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 1.1 "Mjuk" exponerings-responskurva (med 95 % konfidensintervall) som visar procentuella ökningen av antalet akuta inläggningar för andningsorganen i StorStockholm i förhållande till medelvärdet av maximalt 8-timmarsvärde av ozon de två senaste dygnet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ på x-axeln).

Beträffande långtidseffekter av ozon i förekommande omgivningshalter är ännu kunskaperna bristfälliga (WHO, 2003). Det finns några studier som talar för långtidseffekter av ozon, bl. a. en studie i Kalifornien, vilken tyder på en ökad risk att utveckla astma vid hög ozonexponering. Från samma område finns också undersökningar som funnit ett samband mellan långtidsexponeringen för ozon och barn- och studenters lungfunktion. Ofta förekommer dock höga halter av ozon och sekundära partiklar (t ex sulfat) i samma områden, och eventuella långtidseffekter av just ozon blir svåra att urskilja.

1.3.2 Hälsoeffekter via bildning av nitratföreningar

Kvävedioxid kan medverka till uppkomst av nitratföreningar såsom ammoniumnitrat. Den sekundära partikelaerosolen består av sulfat- och nitratföreningar i varierande hög grad beroende på utsläppen och atmosfärskemin. I USA utgörs en särskilt hög andel av sekundära partikelaerosoler av nitrat i södra Kalifornien (8-15 % av $\text{PM}_{2.5}$), medan andelen av sulfat (11-33 %) är lägre än i andra delar av USA (US EPA, 2002). Skillnaderna i den sekundära aerosolen ger vissa möjligheter att indirekt studera om relationen mellan de olika komponenterna har betydelse för hälsoeffekterna. Korttidseffekten av partikelhalten (PM_{10}) på dagligt antal dödsfall har i en reanalys av den stora amerikanska studien NMMAPS jämförts mellan olika 7 regioner i USA (HEI, 2003). Analysen visade att korttidseffekten av PM_{10} var högre i södra Kalifornien än totalt för hela USA. Starkast var dock partikeleffekterna i nordöstra USA där andelen sulfat är högst.

Det finns få epidemiologiska analyser som direkt jämfört sambandet mellan dagligt antal dödsfall och partikulärt nitrat respektive andra partikelkomponenter eller indikatorer. Fairley har beskrivit sambanden i Santa Clara County i Kalifornien, först 1999 och senare i en reanalys i allt väsentligt bekräftat dem (HEI, 2003). Studien baseras på perioden 1989-1996. Av partikelindikatorerna PM_{10} , $PM_{2.5}$, CoH (coefficient of haze, närmast liknande "sot"), sulfat och nitrat, visade $PM_{2.5}$ och nitrat de tydligaste sambanden till dödligheten, vilka kvarstod signifikanta vid samtidigt beaktande av övriga föroreningar.

I en studie av luftföroreningar och dagligt antal dödsfall i Nederländerna har Hoek et al först 2000 och senare i en reanalys (HEI, 2003) redovisat i princip samma resultat. Med partikelindikatorerna PM_{10} , black smoke (sot), nitrat och sulfat samt gasformiga föroreningar (NO_2 , SO_2 , CO och O_3), konstaterades att nitrat hade ett signifikant samband till mortaliteten. I analyser med två partikelmått simultant, nitrat och sot respektive PM_{10} bestod nitrat som signifikant medan de två andra tappade signifikansen.

Generellt bedöms för masskoncentrationen av partiklar (PM_{10} respektive $PM_{2.5}$) exponerings-responssambanden för korttidseffekter vara tämligen linjära inom de typiska haltområdena, och även det mer begränsade underlaget kring långtidseffekter tyder inte på någon tröskeleffekt (WHO, 2003). Epidemiologiska studier ger inget stöd för att anta något annat beträffande nitratpartiklar. Däremot talar inte tämligen omfattande experimentella studier på djur och människa för att nitrat i sig (ammoniumnitrat) har någon avgörande betydelse för partiklarnas toxicitet, och motsvarande slutsats kan från experimentella studier dras också för sulfat (RIVM, 2002).

Det nederländska partikeldokumentet innehåller bl.a. en omfattande litteraturgenomgång av experimentella studier på djur och humanförsök, vilka inte tyder på att nitrat (eller sulfat) och deras salter i sig i omgivningskoncentrationer skulle kunna förklara de effekter som ses i epidemiologiska studier.

Eftersom epidemiologiska studier av omgivningsluft med partikelföroreningen indikerad av sulfat och/eller nitrat har funnit effekter på bl.a. mortalitet, kan effekterna av dessa partiklar möjligen bero på andra komponenter som ingår i mindre mängd, t.ex. vissa metaller och organiska ämnen på eller i partiklarna. Innan de specifika komponenternas betydelse är bättre känd, kan man inte ta för givet att hälsoriskerna relaterade till partikelhalten som exempelvis PM_{10} minskar proportionellt med minskad massa av sekundära komponenter som nitrat. Å andra sidan har exponerings-responssambanden i studier av korttidseffekter nästan uteslutande beskrivits som linjära även om partikelmassan till stor del består av sulfat- och nitratpartiklar. Det kan också konstateras att effekterna (exponerings-responskoefficienterna) för nitrat (och sulfat) ofta varit höga per massenhet, exempelvis för nitrat i studien av daglig dödlighet från Nederländerna.

1.4 Trafikrelaterade partiklar och samband till kvävedioxid

1.4.1 Partikelmassa

Beträffande masskoncentrationen av partiklar (PM₁₀ respektive PM_{2.5}) bedöms exponerings-responssambanden för korttidseffekter tämligen linjära inom de typiska haltområdena, och ej heller det mer begränsade underlaget kring långtidseffekter tyder på att någon tröskeleffekt existerar på populationsnivå (WHO, 2003, WHO 2004a). Kunskaperna om partikelsammansättningens betydelse för hälsoeffekterna är ännu bristfälliga och delvis motsägelsefulla. Experimentella studier på djur och människa talar inte för att nitrat (ammoniumnitrat) har någon avgörande betydelse för partiklarnas toxicitet. Motsvarande har i experimentella studier konstaterats beträffande sulfat. Epidemiologiska studier av omgivningsluft där en betydande del av partikelmassan består av sulfat och/eller nitrat har dock funnit effekter på morbiditet och mortalitet, vilka möjligen förklaras främst av andra komponenter på eller i partiklarna, t ex vissa metaller och organiska ämnen. Det är därför inte självklart att hälsoriskerna relaterade till partiklar minskar proportionellt med minskad massa av sekundära komponenter som nitrat.

Vissa studier av partikelmassa tyder på att partiklar relaterade till fordonsavgaser leder till starkare effekt på dödligheten. Detta indikeras bl a av elementanalys av partiklar från en amerikansk studie av sex städer (Laden et al, 2000), och att effekten av PM₁₀ ökar med stigande årsmedelvärde av kvävedioxid i europeiska multicenterstudien APHEA2 (Katsouyanni et al, 2001). Detta har tolkats som att höga avgashalter ger mer toxiska partiklar. Något liknande mönster för partikelhaltens effekt kopplat till kvävedioxidhalten sågs emellertid inte i den stora amerikanska studien NMMAPS. Däremot visade en studie i Amsterdam att partikelhaltens korttidseffekt på dödligheten var högre för befolkningen längs livligt trafikerade gator (Roemer & van Wijnen, 2001).

Humanförsök med avgaspartiklar har skett med kort exponering för betydligt högre halter av avgaser än vad som är vanligt i Sverige, t ex 300 µg/m³ av avgaspartiklar. Dessa studier ger inget underlag beträffande tröskeleffekter eller dos-responssamband, men bekräftar att dieselavgaser kan ge inflammation, ökad luftvägskänslighet (t ex för allergen) och möjligen öka risken för allergiutveckling.

1.4.2 Antal ultrafina partiklar

Även om det ännu finns tämligen få epidemiologiska studier publicerade med mätningar av ultrafina partiklar (s k nanopartiklar med en diameter mindre än 0,1 µm), så ägnas stort intresse åt denna föroreningstyp när numera hälsoeffekter av låga kvävedioxidhalter inte bedöms som särskilt troliga (WHO, 2003; WHO, 2004a). Antalet ultrafina partiklar har (liksom sot, elementärt kol och organiskt kol) en hög korrelation till NO_x, NO₂ och trafik-

flöde, däremot inte alltid till partikelmassan ($PM_{2.5}$ eller PM_{10}) särskilt när sekundära partiklar och resuspension är av betydelse.

I en tysk panelstudie med astmatiker fann man starkare effekter av ultrafina partiklar än partikelmassa (Peters et al, 1997). Samma förhållande sågs i en liknande studie från Helsingfors (Penttinen et al, 2001). Flera andra studier från Finland och Tyskland har dock inte funnit att partikelmassa respektive partikelantal skiljer sig nämnvärt beträffande graden av samband till luftvägseffekter, och en brittisk studie av patienter med kroniskt obstruktiv lungsjukdom fann tvärtom en starkare påverkan av PM_{10} än antalet ultrafina partiklar (Osunsanya et al, 2001).

1.4.3 Kvävedioxid som avgasindikator

Det finns ett stort antal tidsseriestudier och prevalensstudier som använt kvävedioxidhalten som exponeringsinformation, och många av dessa har sett kvävedioxid som en avgasindikator. Därtill finns även många studier som använt närhet till trafik, trafikflöde eller modellberäknad avgashalt som exponeringsdata. En metaanalys av 32 tidsseriestudier fann en sammanvägd ökning av det dagliga antalet dödsfall med 2,8 % per $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ av kvävedioxidhalten (Stieb et al, 2002). När man enbart betraktar de 15 studier som redovisat effekten av kvävedioxidhalten med samtidig kontroll för partikelhalten blir den sammanvägda effekten av kvävedioxid bara en tredjedel så kraftig och inte längre statistiskt signifikant.

Prevalensstudier har funnit samband mellan föroreningshalten mätt som kvävedioxid över en längre tid och andelen med luftvägsproblem som bronkit och hosta, även vid låga halter och såväl hos barn (Braun-Fahrlander et al, 1997; Shima et al, 2000) som hos vuxna (Forsberg et al, 1997; Zemp 1999). Någon metaanalys finns inte då studierna är tämligen heterogena till sin upplägning.

I ett par amerikanska analyser har man funnit ett samband mellan långtidsmedelvärdet av bl a kvävedioxid (och korrelerade ämnen) och lungfunktionen (Gauderman et al, 2002), och liknande fynd har konstaterats i en tvärsnittsstudie i Schweiz.

2 Miljöeffekter av kväveoxider

2.1 Regionala miljöeffekter

Luftföroreningar är orsaken till många negativa effekter på miljön. Luftföroreningarna påverkar den biologiska mångfalden. Träd och jordbruksgrödor skadas av luftföroreningar och nedbrytningen av olika material påskyndas. Enskilda arters känslighet för luftföroreningar och försurning varierar. Till de känsligaste grupperna hör vissa växter, fiskar, lavar, mossor, vissa svampar och vattenlevande smådjur.

De luftföroreningar som har störst negativa effekter på miljön är marknära ozon, kväveoxider, svaveldioxid, partiklar och organiska miljögifter. Den påverkan på vegetationen som luftföroreningarna orsakar kan antingen vara en direkt påverkan genom gaser t.ex. marknära ozon eller en indirekt påverkan genom t.ex. försurning (i vatten eller i mark), förändrad konkurrenskraft, näringsobalans eller nedsatt motståndskraft mot frost eller skadegörare. Ozon är även en växthusgas som därigenom bidrar till växthuseffekten. I samtliga fall gäller att det är den sammanlagda effekten av olika stressfaktorer som avgör om en organism tar skada eller inte. En given dos av en förorening eller en viss klimatförändring kan ge mycket olika effekt. Luftföroreningarnas roll kompliceras ytterligare av att de sinsemellan både kan förstärka och försvaga varandras effekter.

I Sverige är det de regionala föroreningarna som för närvarande uppskattas ge de största negativa effekterna på växtligheten. Det är inte bara de primärt emitterade föroreningarna som är av betydelse utan framförallt är det produkterna som uppstår genom atmosfärskemisk omvandling t.ex. fotokemiska oxidanter, främst marknära ozon (Pleijel, 1999).

2.1.1 Effekter via bildning av marknära ozon

Ozon bildas i lufthavet av kväveoxider (NO_x) och lättflyktiga organiska ämnen (VOC), under inverkan av solljus. Ozon är en giftig gas, som verkar starkt oxiderande. Ozonbildningen sker i troposfären (från markytan upp till ca 10 km höjd). Ozonbildningen karakteriseras av att de kemiska reaktionerna mellan primära luftföroreningar tar en viss tid och att de styrs av solljus, haltförändringar, meteorologi m.m. Detta innebär att höga ozonhalter kan uppträda långt från källan. Kväveoxider som släppts ut på en viss plats kan verka ozonbildande på tiotals eller hundratals mils avstånd från källan. De har då blandats med emissioner från många andra källor. Trots att ozon är mycket reaktivt och relativt snabbt bryts ned kan även färdigbildat ozon transporteras långa sträckor i luften. Detta gör att ozonproblemet främst inte är ett lokalt miljöproblem utan ett regionalt eller till och med globalt miljöproblem. Det finns dock undantag från detta. I utsläpp från trafik och förbrän-

ningsanläggningar domineras kväveoxiderna av kvävemoxid (NO). Halten ozon är oftast lägre i stadsmiljö och i trafiknära miljöer beroende på ozonets snabba reaktion med avgasernas kvävemoxid. (Rhodes & Holland, 1981). Ett på sitt sätt paradoxalt förhållande råder alltså genom att trafikens utsläpp samtidigt är den enskilt viktigaste källan till regional ozonbildning. De lokalt lägre ozonhalterna i starkt trafikerade miljöer leder till att ozoneffekterna där blir mindre, även om halterna av flera andra primära föroreningar från bilavgaserna förstås är högre i sådana miljöer. Ozondepositionen varierar även från kust till inland samt utifrån den lokala topografin där ozonhalterna är högst på lokala höjder (PORG, 1997; Karlsson et al., 2002). Ozon deponeras på olika ytor som det kommer i kontakt med, varav vegetationen utgör en stor del.

I Sverige är ozonhalten oftast högst under vår och sommar i samband med högtryck, särskilt i samband med intransport av förorenad luft från kontinenten. I samband med kraftiga ozonepisoder (perioder med kraftigt förhöjda ozonhalter) kan halter över 100 ppb ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) förekomma. Medelhalten av ozon i luften sommartid i Sverige brukar dagtid vara ca 20-50 ppb ($40\text{-}100 \mu\text{g}/\text{m}^3$), de lägre halterna i stadsluften (Naturvårdsverket, 2003a; Kindbom et al, 2001). Mätningar har visat att halterna av ozon i luften över Europa har ökat med i genomsnitt 2 % per år sedan 1950-talet. Bakgrundshalten i Europa är idag två till fyra gånger så hög som på 1950-talet (Elvingson, 2001). De gränsvärden som satts upp för att skydda vegetationen, som förmodligen inte överskreds annat än tillfälligt vid seklets början, överskrids idag regelbundet över nästan hela Europa. Ozonskador finns inte bara i Europa och Nordamerika utan även i Afrika, Asien och Latinamerika har skador orsakade av ozon rapporterats.

Ozon bidrar till flera olika miljöproblem. I marknära luftlager leder ozon till effekter på växter, djur, på människans hälsa och korrosion av material. Ozon skadar känsliga växter redan vid halter som inte är mycket högre än den naturliga, förindustriella nivån. Ozon tas i huvudsak upp genom växternas klyvöppningar och kan skada viktiga funktioner i cellerna (Kerstiens & Lenzian, 1989). Ozon kan förändra fettsyrorers kemiska egenskaper och därigenom kan deras funktion störas. Ozon kan också förändra proteiners kemiska struktur. Detta är allvarligt då olika proteiner har en nyckelroll i alla organismers uppbyggnad och ämnesomsättning.

Sverige har ett klimat som är gynnsamt för växtlighetens upptag av ozon. Orsakerna är dels våra ljusa sommarnätter som medför att upptaget av ozon kan pågå upp till 20 timmar per dygn, dels vårt relativt fuktiga klimat som medger att klyvöppningarna kan hållas öppna under lång tid. I Sverige och övriga Europa minskar produktionen av flera viktiga jordbruksgrödor såsom vete, potatis och vallväxter på grund av ozon. Det årliga skördebortfallet i Sverige hos vete, orsakat av ozon i omgivningsluften, har uppskattats till mellan 5 och 15 procent (Pleijel et al., 1997). Hos sädeslagen är den viktigaste effekten att bladens livslängd förkortas. Bladen åldras snabbare vid högre ozonhalter och därmed minskar den period under vilken kornen matas med kolhydrater från bladens fotosyntes, vilket leder till

lägre skörd. Vissa andra växter, däribland klöver, sallat, spenat och tobak får karakteristiska synliga skador på bladen i samband med ozonepisoder (Pihl Karlsson, 2003). Även skogsträd, t.ex. gran och björk, påverkas negativt av ozon. Experiment med unga träd visar att förekommande ozonhalter kan begränsa tillväxten (Karlsson et al, 2004). När det gäller vilda växter har försök visat både synliga skador och tillväxtminskning på ett flertal arter (Danielsson et al, 1999). Skillnaden i ozonkänslighet mellan arter kan orsaka förändrade konkurrensförhållanden samt i förlängningen ge upphov till en förändrad artsammansättning i växtsamhällen.

Ytterligare en negativ effekt av ozon är att påskynda nedbrytningen av vissa material, t.ex. gummi och plaster.

2.1.2 Försurning

Försurningen av mark och vattendrag orsakas av utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak. Svavel är viktigast, men även kväveföreningarna bidrar till försurningen. Svavel- och kväveoxiderna omvandlas i atmosfären till svavelsyra respektive salpetersyra. Förutom effekter på växtlighet, mark och vatten kan kväveoxider orsaka skador på material som plaster, textilier, metaller och sten i t.ex. kulturbyggnader och fornminnen.

Känsligheten för surt nedfall varierar. När nedfallet är större än vad marken förmår att neutralisera uppstår förr eller senare försurningsskador. Försurande ämnen kan verka indirekt genom att minska tillgången på näring i naturen. Luftföroreningar kan även verka gödande. Då kväve är ett näringsämne som växterna behöver för sin tillväxt kan det därigenom vara begränsande. Nedfall av kväve har därför bl.a. en gödslande effekt på grödor och skog. Nedfall i stora mängder kan även ge övergödning, se nästa kapitel. Kvävenedfallet försämrar konkurrensvillkoren för många arter, men förbättrar dem för somliga (Bertills & Lövblad, 2002). I den mån deponerat kväve från kväveoxid- och ammoniakutsläpp inte tas upp av vegetation och mark bidrar det, tillsammans med svavelföroreningar, till mark- och vattenförsurningen.

I början på 1980-talet enades försurningsforskarna om att det går att fastställa nivåer för hur stort försurande nedfall olika ekosystem kan tåla (Bertills & Lövblad, 2002). De definerade begreppen kritisk belastning och kritiska belastningsgränser, vilket sedan haft en avgörande betydelse för luftvårdsarbetet i Europa. Begreppet fick genomslag i den allmänna miljödebatten under beteckningen "vad naturen tål".

Försurningen av mark men främst av sjöar och vattendrag, orsakas främst av svavelnedfall. Den kritiska belastningen för försurning av svensk skogsmark varierar inom intervallet 100-1000 ekv/ha och år. I ett europeiskt perspektiv är detta låga värden. Medianvärdet för alla provpunkter är ca 500 ekv/ha och år, vilket motsvarar den försurande verkan av 8 kg svavel per hektar och år. Relativt hög kritisk belastning finns utefter delar av Västkusten

och lokalt inom områden med kalkstensberggrund. Låga värden finns i områden med tunna jordar som moränfattiga kustområden eller med svag mineralogi, t ex norra Dalarna och södra Jämtland.

En del av det sura nedfallet kommer med nederbörden (s.k. våtdeposition). Den långvarigt sura nederbörden har under senare år orsakat förhöjda halter av aluminium och vissa tungmetaller i grundvattnet i sydvästra delarna av Sverige. Det sura nedfallet kommer också som torrdeposition, ett torrt nedfall av försurande ämnen i gas- eller partikelform. I barrskog kan t.ex. torrdepositionen vara större än våtdepositionen då barr och grenar samlar upp betydande mängder sura partiklar och gaser.

Den samlade våt- och torrdepositionen leder till såväl mark- som vattenförsurning, liksom till korrosionsskador på olika material. Svaveldioxid och kväveoxider omvandlas till starka syror och angriper såväl nya som gamla byggnader, broar, statyer, hållristningar m.m. Särskilt drabbade är föremål och konstruktioner av lättvittrade material, som t.ex. kalksten och sandsten men även oskyddade metallkonstruktioner skadas. Uppgrävt material av ben, järn och brons kan även skadas allvarligt när marken försuras. Mark- och vattenförsurningen är särskilt omfattande i norra och nordvästra Europa, vilket inkluderar stora delar av Sverige. Detta beror på att i merparten av området är jordarna uppbyggda av svårvittrade mineral från det skandinaviska urberget med dålig buffertkapacitet.

2.1.2.1 Markförsurning

Markförsurningen utarmar markens förråd av mineralnäringsämnen vilket på sikt hotar skogens virkesproduktion. Kraftig markförsurning har tillsammans med bl.a. ozon, torka, parasiter nämnts som tänkbara orsaker till skogsskador, främst kronutglesning hos barrträd. Dessutom sker en utlösning av metaller, som kan skada såväl nedbrytningsorganismer i marken som fåglar och däggdjur högre upp i näringskedjorna, inklusive människan.

Markens pH-värde har i allmänhet sjunkit med 0,3-1,0 enheter i landets sydligare delar sedan några decennier tillbaka. Endast i de inre delarna av Norrland tycks marken nästan helt ha undgått att påverkas av det sura nedfallet. Särskilt stora pH-förändringar har uppmätts i skogsmark i sydvästra Sverige, men även i Mellansverige, Sydnorge samt delar av Tyskland har markförsurningen nått långt.

Den kraftiga markförsurningen i Sydsverige har medfört påtagliga förändringar av bl. a. svampfloras artsammansättning (Naturvårdsverket, 2003b). I samma område har också lav- och mossfloran blivit märkbart artfattigare, vilket dock beror mer på direktverkan av sur nederbörd än på att marken blivit surare.

Hittills är det framför allt svavelnedfallet som har bidragit till markförsurningen. Risker finns dock att kvävenedfallet i framtiden får ökad försurande verkan eftersom vegetatio-

nens kväveupptagningsförmåga börjar överskridas. Markförsurning sker inte enbart via luftföroreningar, utan det sker även en naturlig markförsurning. Markförsurningen orsakas t.ex. av skogsbrukets virkesuttag samt ändrad markanvändning. I marken finns dock mekanismer som neutraliserar vätejoner och marken har flera betydelsefulla buffertsystem som inom vissa gränser kan motverka pH-förändringar.

2.1.2.2 Vattenförsurning

Genom att marken kan neutralisera tillförd syra kan den delvis skydda närliggande vatten. Om marken försuras mister den en stor del av sin neutraliseringsförmåga. Eftersom marken gradvis har blivit surare sedan istiden har också sjöar och rinnande vatten genomgått en långsam, naturlig försurning. En ytterligare kraftig försurning av ett stort antal svenska sjöar och vattendrag har skett sedan början av 1900-talet genom mänsklig aktivitet. Den kraftigaste sjöförsurningen ägde rum under 1950- och 1960-talen, då svavelnedfallet ökade som mest. I slutet av 1970-talet hade ca 17 000 av Sveriges drygt 90 000 sjöar blivit så sura att endast försurningståliga växt- och djurarter kunde överleva där (Naturvårdsverket, 2003b).

Svenska och andra nordiska sjöar tillhör de ekosystem som varit styrande för åtgärder mot försurande utsläpp i Europa genom sin höga känslighet mot försurning, dvs de har mycket låga värden på kritisk belastning.

Medianvärdet för kritisk belastning ligger på cirka 550 ekv/ha och år vilket motsvarar drygt 8 kg svavel per hektar och år. Särskilt känsliga områden, där 5 % av sjöarna har en kritisk belastning lägre än 100 ekv/ha och år, återfinns i norra Sveriges fjälltrakter, delar av norra Norrlands inland, Jämtland, Dalarna, Örebro, Halland och Blekinge.

En generell följd av vattenförsurningen är att antalet växt- och djurarter i de drabbade vatten sjunker. Försurningskänsliga bottendjur såsom snäckor, musslor och kräftdjur börjar minska i antal redan vid pH-värden kring 6. Sjöar med pH-värden kring 4,5 kan vara helt fisktomma. Den främsta orsaken till skadorna tycks vara att försurningen medför ökade halter av aluminium i en för många arter giftig form. I försurade sjöar ser vattnet rent och klart ut (Elvingson, 2001). Detta beror bland annat på att humusämnen sjunkit till botten och att mängden plankton minskat. Några "döda" sjöar finns dock inte ens i de kraftigast försurade delarna av Sverige. I vatten där fiskfaunan slagits ut kan en del försurningståliga insekter fortfarande förekomma.

I syfte att återställa biologisk mångfald och möjligheter till fiske i försurade vatten sprids numera varje år ca 200 000 ton finmald kalksten i svenska sjöar och vattendrag eller i deras tillrinningsområden. Det svenska kalkningsprogrammet är det största i världen. Kalkningen måste dock upprepas med några års mellanrum. Kalkning har även satts in för att avhjälpa försurning av grundvattentäkter främst i Syd- och Västsverige. Ett alltför surt dricksvatten

utgör en hälsorisk, framför allt genom att syran kan lösa ut skadliga metaller från lednings-systemet.

2.1.3 Övergödning/eutrofiering

Övergödning (även kallad eutrofiering) orsakas av att näringsämnen, särskilt kväve och fosfor, frigörs eller tillförs mark eller vatten i alltför stor utsträckning. Kvävenedfallet är i första hand ett storskaligt problem där utsläpp i ett land ofta ger effekter i ett annat. Långväga transporterat kväve faller ner från luften som torr- eller våtdeposition. Lokal övergödning kan orsakas av naturliga händelser, såsom skogsbrand eller stormfällning, men normalt ligger mänskliga aktiviteter bakom. Näringsläckage från kommunala avlopp, åkermark och djurhållning samt från förbränning (t.ex. uppvärmning och trafik) är exempel på viktiga källor.

Nedfallet av kväve från utsläpp av kväveoxider och ammoniak innebär ett tillskott av näring till många miljöer som normalt är kvävefattiga, t.ex. hedar och högmossar, med biologisk utarmning som följd (Bertills & Näsholm, 2000). För att direkteffekter på vegetation ska uppstå av ammoniak krävs mycket höga halter (Van der Eerden, 1982). Nedfallet av kväve är också ett problem i havet, där det orsakar algblomning i hav och sötvatten samt bottendöd. Kvävenedfallet leder även till en forcerad igenväxning av sjöar och vattendrag.

Ammoniak deponeras ofta närmare utsläppskällan än övriga kväveföreningar, eftersom ammoniak lätt tas upp av vegetationen och dessutom lätt tvättas ut med nederbörden. I anslutning till källområden med kraftiga utsläpp av ammoniak, främst högintensiva jordbruks- och djurhållningsområden, erhålles ofta en grön påväxt av alger på träd och byggnader som visar på den näringsrika miljön.

Kväve är ett mycket viktigt växtnäringsämne och i de flesta fall är tillväxten i ekosystemen starkt begränsad av kvävetillgången. Merparten av det kväve som tillförs genom nedfallet når marken där det snabbt tas upp och omsätts av växter och mikroorganismer. I måttliga mängder orsakar kvävenedfallet framför allt en högre biologisk aktivitet och ofta en högre tillväxt. Växternas och mikroorganismernas förmåga att absorbera kväve är dock inte obegränsad. Tillförsel av stora kvävemängder, genom gödsling eller deposition, leder till att den biologiska fastläggningen av kväve överskrids. I ett ekosystem där ett sådant kväveöverskott råder kan kväve lätt utlakas och förorena grund- och ytvatten.

Beräkningarna av kritisk belastning för övergödning av skogsmark baseras på en uppskattning av risken för framtida kväveläckage. Indirekt beaktas också risken för vegetationsförändringar. Den kritiska belastningen för skogsmark är vanligen 3-6 kg kväve per ha och år i Götaland, 3-5 kg i Svealand och mindre än 3 kg i Norrland. I dag överskrids den kritiska

belastningen för övergödning för ca 30 % av skogsmarksarealen. Överskridandet är högst i sydvästra Götaland (Naturvårdsverket, 2003c).

Kvävemängderna i mark ökar och på lång sikt finns risk för kvävemättnad och därmed en ökning av kväveläckaget till sjöar och vattendrag. Själva växterna skadas inte av kväve. Kvävet orsakar dock en rad förändringar i växternas biokemi samt i dess uppbyggnad (Bertills & Näsholm, 2000). Dessa förändringar kan i sin tur göra växter mer känsliga för t ex frost, torka eller angrepp av skadegörare.

Deposition av kväve förändrar florán, då kväveälskande arter breder ut sig på andra arters bekostnad (Bertills & Näsholm, 2000). I starkt kvävebegränsade barrskogar ger även små kvävedoser snabbt en tydlig effekt så att grästillsväxten gynnas på blåbärrisets bekostnad (Strengbom, 2002). I sådana skogar sker också en drastisk förändring av artsammansättningen av mykorrhizasvampar. Kvävedepositionen leder till minskad svamp och bärforekomst i skogen.

I många europeiska länder är kvävenedfallet betydligt större än i Sverige och i dessa länder är omfattande kväveläckage från skogsmark ett av de allvarligaste problemen. I Sverige har kvävenedfallet inte orsakat samma problem. De organismer som lever i våra skogar är anpassade till ett lågt kväveutbud och många kommer därför sannolikt att minska eller helt försvinna till följd av kvävenedfallet.

Om kvävenedfallet minskar går flertalet allvarliga negativa effekter hos högre växter, t.ex. träd, relativt snabbt tillbaka. Markvegetationen reagerar dock långsammare och arter som minskat kraftigt till följd av kvävenedfallet kan tänkas behöva lång tid för att återkolonisera.

2.2 Lokala miljöeffekter/direkteffekter av kväveoxider

Höga halter av svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak kan liksom en del andra gasformiga luftföroreningar direkt skada växter. Denna typ av direkta skador är till stor del av en annan karaktär än skador som sker indirekt genom att deponerade luftföroreningar ger upphov till förändringar i mark och vatten och som i sin tur kan leda till näringsobalans eller toxiska effekter på växterna, t.ex. genom urlakning av baskatjoner och förhöjda aluminiumhalter. Den förorening som idag utgör det största hotet mot växtlighet är marknära ozon. Direkteffekter av kväveoxider och ammoniak kan dock även förekomma (Bertills & Lövblad, 2002).

När kvävedioxid, NO₂, kommer in i växten via klyvöppningarna beror dess skadeverknings på en rad modifierande faktorer. Försurning av cellvätskan och radikalbildning är viktiga processer i den stress som uppkommer. Tidigare ansågs endast NO₂ vara av betydelse för växtskador, men numera anses det klarlagt att även kvävemonoxid (NO) kan ha

negativa effekter på växter (Wellburn, 1990; Neighbour et al., 1990), i vissa fall vid lägre halter än NO₂.

Kväveoxider i måttliga halter (ca 30 µg/m³) bedöms leda till toxiska effekter främst om också andra luftföroreningar (ozon eller svaveldioxid) förekommer i relativt höga halter. Höga halter av kväveoxider och ammoniak är dock alltid skadliga för växterna, men var gränsen går mellan direkt skadlig och tillväxtstimulerande halt beror på vilken växt man studerar samt vilken kvävestatus växten har i den enskilda situationen. I svensk landsbygdsmiljö är vanligen halterna av NO₂ och NO så låga att de inte kan ge upphov till skadliga direkt effekter. I större tätorter och längs hårt trafikerade vägar är dock situationen annorlunda.

3 Regelverk avseende utsläpp och halter

3.1 Gällande och kommande avgaskrav

De mest långtgående emissionskraven i dag och framgent finns generellt i USA. Europa och Japan är två andra viktiga marknader med stränga emissionskrav. För att minska omfattningen av sammanställningen av emissionskraven koncentreras den på EU och USA. Även de krav som finns i delstaten Kalifornien berörs i det senare fallet då dessa krav anses vara de mest långtgående i världen. Beskrivningen av emissionskraven begränsas av utrymmesskäl till kommande, nu gällande och (som bakgrund) krav som infördes på tidigt 90-tal (lätta fordon) och i slutet av 80-talet (motorer till tunga fordon). Både i Sverige och i EU fanns emissionskrav även före nämnda tidsperioder. De allra första emissionskraven, som omfattade endast sluten vevhusventilation, infördes i USA så pass tidigt som på 60-talet.

Bland fordons- och motorkategorier kan man hävda att emissionskraven för personbilar är de mest långtgående kraven. Visserligen gäller det inte generellt för alla emissionskomponenter men utsagan är relevant för NO_x, som tillsammans med partikelemissionerna är de två emissionskomponenter som är av störst intresse i denna sammanställning.

3.1.1 Lätta fordon

3.1.1.1 Emissionskrav för lätta fordon i EU

Nu gällande emissionskrav för personbilar infördes i EU från och med år 2000. Dessa krav, som ofta brukar kallas Euro III, gäller för nya typgodkännanden sedan 2000-01-01 och för samtliga fordon sedan 2001-01-01. Samtidigt har också beslut tagits om en ytterligare skärpning av emissionskraven som infördes 2005/2006 (Euro IV). För lätta lastbilar och bussar infördes motsvarande krav (indelade i tre olika viktsklasser) ett år senare än de för personbilar. Emissionskraven för lätta fordon anges som massutsläpp per körd kilometer (g/km).

Först kan det vara av intresse att börja med en kort resumé. I slutet av 80-talet började emissionskraven i vissa enskilda länder skärpas i förhållande till de gränsvärden som gällt tidigare inom EU. Tidigast ut var Tyskland som 1986 införde krav enligt amerikansk modell, och Sverige följde efter för fordon av 1987 års modell med frivilliga krav som sedan blev obligatoriska från och med 1989. De äldre europeiska kraven förutsatte inte en användning av katalysator men de nya kraven kunde inte klaras utan katalysator med

bensindrivna bilar. Detta medförde i praktiken att katalysatorer infördes i alla nya bensindrivna fordon även om emissionskraven inte direkt stipulerade detta. Sedermera (omkring 1993) kom även oxiderande katalysatorer att börja införas på dieseldrivna bilar även om det vid den tidpunkten inte var absolut nödvändigt med katalysator för att klara emissionskraven.

Från och med hösten 1992 infördes de första ”riktiga” emissionskraven i EU (Euro I). Dessa krav använde en europeisk körcykel. Någon fullständig historik över kraven för alla kategorier av lätta fordon (dvs. även för fordon tyngre än personbilar) är inte nödvändigt att visa i detta sammanhang men en förteckning över EU direktiven för bensin och dieseldrivna personbilar visas i Tabell 1 som exempel.

Tabell 3.1 EU:s emissionsgränser för personbilar (från Euro I och framåt).

Direktiv	Bet. ^a	Tid ^b	Emissionskomponent och gräns (g/km)				
			CO	HC	NO _x	HC+NO _x	PM ^c
91/441/EEG	Euro I	6/92 1/93	2,72	---	---	0,97	0,14
94/12/EG, bensin	Euro II	1996-01	2,2	---	---	0,5	---
94/12/EG, diesel IDI ^d			1,0	---	---	0,7	0,08
94/12/EG, diesel DI ^e		1997-01	1,0	---	---	0,9	0,10
98/69/EG, rad A bensin ^f	Euro III	2000-01	2,3	0,20	0,15	---	---
98/69/EG, rad A diesel ^g		2001-01	0,64	---	0,50	0,56	0,05
98/69/EG, rad B bensin ^f	Euro IV	2005-01	1,0	0,10	0,08	---	---
98/69/EG, rad B diesel ^g		2006-01	0,50	---	0,25	0,30	0,025

Anmärkningar:

- ^a I denna kolumn har de lekmanamässiga beteckningarna listats (Euro I, II, osv.)
- ^b De två olika datum som anges i tabellen för införandetidpunkt avser att bestämmelsen införs stegvis. Det första datumet är för nya typgodkännanden (dvs. nya certifieringar) och det senare datumet är för alla nyregistrerade fordon.
- ^c PM: partikelemissioner. Partikelgränsvärdet gäller bara för dieseldrivna fordon.
- ^d IDI: indirekt insprutning, dvs. insprutning i förkammare (eller virvelkammare)
- ^e DI: direkt insprutning, dvs. insprutning direkt i cylindern (förbränningsrummet)
- ^f Direktivet 98/69/EG (2000/2001 resp. 2005/2006) baseras på den nya EU- körcykeln (NEDC), som använder en modifierad procedur vid start med kall motor (+20 – +30 °C). Därför är CO gränsvärdet (2,3 g/km) faktiskt strängare i 98/69/EG direktivet än gränsvärdet i 94/12/EG direktivet (2,2 g/km) som använde den äldre EU körcykeln (EDC). Eftersom även HC emissionerna är högre i NEDC körcykel blir den reduktion i HC+NO_x som kan beräknas med ledning av värdena i tabellen (från 0,50 till 0,45 g/km) mycket större än vad siffervärdena indikerar.
- ^g Dieselmotorer påverkas mindre av förändringen av startproceduren i den nya NEDC körcykeln än bensindrivna motorer. Därför är jämförelsen mellan äldre gränsvärden och nya gränsvärden mer relevant i detta fall än för bensindrivna bilar.

Direktiv som kompletterar de ovan visade kraven (för bensin och dieselolja) finns också för gasdrivna och alkoholdrivna lätta fordon. För tydlighetens skull skall också nämnas att

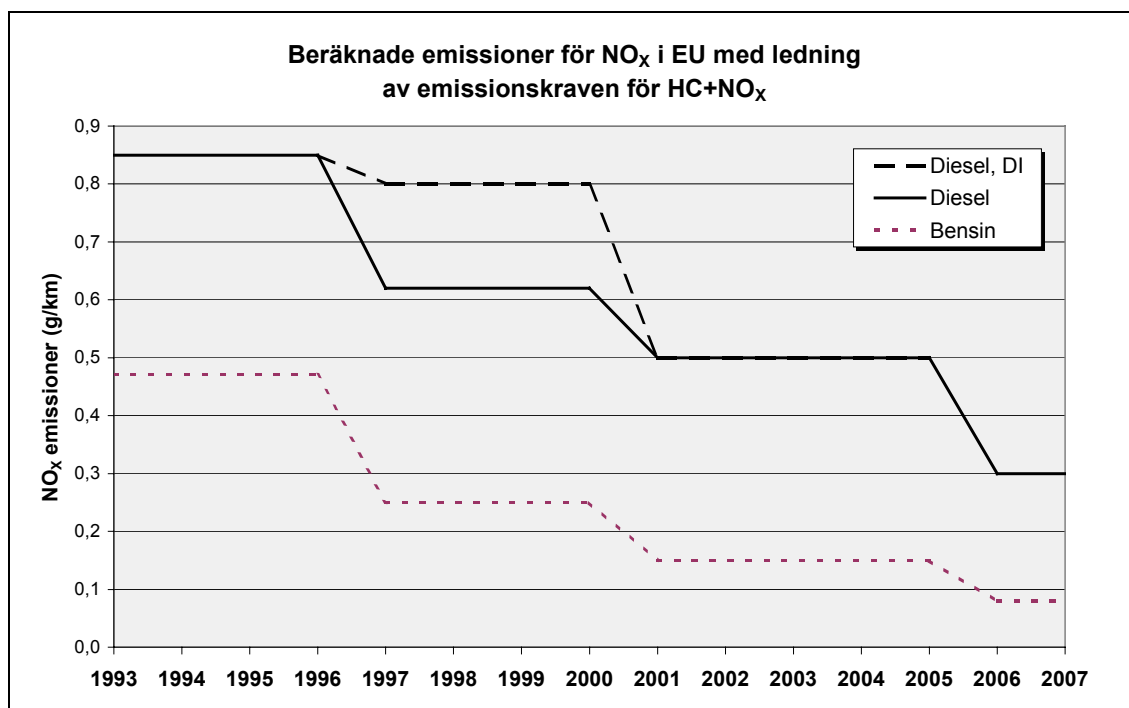
avgasdirektiven omfattar flera olika typer av tester – inte mindre än 7 olika specifika krav och testmetoder finns således i de nya direktiven. Tabellen ovan visar bara de krav som gäller för certifiering av nya fordon och för efterkontroll, dvs. för två av de 7 testerna. De övriga kraven är kallstartkrav vid -7°C (CO och HC), tomgångskrav för CO, krav på (dvs. eliminering av) emissioner av vevhusgaser, förångning (från tanken) och test av omborddiagnossystemet (OBD¹).

Den kanske viktigaste iakttagelsen angående nivåerna i Tabell 1 är att kraven är olika för bensen- respektive dieseldrivna bilar från och med Euro II. Kraven är hårdare för CO för dieslbilar, och i praktiken också för HC även om ingen gräns satts för denna emissionskomponent, men mildare för NO_x. Partikelkrav finns (ännu) bara för dieslbilar. Detta står i kontrast till USA och Kalifornien (se även nedan) där skärpta partikelkrav införs successivt för alla drivmedel under perioden 2004 till 2010 (nu gällande partikelkrav klaras lätt med bensenbilar).

Eftersom en grafisk framställning är mycket enklare att tolka än en tabell visas också emissionskraven grafiskt i nedanstående diagram. För att begränsa omfattningen av denna sammanställning visas bara diagram för NO_x och partikelemissioner. I Figur 3.1 visas kraven för NO_x emissionerna, och i Figur 3.2 visas kraven för partikelemissionerna. I och med att emissionskraven i vissa fall angetts som ett summavärde för HC och NO_x, kan inte nivån för dessa emissionskomponenter härledas direkt ur kravnivåerna. En enkel beräkning har gjorts för att uppskatta nivåerna av respektive emissionskomponent även om det bör tilläggas att beräkningen är enkel och inte uppfyller några större krav på exakthet.

Resultaten i Figur 3.1 visar tydligt skillnaden i kravnivån för NO_x för ottomotorer (bensen) och dieselmotorer. Det man kan notera är att kraven i Euro I var desamma för HC+NO_x men de båda motortyperna är olika i detta avseende på så sätt att nivån för båda dessa emissionskomponenter är tämligen lika i bensenmotorfallet medan NO_x är högre och HC är lägre i dieselmotorfallet. Från och med Euro II är differensen i NO_x för de båda motortyperna i absoluta tal ungefärligen konstant medan skillnaden i relativa tal blir större och större. Man kan i Figur 3.1 också notera skillnaden i Euro II kraven för dieselmotorer med direktinsprutning och motorer med indirekt insprutning.

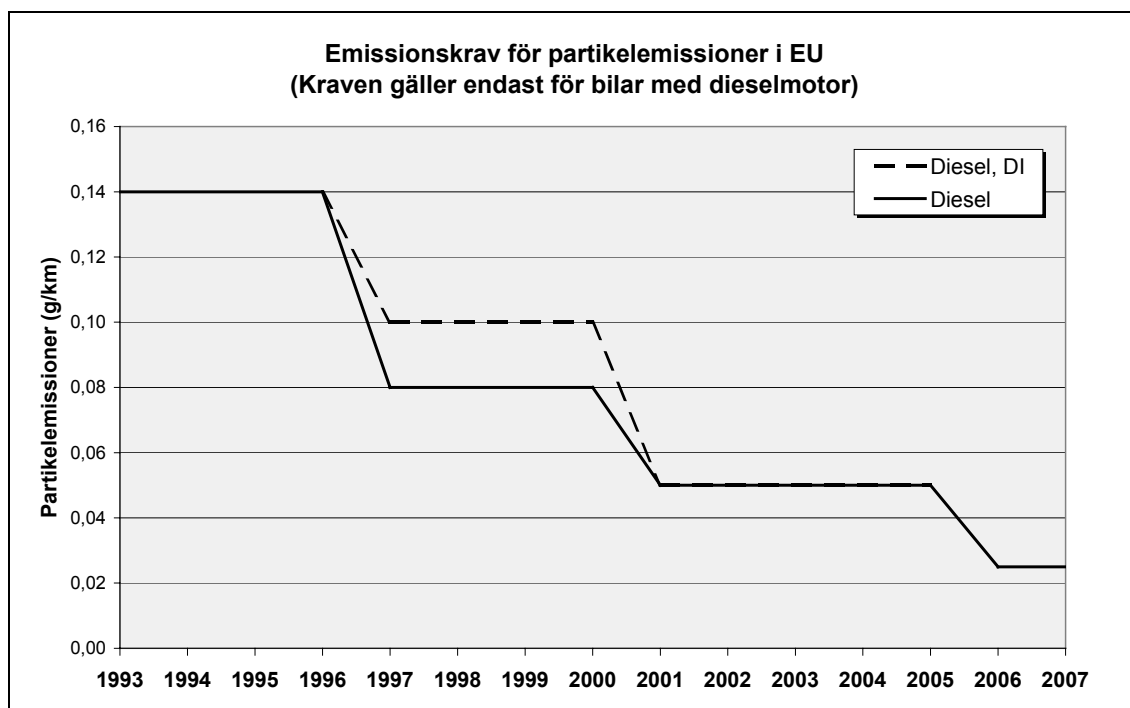
¹ On-Board Diagnostics



Figur 3.1 Emissionskrav i EU för NO_x emissioner från personbilar.

Partikelkrav finns som tidigare nämnts i EU bara för dieselmotorer i dag. I och med att krav på partikelemissioner inte fanns i de äldsta kraven i Europa är det något vanskligt att bedöma hur stor den relativa förbättringen varit men för perioden mellan mitten av 80-talet till 2005 rör det sig om en reduktion med ca en tiopotens. Partikelemissionerna kan sannolikt minskas med minst en tiopotens till, dvs. med mer än 99 %, med hjälp av partikelfilter.

Partikelemissionerna är normalt mycket låga för ottomotorer. Endast vid kallstart vid låg temperatur och vid hög motorbelastning genereras höga nivåer av partikelemissioner. Dessa driftsfall ingår emellertid inte i den körcykel som används i dag och följaktligen kan man konstatera att körcykeln inte är särskilt representativ i detta avseende. Nya bensindrivna motorer med direktinsprutning har visat sig ha högre partikelemissioner även vid mer ”normala” driftsfall (dvs. enligt dagens körcykel), vilket kanske kan föranleda att partikelkrav kommer att införas även på ottomotorer i framtiden på samma sätt som i USA och Kalifornien. Detta torde emellertid knappast kunna ske före slutet av decenniet.



Figur 3.2 Emissionskrav i EU för partikelemissioner.

3.1.1.2 Emissionskrav för lätta fordon i Kalifornien

Både federalt i USA och i delstaten Kalifornien finns mycket långtgående krav för lätta fordon som sträcker sig ända till 2010. Kalifornien är – med de speciella problem med luftkvaliteten som finns där – den enda delstat i USA som har rätt att ställa egna krav utöver de federala. Övriga delstater omfattas av de federala kraven eller också kan kaliforniska krav anammas. I denna rapport koncentreras sammanställningen på de kaliforniska kraven eftersom de i flera fall är strängare än de federala kraven.

Man kan börja med att nämna att emissionskraven i Kalifornien är mycket komplicerade till sin utformning. En kontroversiell punkt under hela 90-talet och fram till nu har varit kraven på en viss försäljning av nollemissionsfordon (tidigare i praktiken enbart elbilar). Kraven har modifierats och skjutits på framtiden i flera omgångar. Nu skulle en skärpning av det kravet ha trätt ikraft 2003 men detta har återigen skjutits på framtiden. Utan tvekan är detta en bidragande orsak till den kris som drabbat vissa elbilstillverkare (t.ex. Th!nk). Det kan vara värt att notera att den översikt som visas här av de kaliforniska emissionskraven inte är heltäckande. Bl.a. berörs inte kravet på elbilar överhuvudtaget.

I Tabell 3.2 visas kraven för lätta fordon i Kalifornien fram till utgången av 2003. Kraven har tidigare kallats "LEV²" men på senare år har benämningen LEV I införts för att särskilja från nästa steg. Det är viktigt att påpeka att kravnivåerna i tabellen har angetts i enheten g/engelsk mil i stället för att räkna om nivåerna till g/km. För varje storleksklass i tabellen finns 4 nivåer, Tier 1, TLEV, LEV och ULEV. När kraven först infördes på 90-talet fanns ett införandeschema för de olika "klasserna". Numera används i stället en årlig gräns för utsläpp av organiska föreningar förutom metan (NMOG, Non-Methane Organic Gases³). Detta gränsvärde sänks från år till år och tillverkarna kan fritt välja en sammansättning av den sålda fordonsflottan som uppfyller kraven. Genom skärpningen av kraven blev i praktiken Tier 1 en omöjlig nivå i slutet av 90-talet och detsamma har sedermera också skett med TLEV, vilket innebär att gränserna LEV och ULEV blev de enda som användes de senaste åren.

Det kan tilläggas att det i USA, utöver emissionskraven enligt den så kallade FTP-75 körcykeln, också finns emissionskrav för kallstart, vid användning av luftkonditionering och i landsvägskörning.

Det finns också liknande emissionskrav för medeltunga fordon (medium duty vehicles) med tjänstevikt mellan 3 750 och 14 000 pund (1 701 – 6 350 kg) men de kraven utelämnas här. Generellt tillåter dessa krav en högre emissionsnivå eftersom fordonen är tyngre.

² LEV: Low Emission Vehicle. Benämningen på programmet är något tvetydig eftersom det också finns en emissionsklass i programmet som kallas LEV.

³ För bensin- och dieseldrivna fordon motsvarar NMOG ungefär HC.

Tabell 3.2 Emissionsgränser för lätta fordon i Kalifornien enligt LEV I till och med 2003.

Kategori	50 000 Eng. mil (~80 000 km)/5 år					100 000 Eng. mil (~160 000 km)/10 år ^a				
	NMOG ^a	CO	NO _x	PM	HCHO	NMOG ^a	CO	NO _x	PM	HCHO
Personbilar										
Tier 1	0,25	3,4	0,4	0,08	-	0,31	4,2	0,6	-	-
TLEV	0,125	3,4	0,4	-	0,015	0,156	4,2	0,6	0,08	0,018
LEV	0,075	3,4	0,2	-	0,015	0,090	4,2	0,3	0,08	0,018
ULEV	0,040	1,7	0,2	-	0,008	0,055	2,1	0,3	0,04	0,011
LDT1, LVW <3 750 pund (<1 701 kg)										
Tier 1	0,25	3,4	0,4	0,08	-	0,31	4,2	0,6	-	-
TLEV	0,125	3,4	0,4	-	0,015	0,156	4,2	0,6	0,08	0,018
LEV	0,075	3,4	0,2	-	0,015	0,090	4,2	0,3	0,08	0,018
ULEV	0,040	1,7	0,2	-	0,008	0,055	2,1	0,3	0,04	0,011
LDT2, LVW >3 750 pund (>1 701 kg)										
Tier 1	0,32	4,4	0,7	0,08	-	0,40	5,5	0,97	-	-
TLEV	0,160	4,4	0,7	-	0,018	0,200	5,5	0,90	0,10	0,023
LEV	0,100	4,4	0,4	-	0,018	0,130	5,5	0,5	0,10	0,023
ULEV	0,050	2,2	0,4	-	0,009	0,070	2,8	0,5	0,05	0,013

Anmärkningar:^a NMHC för alla Tier 1 gränsvärden**Förklaringar:****LVW:** Loaded Vehicle Weight (curb weight + 300 lbs). Tjänstevikt inkl. förare och viss last.**LDT:** Light-Duty Truck, lätt lastbil**NMOG:** Non-Methane Organic Gases. Organiska gaser förutom metan**HCHO** – Formaldehyde, formaldehyd**Tier 1:** Tidigare ”baskrav” för emissioner**TLEV:** Transitional Low Emission Vehicle**LEV:** Low Emission Vehicle**ULEV:** Ultra-Low Emission Vehicle

Den 5 november 1998 togs beslut att från och med 2004 införa det så kallade LEV II programmet som innebär ännu hårdare avgaskrav i förhållande till LEV I. LEV II fasis in mellan 2004 och 2010. En viktig skillnad är att man i de nya bestämmelserna har samma krav för alla fordon upp till en totalvikt på 8 500 pund (3 856 kg). De tidigare nämnda klasserna LEV och ULEV finns kvar som beteckningar men med en skärpning av nivåerna och en ny klass, SULEV med ännu lägre emissionsnivåer har tillkommit.

I Tabell 3.3 visas kravnivåerna för LEV II programmet. Jämfört med de tidigare kraven enligt LEV I kan man notera kraftiga skärpningar av främst NO_x och partikelemissioner. *Dessa avgaskrav är de hårdaste i världen!* Liksom i LEV I programmet finns ett schema

för medelnivån för NMOG emissioner. Tillverkarna kan fritt välja att certifiera bilar enligt de olika klasserna förutsatt att man klarar medelvärdet för NMOG.

Det kan nämnas att emissionskrav vid lägre temperatur även finns i Kalifornien. Av utrymmesskäl visas inte dessa krav. Liksom för EU:s kallstartkrav kan man säga att kravnivåerna är så ”generöst” satta att den teknik som krävs för att klara dem egentligen inte löser kallstartsproblematiken.

Tabell 3.3 Kaliforniens LEV II gränsvärden för personbilar och lätta lastbilar och bussar < 8 500 pund (g/Eng. mil).

Kategori	50 000 Eng. mil (~80 000 km)/5 år					100 000 Eng. mil (~160 000 km)/11 år				
	NMOG	CO	NO _x	PM	HCHO	NMOG	CO	NO _x	PM	HCHO
LEV	0,075	3,4	0,05	-	0,015	0,090	4,2	0,07	0,01	0,018
ULEV	0,040	1,7	0,05	-	0,008	0,055	2,1	0,07	0,01	0,011
SULEV	-	-	-	-	-	0,010	1,0	0,02	0,01	0,004

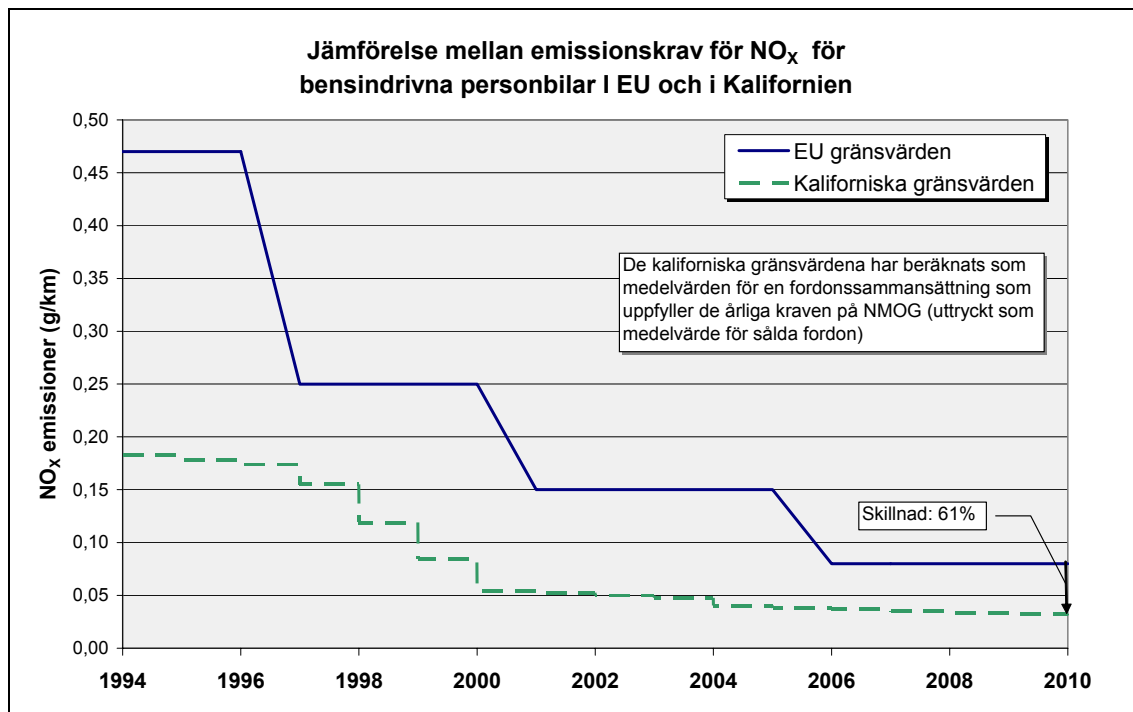
Kravnivåerna i Tabell 3.3 har även motsvarigheter i de federala kraven som börjar fasa in från och med 2004. I de kommande federala kraven finns 8 olika permanenta klasser (Bin 1-8) och två temporära (Bin 9-10). Bin 1 är nollemissionsfordon och Bin 10 har de högsta emissionerna.

3.1.1.3 Jämförelser mellan emissionskrav för lätta fordon i EU och Kalifornien

Med hjälp av det införandeschema som fastställer krav på NMOG emissioner kan en hypotetisk fordonsflotta komponeras som för varje årsmodell uppfyller kraven i Kalifornien. Detta ger också emissionsnivåerna för övriga emissionskomponenter. I nedanstående diagram har emissionerna för NO_x och partiklar i Kalifornien och EU jämförts. För att förenkla framställningen har endast krav för bensinbilar i EU visats för NO_x emissioner och för partiklar gäller i EU bara krav för dieselbilar så i det fallet kan bara denna kategori utgöra bas för jämförelsen. För de kaliforniska bestämmelserna har enheterna räknats om till g/km. Ingen hänsyn har tagits till inverkan körcykeln, vilket självfallet är en kraftig förenkling. Därför bör mindre skillnader inte beaktas.

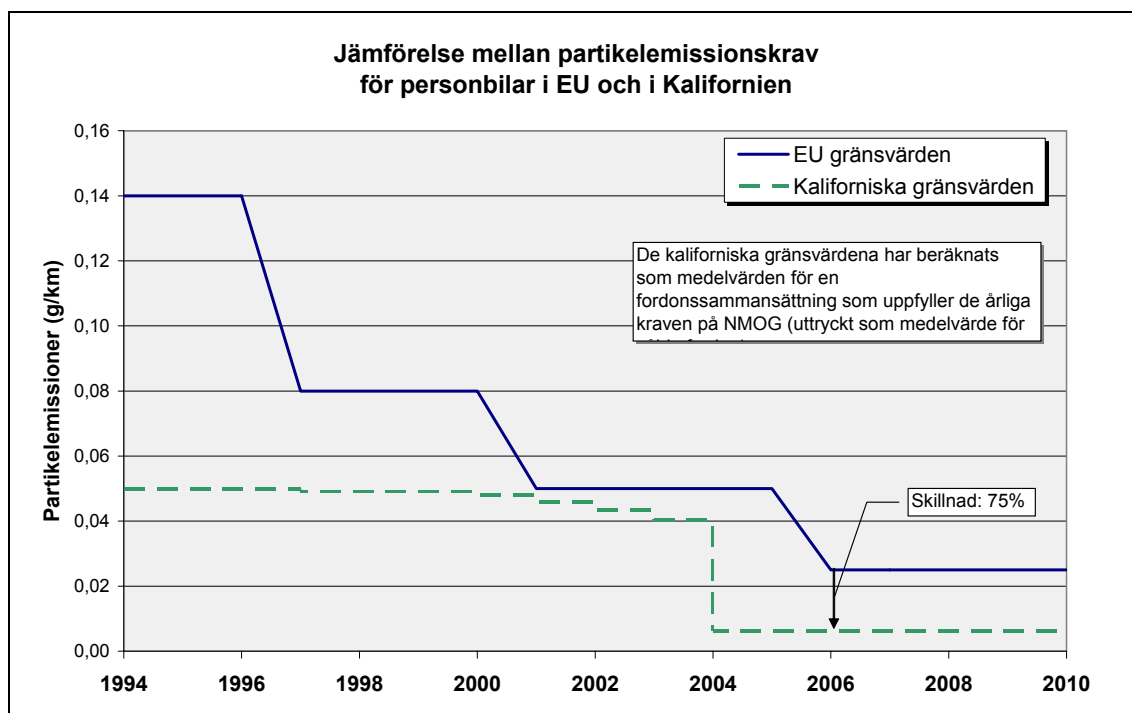
I Figur 3.3 visas jämförelsen för NO_x emissionerna. Även i detta fall är nivåerna i Kalifornien lägre än i EU. Körcykeln har i detta fall en mindre inverkan än för andra emissionskomponenter men de kaliforniska kraven är dock strängare. Det är också viktigt att notera att EU:s direktiv tillåter en betydligt högre NO_x nivå för dieselbilar än för bensinbilar. Skillnaden mellan 0,035 g/km i Kalifornien 2006 och 0,25 för Euro IV (2006) är utan tvekan drastisk. Utan katalytisk rening av NO_x emissionerna finns ingen möjlighet att klara de kaliforniska NO_x kraven med dieselbilar. Sådan teknik håller på att utvecklas men eftersom svavelhalten i det kaliforniska dieselbränslet för närvarande är för hög kan

tekniken ändå inte användas i produktion före mitten av 2006 när det lågsvavliga dieselbränslet införs.



Figur 3.3 Jämförelse mellan emissionskrav för NO_x för bensindrivna personbilar i EU och Kalifornien

I Figur 3.4 visas jämförelsen för partikelemissionerna. Även här är skillnaden dramatisk (en faktor 4). Kraven för 2004 i Kalifornien gäller dessutom för alla drivmedel. Det är troligt att en del bensinbilar också kan ha problem att klara partikelkraven. Speciellt gäller det för bensinbilar med direktinsprutning. Några av de dieslbilar med partikelfilter som certifierats i EU ligger emellertid på en nivå klart under kravet. Enda problemet skulle i så fall vara att om det krävs ett svavelfritt bränsle så finns det inte tillgängligt på den kaliforniska marknaden förrän vid halvårsskiftet 2006. Förslag från en kongressledamot (Dingell, Rep.) har dock framförts om att man med skattelättnader skall kunna införa detta dieselbränsle tidigare [Dingell, US Congress, 2003].



Figur 3.3 Jämförelse mellan emissionskrav för NO_x för bensindrivna personbilar i EU och Kalifornien

Det kan i detta sammanhang vara värt att nämna att förslag om skärpning av de framtida emissionsgränserna diskuteras i EU (Euro V). Detta skulle tidigast kunna ske till 2008, troligen inte förrän till 2010. Tyska UBA har bl.a. diskuterat att skärpa NO_x kraven för dieslbilar till samma nivå som för bensinbilar (0,08 g/km). Den högsta nivå som föreslagits för Euro V ligger på 0,20 g/km. För partikelemissioner föreslår UBA en skärpning med en tiopotens (!), vilket skulle ge en väsentligt lägre nivå (0,0025 g/km) än i de kaliforniska kraven. Här ligger den högsta föreslagna nivån på 0,010 g/km. Utöver skärpta krav på partikelmassan föreslår UBA även gränser för antal partiklar. Provmeter för att mäta antal partiklar håller på att utvecklas. Sammanfattningsvis kan man nämna att utgången av de diskussioner som inletts om de framtida emissionskraven i EU är osäker.

3.1.2 Motorer till tunga fordon

3.1.2.1 Emissionskrav för motorer till tunga fordon i EU

Till skillnad från situationen för lätta fordon, där hela fordonet testas, genomförs testerna för tunga fordon på enbart motorn. Därför anges också emissionerna i enheten gram per kilowattimme (g/kWh) i detta fall, i stället för gram per kilometer (g/km) som för personbilar.

I Tabell 3.4 har tidigare, nu gällande och framtida emissionsgränser i EU listats. För kravnivåerna har också de brukliga beteckningarna Euro I, II osv. använts som komplement till beteckningen för det aktuella direktivet. Unikt för Sverige har varit att krav på hållbarhet även funnits för motorer till tunga fordon till skillnad från EU där sådana krav ännu inte införts⁴. Detta kommer sannolikt att ske genom en komplettering av kraven för 2005 (Euro IV) och framåt. Även USA har haft hållbarhetskrav för motorer till tunga fordon. Hållbarhetskraven i Sverige för motorer till tunga fordon har i praktiken varit verkningslösa eftersom någon egentlig efterkontroll inte har skett.

För emissionskraven till och med direktivet 91/542/EG, ”rad B” (Euro II) i Tabell 3.4 har körcykeln ECE R49 använts. Denna körcykel är som tidigare nämnts stationär och består av 13 olika belastningssteg. Inför Euro III kraven ansågs det nödvändigt att helt modifiera och komplettera denna körcykel. Tre nya testmetoder infördes enligt listan nedan.

ESC (European Stationary Cycle): Den nya stationära 13-steps cykeln.

ELR (European Load Response): Den nya röktestmetoden i EU.

ETC (European Transient Cycle): Den nya europeiska transienta körcykeln.

Eftersom skillnaden mellan de nya körcyklerna (ESC, ETC) och ECE R49 är påtaglig är det är uppenbart att emissionsnivåerna mellan dem inte direkt kan jämföras. Korrelationer mellan körcyklerna har i och för sig utarbetats baserat på tester på ett antal olika motorer. De nivåer i ESC/ELR respektive ETC körcyklerna som satts har sannolikt tagit hänsyn till dessa skillnader. Resultatet har i alla fall blivit att nivåerna (numeriskt) är högre i ETC körcykeln, vilket kan tydas som att denna körcykel är ”hårdare” än ESC/ELR.

I Euro III direktivet användes initialt ESC/ELR-kombinationen av körcykler för konventionella dieseldrivna dieselmotorer, inklusive sådana med elektroniskt styrd insprutning, avgasåterföring (EGR) och/eller oxidationskatalysatorer. Dieselmotorer försedda med avancerad avgasreningsutrustning inkluderande NO_x-reducerande

⁴ Krav på hållbarhet kommer sannolikt att införas från och med 2005 även för motorer till tunga fordon. Detta diskuteras för närvarande i olika arbetsgrupper som tillsatts av EU.

katalysatorer (s.k. deNO_x katalysatorer) och/eller partikelfilter, skulle utöver ESC/ELR kombinationen även certifieras enligt ETC cykeln. Efter att det uppdragats att vissa tillverkare (exempelvis Scania) ”optimerat” motorerna för låga emissioner enligt de nämnda körcyklerna medan motorerna under andra driftförhållanden fick högre emissioner gjordes en ändring av bestämmelserna (nytt direktiv). Numera måste alla dieselmotorer klara emissionskraven både enligt ESC/ELR och ETC körcyklerna. Gasdrivna motorer skall testas enligt ETC körcykeln. För dessa motorer har ej heller någon partikelgräns satts i Euro III och IV men i Euro V och EEV bestämmelserna gäller samma partikelgräns som för dieseloljedrivna motorer.

Tabell 3.4 Emissionsgränser för motorer till tunga fordon inom EU.

Direktiv	Bet ^a .	Tid	Emission och gränsvärde (g/kWh)			
			CO	HC	NO _x	Partiklar
ECE R49 ^b			14	3	18	Ej begr. ^c
88/77/EEC, ECE R49.01 ^d		86 – 88	11,2	2,4	14,4	Ej begr. ^c
91/542/EG, rad A	Euro I	93-10	4,5	1,1	8,0	0,36/0,612 ^e
91/542/EG, rad A COP ^f	Euro I	92-07 –	4,9	1,2	9,0	0,40/0,68 ^e
91/542/EG, rad B	Euro II	95-10 – 96-10	4,0	1,1	7,0	0,15/0,25 ^g
1999/96/EG, ESC ^h & ELR ⁱ	Euro III	2000-10	2,1	0,66	5,0	0,10/0,13 ^l
1999/96/EG, ETC ^k	Euro III	2001-10	5,45	0,78/1,6 ^l	5,0	0,16
1999/96/EG, ESC ^h & ELR ⁱ	Euro IV	2005-10	1,5	0,46	3,5	0,02
1999/96/EG, ETC ^k	Euro IV	2006-10	4,0	0,55/1,1 ^l	3,5	0,03
1999/96/EG, ESC ^h & ELR ⁱ	Euro V	2008-10	1,5	0,46	2,0	0,02
1999/96/EG, ETC ^k	Euro V	2009-10	4,0	0,55/1,1 ^l	2,0	0,03
1999/96/EG, ESC ^h & ELR ⁱ	EEV ^m	2000-07	1,5	0,25	2,0	0,02
1999/96/EG, ETC ^k	EEV ^m		3,0	0,40/0,65 ^l	2,0	0,02

Anmärkningar:

- ^a I denna kolumn har de lekmanamässiga beteckningarna listats (Euro I, II, osv.)
- ^b Detta var basnivån för emissionsgränser gällande tunga motorer för ECE och EU. Körcykeln ECE R 49 användes från det första ECE R49 direktivet ända till och med 91/542/EG direktivet (Euro I och II).
- ^c Ej begr.: Partikelnivån begränsades inte förrän i direktivet 91/542/EG (Euro I).
- ^d Detta gränsvärde innebar en reduktion av ECE R49 gränserna med 20 % och man refererar ofta till detta gränsvärde som ECE R49 – 20 %. Dessa gränsvärden introducerades först i Tyskland som en frivillig norm och senare även i andra länder och därför kom motortillverkarnas anpassning att ske gradvis.
- ^e Det högre gränsvärdet för partiklar gällde för motorer med lägre effekt än 85 kW.
- ^f För produktionskontroll (COP, Conformity of Production) gällde högre värden i första steget (”rad A”) i 91/542/EG direktivet (Euro I).
- ^g Det högre gränsvärdet gällde för motorer med en cylinderstorlek mindre än 700 cm³ per cylinder och ett maxeffektvarvtal mindre än 3000 r/min.
- ^h ESC (European Stationary Cycle): Den nya stationära 13-steps cykeln.
- ⁱ ELR (European Load Response): Den nya röktestmetoden i EU. Inga rökkrav har dock listats i tabellen ovan av utrymmesskäl.

- ^j Det högre gränsvärdet gällde för motorer med en cylinderstorlek mindre än 750 cm³ per cylinder och ett maxeffektvarvtal mindre än 3000 r/min.
- ^k ETC (European Transient Cycle): Den nya europeiska transienta körcykeln.
- ^l Den lägre gränsen i ETC cykeln gäller för NMHC och den högre gränsen är för metan (CH₄)
- ^m EEV: Enhanced Environmental Friendly Vehicles, ung. ”särskilt miljövänliga fordon” med svensk nomenklatur

I direktiven för motorer till tunga fordon finns, till skillnad från motsvarande krav för lätta fordon, även förslag för år 2008-2009 (eller Euro V⁵) och en särskild norm för så kallade miljövänligare fordon (EEV). Medlemsländerna var skyldiga att senast från och med 2000-07-01 tillåta typgodkännanden, registrering, försäljning av fordon enligt de nya kraven och därmed kan detta datum anses som införandedatum för de frivilliga EEV kraven.

Till skillnad från situationen för lätta fordon finns inga fastställda krav eller förslag till krav på emissioner vid låg temperatur för motorer till tunga fordon. Vidare kan man också konstatera att de körcykler (nya såväl som äldre) som används i Europa för tunga fordon alla bygger på att motorn är fullt uppvärmd vid start. Kallstart enligt tidigare definitioner finns således inte i dessa körcykler. Detta är en väsentlig skillnad mot den amerikanska så kallade transientcykeln som innehåller en kallstart. Transientcykeln består av två olika delar, först kallstarten (i intervallet +20°C till + 30°C) varefter en 20 minuters paus följer och sedan upprepas den första fasen igen med en med varm start. De båda delarna av körcykeln är identiska och viktas samman med faktorerna 1/7 (kall) respektive 6/7 (varm). Orsaken till att inga krav för kallstart finns eller diskuteras i EU för dieseldrivna fordon torde vara att emissionsökningen vid kallstart inte är lika stor för sådana motorer som för bensindrivna. En brist i EU direktiven för motorer till tunga fordon finns fortfarande genom att de ännu inte omfattar alla drivmedel. Exempelvis är tunga bensinmotorer – som dock numera förekommer i mycket ringa omfattning i EU – inte reglerade.

3.1.2.2 Emissionskrav för motorer till tunga fordon i USA

I Kalifornien gäller numera praktiskt taget samma emissionskrav som federalt i USA. Därför visas i Tabell 3.5 enbart de federala kraven. Observera att det ibland finns olika krav för motorer till stadsbussar och för övriga motorer.

⁵ Benämningen Euro V används frekvent i litteraturen men kan diskuteras då det snarare är fråga om ett senarelagt gränsvärde för Euro IV. Andra beteckningar förekommer men Euro V är trots allt den vanligaste.

Tabell 3.5 Emissionskrav i USA för motorer till tunga fordon och till stadsbussar

År	EPA emissionskrav för motorer till tunga fordon (g/bhp-hr)											
	HC	CO	NMHC	NO _x	NMHC +NO _x	PM	HC	CO	NMHC	NO _x	NMHC +NO _x	PM
	Tunga fordon (heavy-duty)						Stadsbussar (urban bus)					
1988	1,3	15,5	e.r. ^a	10,7	e.r. ^a	0,60	1,3	15,5	e.r. ^a	10,7	e.r. ^a	0,60
1990	1,3	15,5	e.r. ^a	6,0	e.r. ^a	0,60	1,3	15,5	e.r. ^a	6,0	e.r. ^a	0,60
1991	1,3	15,5	e.r. ^a	5,0	e.r. ^a	0,25	1,3	15,5	e.r. ^a	5,0	e.r. ^a	0,25
1993	-	-	-	-	-	-	1,3	15,5	e.r. ^a	5,0	e.r. ^a	0,10
1994	1,3	15,5	e.r. ^a	5,0	e.r. ^a	0,10	1,3	15,5	e.r. ^a	5,0	e.r. ^a	0,07
1996	-	-	-	-	-	-	1,3	15,5	e.r. ^a	4,0	e.r. ^a	0,05 ^b
1998	1,3	15,5	e.r. ^a	4,0	e.r. ^a	0,10	1,3	15,5	e.r. ^a	4,0	e.r. ^a	0,05 ^b
2004 opt. 1 ^c	1,3	15,5	e.r. ^c	e.r. ^c	2,4	0,10	1,3	15,5	e.r. ^c	e.r. ^c	2,4	0,05 ^b
2004 opt. 2 ^c	1,3	15,5	0,5	e.r. ^c	2,5	0,10	1,3	15,5	0,5	e.r. ^c	2,5	0,05 ^b
2007-2010 ^d	e.r. ^a	15,5	0,14	0,20	e.r. ^c	0,01	e.r. ^a	15,5	0,14	0,20	e.r. ^c	0,01

Anmärkningar:

- ^b e.r.: ej reglerat. Det finns inga krav för denna emissionskomponent.
- ^c För efterkontroll gäller värdet 0,07 g/bhp-hr för partiklar
- ^d 2004 kraven tidigarelades till oktober 2002. Alla tillverkare hade vid den tidpunkten ännu inte certifierat motorer som klarade dessa krav utan betalade böter för en kortare period. Bötesbeloppet beror på hur mycket över gränserna motorerna ligger. Det finns två valmöjligheter att certifiera för dessa krav (option 1 & 2).
- ^e Partikelkraven införs 2007. För NO_x och NMHC gäller att dessa krav införs successivt mellan 2007 och 2010 på så sätt att andelen sålda motorer som uppfyller de nya kraven skall vara i medeltal 50 % under perioden. Alla kravnivåer är alltså införda till 100 % först 2010

Som nämndes ovan är de federala och de kaliforniska kraven tämligen lika. Vissa undantag finns för stadsbussar där krav finns på uppgradering av emissionsegenskaperna (t.ex. eftermontering av partikelfilter m.m.) och för alternativa bränslen men grundkraven är desamma i hela USA. Några av skillnaderna mellan Kalifornien och övriga USA är:

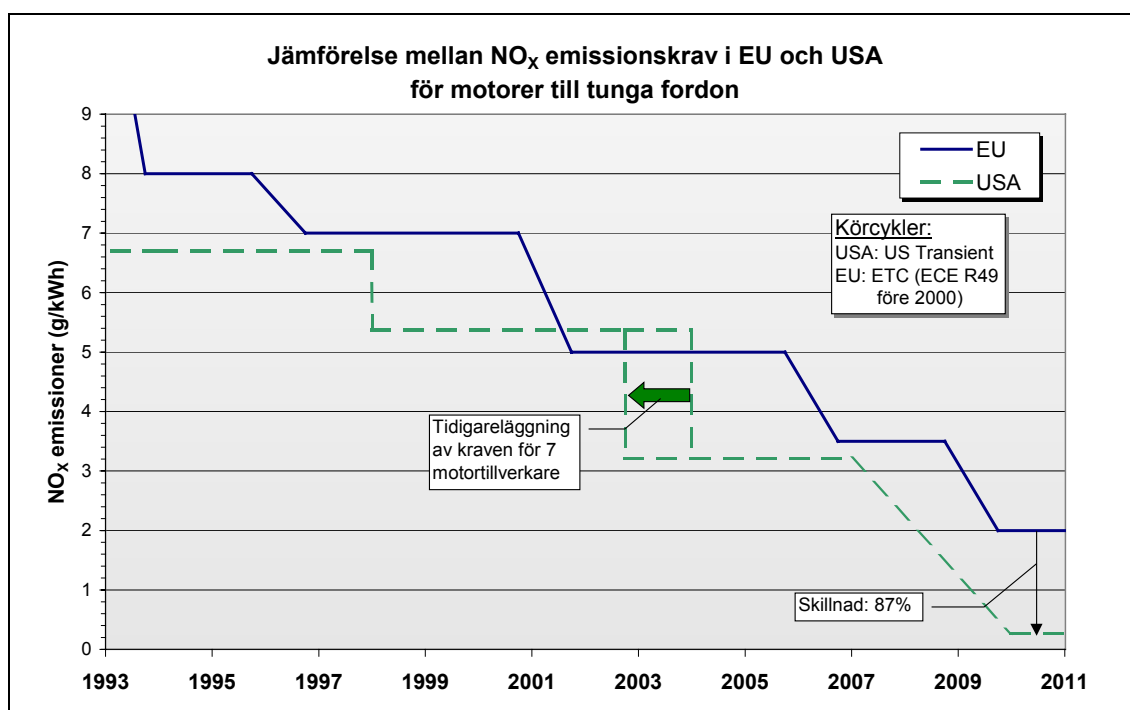
- Krav på 1,2 g/bhp-hr för icke-metan kolväten (NMHC, Non-Methane Hydrocarbons) tillkommer från åren 1991 och senare.
- Kraven för bussar som infördes federalt 1993 infördes redan 1991 i Kalifornien. I praktiken innebar de federala kraven en senareläggning eftersom de från början också var avsedda att träda ikraft 1991.
- De speciella krav som finns för större flottor av stadsbussar.

Den komplettering av kraven med ett krav för NMHC utöver kravet på HC som finns i Kalifornien har ingen praktisk betydelse. För stadsbussar kan det vara av intresse att notera att från och med oktober 2002 infördes en gräns för dieseldrivna stadsbussar på 0,01 g/bhp-hr (samma som 2007 federalt). Detta innebär i praktiken att partikelfilter behövs för att klara kraven. Om bussen drivs med alternativa drivmedel (i praktiken är naturgas det enda alternativet i Kalifornien) tillåts 0,03 g/bhp-hr, dvs. en högre partikelnivå än för

dieselbussar. Först 2007 krävs lika låg nivå för alternativt drivna bussar som för dieselbussar. I gengäld har kravet för NO_x emissioner satts till 1,8 g/bhp-hr fr o m oktober 2002 för stadsbussmotorer drivna med alternativa drivmedel i stället för 2,5 g/bhp-hr.

3.1.2.3 Jämförelser mellan emissionskrav i EU och USA för motorer till tunga fordon

Det kan vara av intresse att jämföra emissionskraven i EU och USA på samma sätt som för personbilarna ovan. Man skall dock komma ihåg att körcyklerna är olika och att kraven därför inte är direkt jämförbara. Från och med Euro III har dock EU infört en transient körcykel. Den relativa skillnaden mellan körcyklerna torde vara mindre än för personbilarna. För att minska omfattningen av sammanställningen har enbart jämförelser för NO_x och partikelemissioner visats. De nämnda kraven för NO_x emissionerna illustreras grafiskt i Figur 3.5 nedan.



Figur 3.5 Emissionskrav för NO_x i USA och EU.

Inverkan av de mest långtgående kraven införs under perioden 2007 – 2010 framgår tydligt i Figur 3.5. Kravet på NO_x emissioner i dessa bestämmelser ligger på 0,27 g/kWh (0,2 g/bhp-hr) 2010, dvs. en nivå som ligger 87 % lägre än Euro V kraven på 2,0 g/kWh som införs 2008/2009 i EU. Jämfört med dagens Euro III krav ligger nivån i de nämnda framtida amerikanska kraven ca 95 % lägre. För perioden mellan 2007 och 2010 har i figuren en rätlinjig minskning ritats. I praktiken innebär dock kravet att ett införande av

den nya tekniken kan ske i den takt som tillverkaren önskar under förutsättning att medelvärdet under tidsperioden blir samma som ett successiv införande enligt figuren. En annan möjlighet som också finns är att en nivå som motsvarar detta införs redan 2007 och att denna nivå sedan gäller för hela tidsperioden. Detta är möjligt genom det system för kreditering och handel med certifierade avgasvärden ("banking and trading") som finns i USA sedan länge. De intjänade "krediter" som tillverkaren gör genom att ligga på en lägre nivå lägre än kraven i början av perioden kan kvittas mot det faktum att man ligger högre än kraven i slutet av perioden. Med det beräkningssätt som gäller skulle denna nivå motsvara ca 1,6 g/kWh (1,18 g/bhp-hr) och skulle som tidigare nämnts gälla för alla motorer under hela perioden 2007-2010. Enligt de diskussioner som förts mellan motortillverkare och EPA verkar det som om de flesta tillverkarna kommer att anamma denna möjlighet.

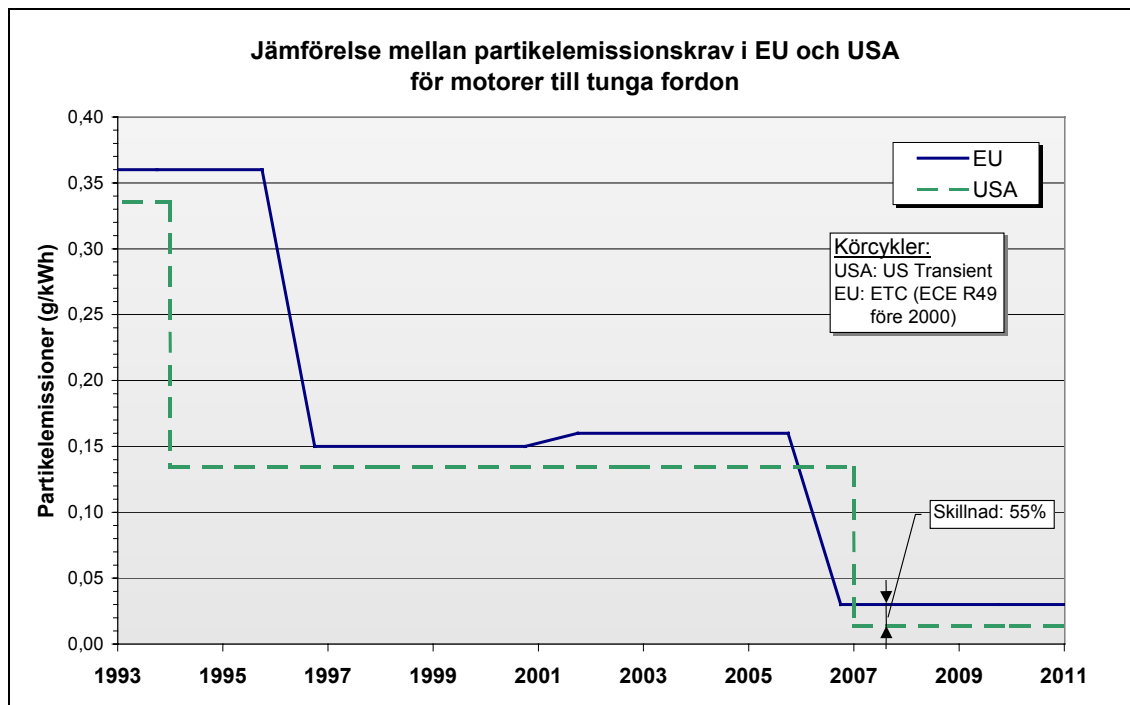
För att klara kraven på NO_x emissioner i USA till 2010 måste en NO_x-reducerande katalysator utvecklas. Denna katalysator bör ha en omsättning på uppemot 90 % eller däröver såvida inte emissionerna från motorn kan minskas ytterligare⁶. I dag finns ännu NO_x reducerande katalysatorer bara på utvecklingsstadiet men EPA har förutsatt att tekniken har möjligheter att hinna kommersialiseras till 2007. Kraven är helt enkelt satta med utgångspunkt från att utvecklingen skall leda till att de tekniska problem som finns med katalysatorerna kommer att lösas. En utgångspunkt för att tekniken skall fungera är att bränslet är i det närmaste svavelfritt (<15 ppm har nämnts i USA) och kraven på låg svavelhalt är i detta fall än mer rigorösa än för partikelfilter (se nedan). Svenskt Mk1 diesel ligger under denna nivå genom att gränsen är 10 ppm (i praktiken ligger bränslet i dag så lågt som 2 – 4 ppm). I hela EU kommer dieselbränsle med en lägre svavelhalt än 10 ppm att börja introduceras 2005 men flera länder har redan infört bränslet i begränsad omfattning. Från 2003 kunde detta ske med hjälp av ekonomiska incitament (t.ex. Tyskland).

På samma sätt som för NO_x ligger också partikelkraven i de framtida amerikanska bestämmelserna på en mycket låg nivå. Redan 2007 sänks partikelgränsvärdet till en så pass låg nivå som 0,013 g/kWh (0,01 g/bhp-hr). Man kan notera att detta också är väsentligt lägre än kraven i Euro III (0,16 g/kWh). Jämfört med Euro V (0,02 g/kWh) är skillnaden mindre men dock väsentlig. Kraven för partikelemissionerna illustreras grafiskt i Figur 3.6.

Med dagens kunskaper torde ett bränsle med mycket lägre svavelhalt än de 50 ppm som gäller i EU från och med 2005 för allt dieselbränsle krävas för att det skall vara möjligt att

⁶ Vi kan t ex förutsätta en NO_x-nivå på 2-3 g/kWh kan åstadkommas från motorn (med bl.a. EGR), vilket kräver en reduktion på ca 90 % i katalysatorn för att nå kravnivån på 0,27 g/kWh. Om en nivå på 1,5 g/kWh kan åstadkommas från motorn, minskar kravet på reduktion i katalysatorn till ca 80 %.

klara partikelkraven utan partikelfilter. Dieselbränsle med 10 ppm skall finnas tillgängligt i EU till 2005 och skall vara fullt infört till slutet av decenniet.



Figur 3.6 Emissionskrav för partikelemissioner i USA och EU.

För att klara de framtida amerikanska kraven för partiklar måste utan tvekan partikelfilter användas. För Euro IV-V bestämmelserna här kan det finnas vissa möjligheter att klara kraven utan partikelfilter. Exempelvis har katalysatorer med viss effekt på massemissionerna av partiklar (ca 50 %) utvecklats. Dessa katalysatorer minskar också de minsta partiklarna i något större omfattning (i relativa tal) än massemissionerna. Reduktionsgraden är dock inte i något av fallen tillnärmelsevis så hög som för ”konventionella” partikelfilter (ofta långt över 90 %). Med en NO_x-reducerande katalysator (t.ex. SCR med tillsats av urea) kan motorn optimeras för låga partikelemissioner men med högre NO_x som följd. Detta skulle ytterligare underlätta möjligheterna att klara partikelkraven utan partikelfilter. I april 2004 meddelade Scania att det i höst kommer att introducera en motor som uppfyller Euro IV kraven utan partikelfilter och NO_x reducerande katalysator (se även senare avsnitt).

I en utvärdering av teknikläget i juni 2002 gjorde EPA bedömningen att utvecklingen på partikelfilter kommer att leda till att tekniken kommer att vara mogen till 2007 [US EPA, 2002]. Även en oberoende utvärderingskommitté har kommit fram till liknande slutsatser [Clean Diesel Independent Review Subcommittee, 2002]. En nyligen publicerad uppdatering av EPA:s utvärdering kom också fram till samma slutsats [US EPA, 2004]. Den skillnad i kravnivå mellan EU och USA som finns för partikelemissionerna skulle

således kunna vara tillräckligt stor för att medföra att alla motorer i USA kommer att förses med partikelfilter men att tekniken inte når samma genomslag i EU.

Liksom för personbilar har en diskussion också startat i EU om framtida krav för motorer till tunga fordon. Tyska UBA har även i detta fall föreslagit en skärpning av kraven med en tiopotens (!). En komplettering med krav på antal partiklar föreslås också. Det är dock osäkert ifall den nämnda nivån för partikelemissionerna kommer att antas eftersom diskussionerna knappt börjat än. Om man skulle ta beslut om denna kravnivå skulle EU ligga långt före USA.

3.1.3 Emissionskrav för NO₂

I dag finns, till skillnad från när det gäller luftkvalitet, inga gränsvärden för NO₂ från motorer och fordon annat än i vissa undantagsfall vid speciella tillämpningar. Ett sådant exempel är gruvfordon och arbetsmaskiner för gruvdrift, där den högre giftigheten för NO₂ och det faktum att den del efterbehandlingsutrustning (oxiderande katalysatorer och partikelfilter) ger ökade emissioner av NO₂. Ett näraliggande exempel är fordon och arbetsmaskiner som används vid tunnelbyggen. Det samarbete mellan Tyskland, Schweiz och Österrike som resulterat i VERT projektet och de godkännanden av eftermonterad reningsutrustning för partikelemissioner är ett exempel på ett fall där emissionerna av NO₂ uppmärksammats [AKPF].

3.2 Miljökvalitetsnormer och miljömål för utomhusluft

Miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft för skydd av hälsa och ekosystem har fastställts inom svensk lagstiftning bland annat som en anpassning av EUs ramdirektiv för luftkvalitet och vidhängande dotterdirektiv till svenska förhållanden. Miljöbalken ställer krav på åtgärder i de fall MKN överskrids.

Förutom för kvävedioxid (NO₂) och kväveoxider (NO+NO₂), har miljökvalitetsnormer införts för svaveldioxid (SO₂), bly (Pb), partiklar (PM₁₀), bensen och kolmonoxid (CO) (SFS 2001:527), se Tabell 3.6.

Kommande dotterdirektiv inom EU för PAH (bens(a)pyren) och ett antal metaller kommer att innebära införande av miljökvalitetsnormer även för dessa komponenter. Övriga ämnen som direktiv och MKN diskuteras för är eten, butadien och aldehyder. I Miljömålspropositionen (Prop. 2000/01:130) anges långsiktiga miljömål för halter av bens(a)pyren, eten och formaldehyd. Nuvarande svenska miljömål för halter i luft har sammanställts i Tabell 3.7.

Varje kommun är skyldig att kontrollera att miljökvalitetsnormerna uppfylls inom kommunen. Kontrollen kan ske genom mätning, beräkning eller annan objektiv bedömning. Mätning skall utföras i alla kommuner och sammanhängande tätbebyggda områden (s k "agg-

lomerations") med fler än 250 000 invånare samt i övriga områden där risk föreligger för att MKN kan överskridas. Utvärderingströsklar har införts där den övre utvärderingsströskeln (ÖUT) indikerar om man behöver mäta (halter > övre utvärderingsströskeln), se Figur 3.7. Toleransmarginaler, d.v.s. den halt som kan tolereras för tiden innan normen ska vara uppfylld, finns också definierade (Figur 3.7).

Om kontrollen av halter visar att värdet av MKN med tillägg av toleransmarginaler överskrids i en kommun så skall kommunen underrätta Naturvårdsverket och berörd Länsstyrelse. Naturvårdsverket undersöker sedan behovet av att ett åtgärdsprogram upprättas enligt miljöbalken 5 kap. 5 §. Om Naturvårdsverket finner att ett sådant ska upprättas föreslår de till regeringen vem som ska upprätta åtgärdsprogrammet.

Tabell 3.6 Fastställda svenska miljö kvalitetsnormer för kväveoxider och övriga ämnen i utomhusluft (SFS 2001:527) jämfört motsvarande EU-direktiv.

Ämne Medelvärdestid för MKN	Miljö kvalitetsnorm	Datum då MKN ska vara uppfylld	Motsvarande gränsvärde enligt EU-direktiv
Kvävedioxid (NO₂): Timmedelvärde ¹⁾ Dygnsmedelvärde ²⁾ Årsmedelvärde	90 µg/m ³ 60 µg/m ³ 40 µg/m ³	1 januari 2006 " "	200 µg/m ³ (2010) Saknas Samma
Kväveoxider (NO+NO₂): Årsmedelvärde ³⁾	30 µg/m ³	Nu	Samma
Svaveldioxid (SO₂): Timmedelvärde ¹⁾ Dygnsmedelvärde ²⁾ Årsmedelvärde ³⁾	200 µg/m ³ 100 µg/m ³ 20 µg/m ³	Nu " "	350 µg/m ³ (2005) 125 µg/m ³ (2005) Samma
Partiklar (PM₁₀): Dygnsmedelvärde ⁴⁾ Årsmedelvärde	50 µg/m ³ 40 µg/m ³	1 januari 2005 1 januari 2005	Samma Samma
Kolmonoxid (CO) Dygnsmedelvärde ⁵⁾	10 000 µg/m ³	1 januari 2005	Samma
Bensen: Årsmedelvärde	5 µg/m ³	1 januari 2010	Samma
Bly (Pb): Årsmedelvärde	0,5 µg/m ³	Nu	Samma, men behöver vara uppfyllt först 2005

1) 98-percentil, får överskridas högst 175 timmar per år.

2) 98-percentil, får överskridas högst 7 dygn per år.

3) För skydd av ekosystem/vegetation. Gäller för områden där det är minst 20 km till närmaste storstad eller 5 km till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg.

4) 90-percentil, får överskridas högst 35 dygn per år.

5) Rullande 8-timmars medelvärde

Tabell 3.7 Miljömål nationellt och inom EU avseende halter i omgivningsluft.

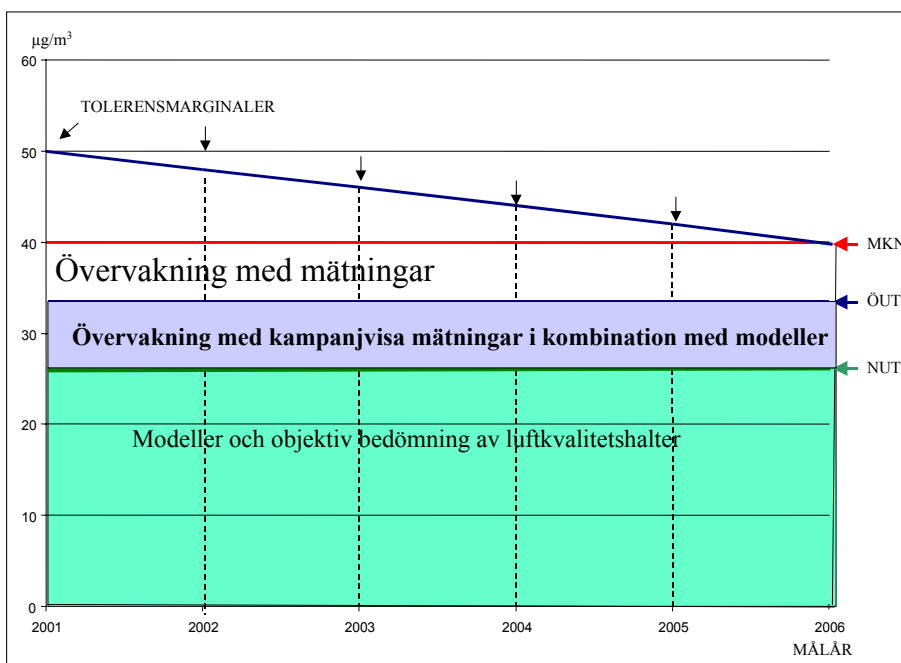
Ämne Medelvärdestid	Svenskt miljömål (år då målet skall nås)	EU miljömål
Kväveoxider (NO+NO₂): Årsmedelvärde	20 µg/m ³ (2010)	
Svaveldioxid (SO₂): Årsmedelvärde	5 µg/m ³ (2005)	
Ozon (O₃): Timmedelvärde 8-timmarsmedelvärde Sommarhalvårsmedelvärde (april-september)	80 µg/m ³ (2020) 120 µg/m ³ (2010) 70 µg/m ³ (2020) 50 µg/m ³ (2020)	120 µg/m ³ (2010) ²⁾ 3)
Partiklar (PM₁₀): Dygnsmedelvärde ⁴⁾ Årsmedelvärde	30 µg/m ³ (2020) 15 µg/m ³ (2020)	Inom EU diskuteras 20 µg/m ³ (2010)
Bens(a)pyren: Årsmedelvärde	0,0001 µg/m ³ (2020)	Inom EU diskuteras ett ev. gränsvärde på 0,001 µg/m ³
Bensen: Årsmedelvärde	1 µg/m ³ (2020)	

1) 98-percentil (får överskridas högst 175 timmar per år).

2) Värdet får ej överskridas mer än 25 dagar per kalenderår i medeltal över 3 år.

3) Miljömål för år 2010 satt som 18 000 AOT40 (uttryckt i (µg/m³)*h). AOT40 beräknas genom att summera skillnaden mellan timmedelhalter över 80 µg/m³ (=40 ppb) och 80 µg/m³ för värden uppmätta mellan kl. 08-20 medeleuropeisk tid varje dag under perioden 1 maj till 31 juli.

4) 90-percentil (får överskridas högst 35 dygn per år).



Figur 3.7 Schematisk bild över utformningen av miljö kvalitetsnormer (exemplet gäller för MKN för NO₂ som årsmedelvärde). ÖUT= övre utvärderingströskel, NUT= nedre utvärderingströskel.

3.3 Regelverk, konventioner och mål för nationella utsläpp av luftföroreningar

3.3.1 FN's konvention om gränsöverskridande luftföroreningar, CLRTAP

FN's ramkonvention om gränsöverskridande luftföroreningar, CLRTAP, trädde i kraft 1982, med nästan alla europeiska länder samt Kanada och USA som medlemmar. I konventionstexten sägs bl. a. att undertecknande stater skall "bemöda sig om att begränsa och så långt möjligt gradvis minska och förhindra utsläpp av luftföroreningar". För att uppnå detta skall parterna bland annat "använda bästa tillgängliga teknik som är ekonomiskt möjlig samt resurssnål teknik". Sedan ramkonventionen trädde i kraft har den kompletterats med åtta protokoll som innehåller specifika krav på de undertecknande parterna, avseende nationella utsläpp av en rad ämnen och ämnesgrupper: svavel, kväveoxider, VOC, tungmetaller, persistenta organiska ämnen (POP) och ammoniak (UNECE CLRTAP, 2004).

Det senaste och hittills mest avancerade utgör det s.k. Göteborgsprotokollet, vilket syftar till att minska försurning, övergödning och marknära ozon. Detta upprättades 1999 och är det första som tar ett samlat grepp om dessa tre regionala luftmiljöproblem och de fyra föroreningar som orsakar dem: svaveldioxid, kväveoxider, ammoniak och flyktiga organiska ämnen. Nationella utsläppstak sätts till 2010 för dessa fyra föroreningar. Fördelningen av åtaganden mellan länderna har räknats fram för att, något förenklat, uppnå största möjliga miljövinst till lägsta samlade kostnad. För vissa länder är kraven högre, om de har svåra miljöskador av dessa ämnen och om utsläppsminskningarna kan göras relativt lätt. Göteborgsprotokollet har ännu ej trätt i kraft, genom att vissa viktiga länder, bl a USA, ännu inte ratificerat det. Det är dock viktigt att komma ihåg att även om ett protokoll är ratificerat av samtliga parter inom CLRTAP, så är protokollets krav aldrig tvingande för någon part. För Sveriges och samtliga övriga EU-länders del har dock kraven enligt Göteborgsprotokollet blivit tvingande genom tillkomsten av EU's Taktidirektiv, se nästföljande avsnitt. Kraven på hur mycket de enskilda EU-länderna skall minska sina utsläpp sträcker sig längre genom Taktidirektivet än enligt Göteborgsprotokollet.

Om Göteborgsprotokollet uppfylls kan svavelutsläppen i Europa minska med 59 procent, kväveoxidutsläppen med 40 procent, utsläppen av VOC med 48 procent och av ammoniak med 19 procent till år 2010 jämfört med nivåerna 1990. Det skulle innebära att en minskning av arealen med svår försurningspåverkan skulle kunna minska från 93 till 15 miljoner hektar och områden drabbade av svår eutrofiering från 165 till 108 miljoner hektar. När det gäller marknära ozon kopplat till hälsoeffekter skulle exponeringen (baserat på invånarantal samt ozonhalt över 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) minska med 69 procent. När det gäller växtlighet skulle 44 procent mindre areal exponeras för skadliga halter av marknära ozon.

En utvärdering av Göteborgsprotokollet pågår med sikte på omförhandling år 2005. Frågan om partiklar kommer att tas med i underlaget och de kritiska belastningsgränserna för försurning och eutrofiering kommer att ses över. Vidare pågår arbete med att se över och ta

fram ett nytt underlag för effekter på växtlighet av marknära ozon som bl.a. är baserat på upptag i växten. Man siktar till nya och lägre utsläppstak för länderna för 2015 eller 2020. Viktigt är de olika alternativa utvecklingsscenarierna för energi-, transport- och jordbrukssektorerna i Europa.

3.3.2 EU's Takdirektiv

EU's direktiv om nationella utsläppstak för vissa luftföroreningar, 2001/81/EG, eller det s k Takdirektivet, tillkom år 2001 (EGT, 2001). Varje EU-land (EU 15) har tilldelats nationella utsläppstak för svaveldioxid, kväveoxider, flyktiga organiska ämnen (VOC) samt ammoniak, vilka skall uppnås senast 2010. För Sveriges del är utsläppstaken 67 000 ton SO₂, 148 000 ton NO_x, 241 000 ton VOC samt 57 000 ton NH₃. Enligt Sveriges senaste rapportering till CLRTAP var de svenska utsläppen år 2002 58 500 ton SO₂, 242 500 ton NO_x, 295 000 ton VOC samt 54 500 ton NH₃, dvs under förutsättning att inga utsläppsökningar sker framöver, har Sverige redan uppfyllt Takdirektivet för svaveldioxid och ammoniak, medan kväveoxidutsläppen måste minska med ytterligare ca 100 000 ton och VOC-utsläppen med ca 50 000 ton.

3.3.3 Auto-Oil-programmet

När det gäller utvecklingen av befintliga krav och åtgärder som relaterar till luftföroreningar och hälsa, så har en stor del av arbetet utförts inom EU's s k Auto-Oil-program. Den första delen av Auto-Oil-programmet, Auto-Oil I, påbörjades 1994 och avslutades 1996, och drevs i form av ett samarbete mellan Kommissionen och europeisk olje- och bilindustri, för att med deras expertstöd identifiera de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att genom minskade trafikutsläpp minska de luftföroreningsrelaterade hälsoproblemen i Europa (Auto Oil, 1996). En viktig utgångspunkt för Auto-Oil I var att identifiera nödvändiga utsläppsminskningar, översätta till avgaskrav på nya fordon från 2000, för att till år 2005 inom EU-området uppnå olika luftkvalitetsstandarder med avseende på kolmonoxid, bensen, kvävedioxid, PM10 och ozon. Detta gjordes bl a genom spridningsberäkningar för ett antal större europeiska städer, bl a London, Paris och Aten. Ett viktigt resultat från Auto-Oil I var att kravet om införandet av katalysatorer på nya bensindrivna personbilar från 1993 inom EU inte var tillräckligt för att klara de föreslagna luftkvalitetsmålen (motvarande idag gällande luftkvalitetsdirektiv), utan ytterligare emissions-minskningar på såväl personbilar, lätta lastbilar och tunga fordon krävdes. En slutsats av Auto-Oil I var att kvävedioxid, ozon och partiklar var de mest kritiska luftföroreningarna. Arbetet inom Auto-Oil I ledde till att avgaskrav fastslogs som idag gäller inom EU från såväl 2000 som 2005. Ursprungligen var det tänkt att Auto-Oil I endast skulle resultera i vägledande normer för fordonsutsläpp från 2005, och att dessa skulle fastställas genom det uppföljande Auto-Oil II, som genomfördes 1997-2000 (Auto-Oil, 2000). Genom att en rad avgasdirektiv blev resultatet redan i och med det första Auto-Oil-programmet, kom Auto-Oil II därför

att handla mindre om att fylla luckor i avgaslagstiftningen, och mer om att bedöma kostnadseffektiviteten i en rad olika åtgärder för att uppnå utsläpps- och miljökvalitetsmålen

3.3.4 EU's CAFE-program (Clean Air For Europe)

CAFE, Clean Air For Europe, är ett EU-program initierat 2001 med det övergripande syftet att utveckla en långsiktig, strategisk och integrerad rådgivningspolicy inom EU när det gäller att minska luftföroreningars negativa effekter på hälsa och miljö. Arbetet omfattar teknisk analys och policyutveckling inom 6:e Ramprogrammet som skall leda fram till att EU-kommissionen antar en tematisk strategi för luftföroreningssområdet under slutet av 2004 eller i början av 2005. I denna strategi ingår förslag till och formulering av åtgärder som krävs för att uppnå de fastställda luftkvalitetsmålen.

CAFE har följande specifika syften:

1. att utveckla, samla in och validera vetenskaplig information som relaterar till effekter av luftföroreningar (i utomhusluft), emissionsinventeringar, luftkvalitetsbedömningar, emissions- och luftkvalitetsscenarier, kostnadseffektivitetsstudier och "integrated assessment"-modellering, för att utveckla och uppdatera luftkvalitets- och depositions mål med tillhörande indikatorer, samt för att identifiera åtgärder som krävs för att minska utsläppen,
2. att stödja implementeringen och utvärderingen av befintlig lagstiftning, i synnerhet dotterdirektiven för luftkvalitet, av beslutet om utbyte av information samt av nationella utsläppstak enligt Takt direktivet, i syfte att bidra till utvärderingen och revideringen av internationella protokoll,
3. att tillse att de sektorsspecifika åtgärder som krävs för att nå luftkvalitets- och nedfalls-mål är på rätt nivå ur kostnadseffektivitetssynpunkt genom att utveckla effektiva strukturella länkar mellan olika sektors policies,
4. att fastställa en övergripande integrerad strategi som definierar relevanta framtida luftkvalitetsmål och kostnadseffektiva åtgärder för att uppnå dessa,
5. att utvärdera den tekniska och policy-information som blir ett resultat av implementeringen av programmet.

I mitten av 2005 kommer CAFÉ att presentera sin första utvärderingsrapport, som blir den första genomgripande uppföljningen och utvärderingen både av Takt direktivet och Auto-Oli-programmet. CAFÉ kommer samtidigt att presentera sin luftvårdsstrategi. I CAFÉ's utvärdering kommer också nya mål för 2015-2020 att behandlas. Även om inte utvärderingsarbetet är klart än, så förväntas det resultera i förslag på ytterligare krav på nationerna att till ett nytt målår ytterligare sänka utsläppen av framförallt kväveoxider

utöver vad Takdirektivet respektive Göteborgs--protokollet anger samt också någon form av krav på länderna att minska sina utsläpp av partiklar. Detta för att klara såväl hälso- som miljömål i Europa.

3.3.5 Nationella miljö- och utsläppsmål

3.3.5.1 Nationella mål för att minska försurning och övergödning

De svenska miljökvalitetsmålen för försurning ("Bara naturlig försurning") och övergödning ("Ingen övergödning") som riksdagen beslutade om 1999, och som ska nås "inom loppet av en generation", är följande:

- De försurande effekterna av nedfall och markanvändning ska underskrida gränser för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen ska heller inte öka korrosions-hastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader.
- Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till all-sidig användning av mark och vatten.

Angivna delmål för "Bara naturlig försurning" och "Ingen övergödning" är bl.a.:

- År 2010 ska högst 5 procent av antalet sjöar och högst 15 procent av sträckan rinnande vatten i landet vara drabbade av försurning som orsakats av människan.
- Före år 2010 ska trenden mot ökad försurning av skogsmarken vara bruten i områden som försurats av människan, och en återhämtning ska ha påbörjats.
- År 2010 ska utsläppen i Sverige av svaveldioxid till luft ha minskat till 60 000 ton.
- År 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton.
- Senast år 2010 ska utsläppen av ammoniak i Sverige ha minskat med minst 15 procent från 1995 års nivå till 51 700 ton.

De nationella utsläppsmålen för svaveldioxid och ammoniak är därmed något mer långt-gående än de utsläppstak Sverige blivit tilldelade genom Takdirektivet.

3.3.5.2 Nationella mål för att minska miljöeffekter av marknära ozon

Mål för att minska miljöeffekter av marknära ozon sätts av det svenska miljökvalitetsmålet "Frisk luft" som riksdagen beslutade om 1999, och som innebär att luften inom loppet av

en generation skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas.

Angivna delmål för miljökvalitetsmålet för att minska effekter av marknära ozon är:

- Halten marknära ozon ska inte överskrida 120 mikrogram/m³ som åtta timmars medelvärde år 2010.
- År 2010 ska utsläppen av flyktiga organiska ämnen (VOC) i Sverige, exklusive metan, ha minskat till 241 000 ton.

Det nationella utsläppsmålet för VOC är således samma som det utsläppstak Sverige blivit tilldelad genom Takt direktivet.

4 Nuläge och trender avseende halter, nedfall och utsläpp

4.1 Kväveoxider

4.1.1 Halter i luft

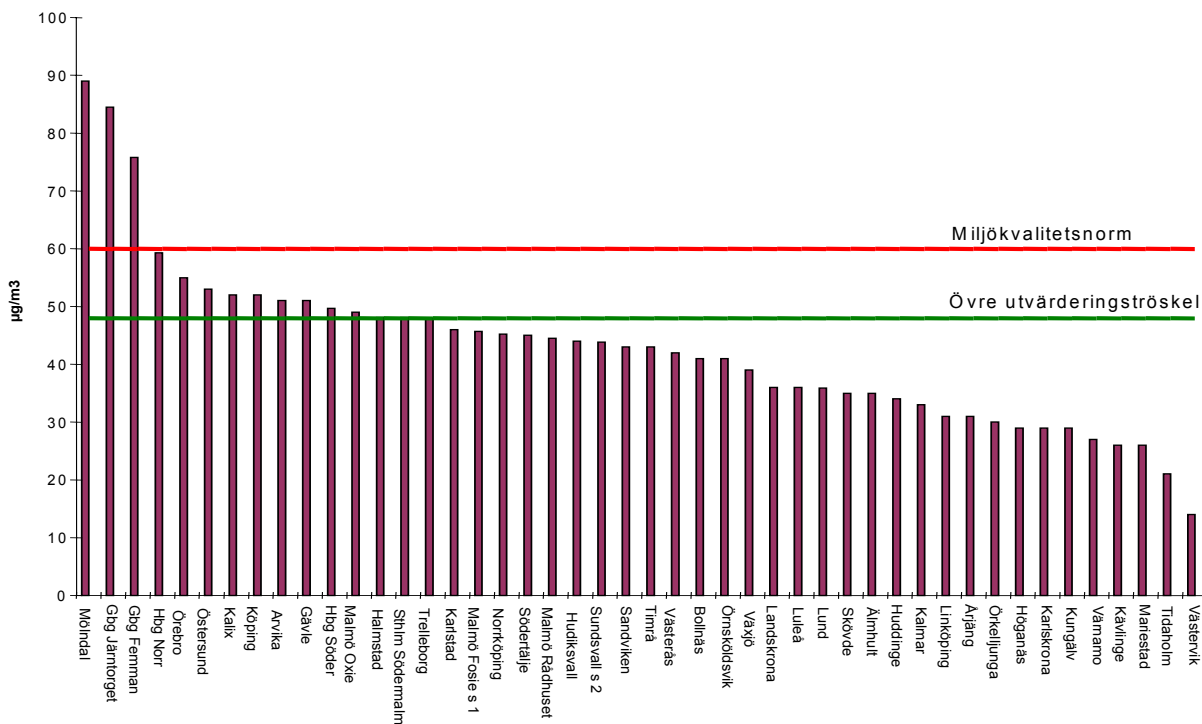
Åtminstone en fjärdedel av alla svenska tätorter kan idag ha värden över miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid. Många svenska tätorter kommer ha svårigheter att klara av denna norm i tid, det vill säga till år 2006. Riskerna för överskridande finns i hela Sverige, och det gäller alla storlekar av tätorter. Beräkningar visar att nästan 300 000 personer i Sverige exponeras för halter över miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid i nuläget.

Mätningar för år 2002 och vintern 2002/2003 visar att både Göteborg och Stockholm kommer att ha problem med att klara miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid innan år 2006. I båda städerna överskreds normen för såväl tim- som dygnsmedelvärden vid kraftigt trafikerade gator. I Göteborg överskreds även normen i urban bakgrund under vintern 2002/03. Länsstyrelserna i Västra Götaland och Stockholm har därför tagit fram förslag till åtgärder för att klara normen innan år 2006 (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2003; Länsstyrelsen Stockholms län, 2003).

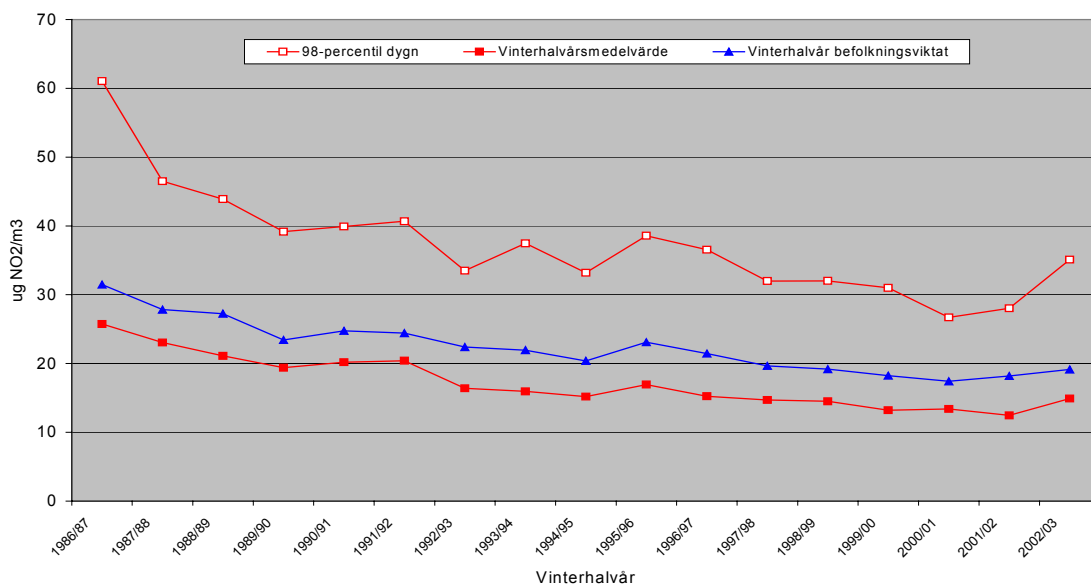
Ytterligare tätorter, till exempel Helsingborg och Umeå, kan också få problem att klara miljö kvalitetsnormen för NO_2 i tid (Sjöberg et al., 2004). Risken för överskridande bedöms dock vara mindre för tätorter med färre än 50 000 invånare. Tätorter som har uppmätt eller på annat sätt bedömts ha halter över den övre utvärderingströskeln skall enligt Miljöbalken utföra mätningar eftersom det finns risk för att miljö kvalitetsnormer överskrids. Utgående från Figur 4.1 kan man grovt skatta att detta krav gäller för cirka en fjärdedel av de svenska tätorterna. Använder man istället den grova tumregel som IVL tagit fram, att halten på en starkt trafikerad gata kan vara cirka 1,5 gånger högre än i urban bakgrund, så innebär det att fler än hälften av alla svenska tätorter kan ha värden över normen för år 2006.

Mätningar visar en stadigt nedåtgående trend för NO_2 -halten i svenska tätorter sedan slutet av 80-talet (Persson et al., 2003). Sedan mätningarna inom Urbanmättnätet inleddes vinterhalvåret 1986/87 har vinterhalvårsmedelvärdet av NO_2 i urban bakgrund minskat med i genomsnitt ca 40%, motsvarande en årlig minskning med 0.5-1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 98-percentilvärdet för dygn uppvisar en liknande procentuell minskning under motsvarande period. Under de senaste ca fem vinterhalvåren förefaller dock ingen minskning ha skett. Detta kan eventuellt förklaras av att de två senaste vinterhalvåren varit kallare än normalt. Endast ett fåtal tätorter, främst storstäderna, kan uppvisa längre tidsserier också av halten NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$).

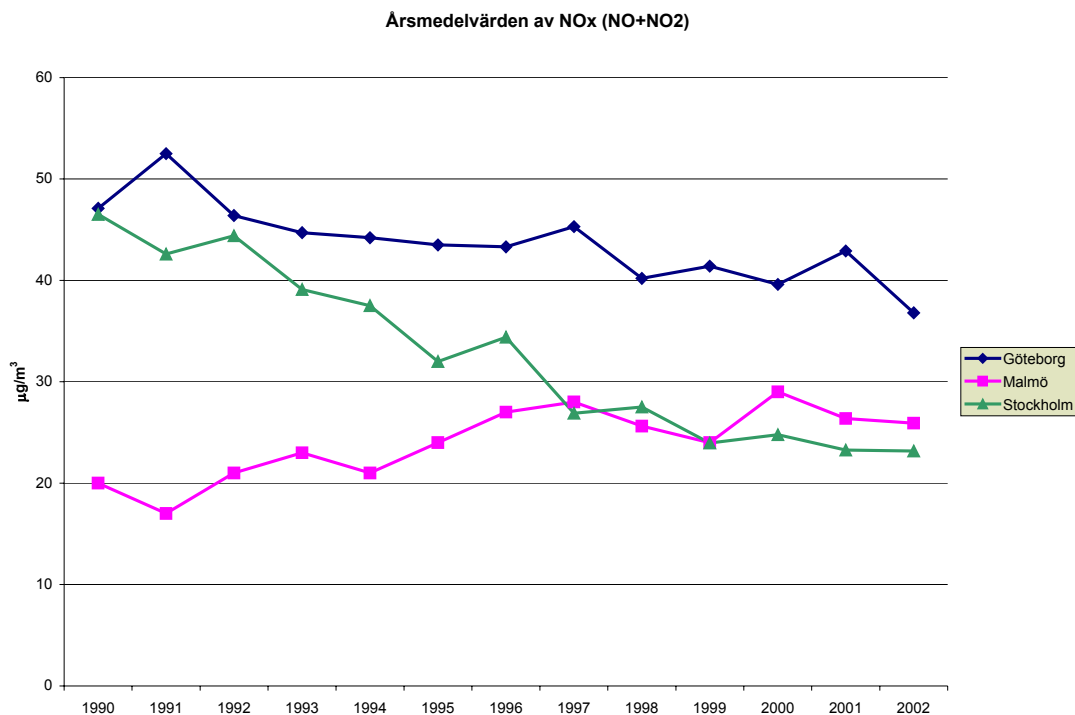
I Stockholm och Göteborg är trenden stadigt nedåtgående, medan Malmö inte uppvisar någon tydlig trend, se Figur 4.3.



Figur 4.1 98-percentil för dygnsmedelvärden av kvävedioxid i urban bakgrund vinterhalvåret 2002/03.



Figur 4.2 Trend för NO₂-halten i urban bakgrund i svenska tätorter 1986-2003.

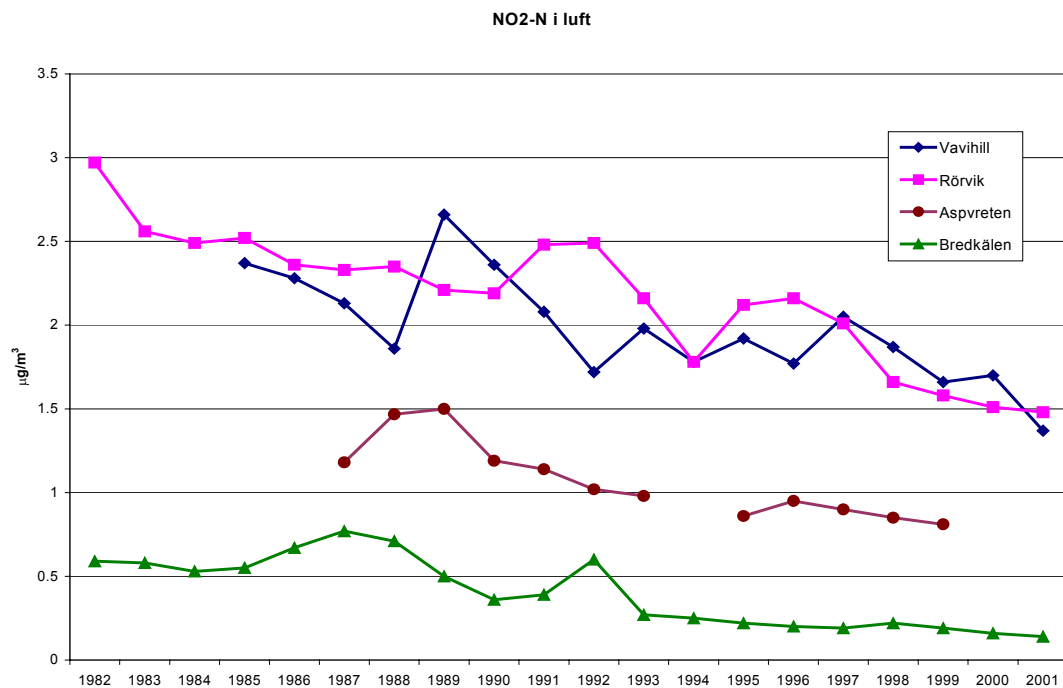


Figur 4.3 Årsmedelvärden av halten av NO_x i Stockholm, Göteborg och Malmö 1990-2002.

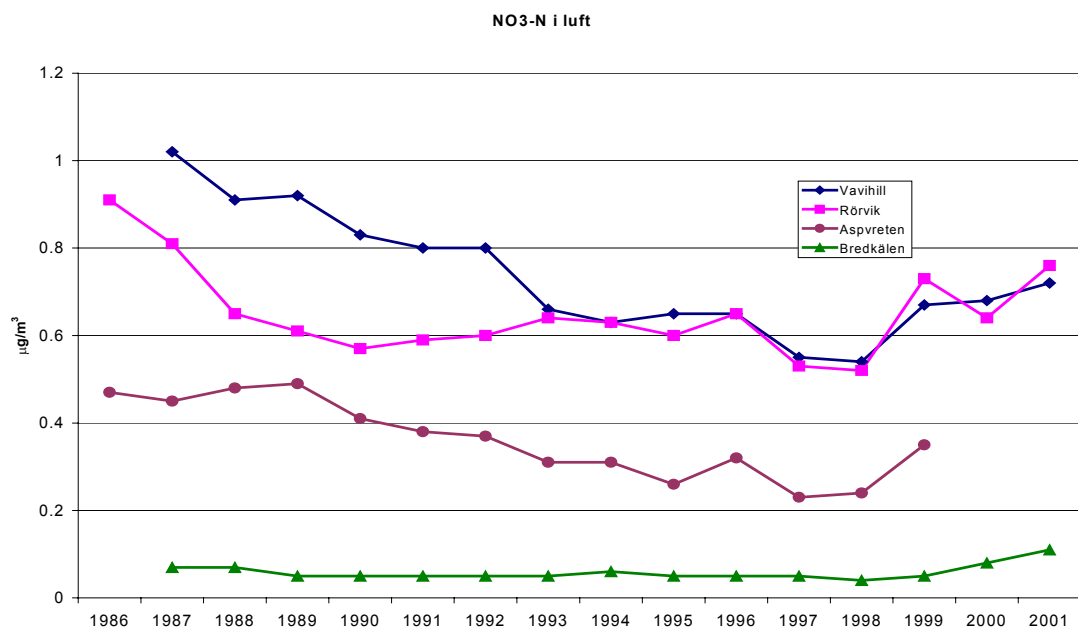
Inom de nationella övervakningsnäten EMEP respektive Luft- och nederbördskemiska nätet bedriver IVL på uppdrag av Naturvårdsverket bl a mätningar av försurande och eutrofierande ämnen i luft och nederbörd (IVL, 2003). Mätningarna genomförs i områden som inte är påverkade av lokala utsläpp, bakgrundsområden.

I likhet med halterna i tätortsluft uppvisar också NO₂-halterna på bakgrundsstationerna en nedåtgående trend under de senaste 10-20 åren, se Figur 4.4 (Lövsblad et al., 2003). Detta återspeglar en kombination av minskade utsläpp av kväveoxider såväl i Sverige som i övriga Europa. Halterna uppfyller gällande MKN för NO₂ för skydd av ekosystem.

Även halterna av gasformig och partikelbunden nitrat (HNO₃ och NO₃⁻) på svenska bakgrundsstationer uppvisar en nedåtgående trend, om än inte lika tydlig som för NO₂, se Figur 4.5. Halterna av dessa former av kväveoxider återspeglar i än högre grad de kväveoxidutsläpp som sker utanför Sveriges gränser, och deras halttrender i relation till trenderna för t ex NO₂ visar att kväveoxidutsläppen i Europa som helhet har minskat långsammare än i Sverige.



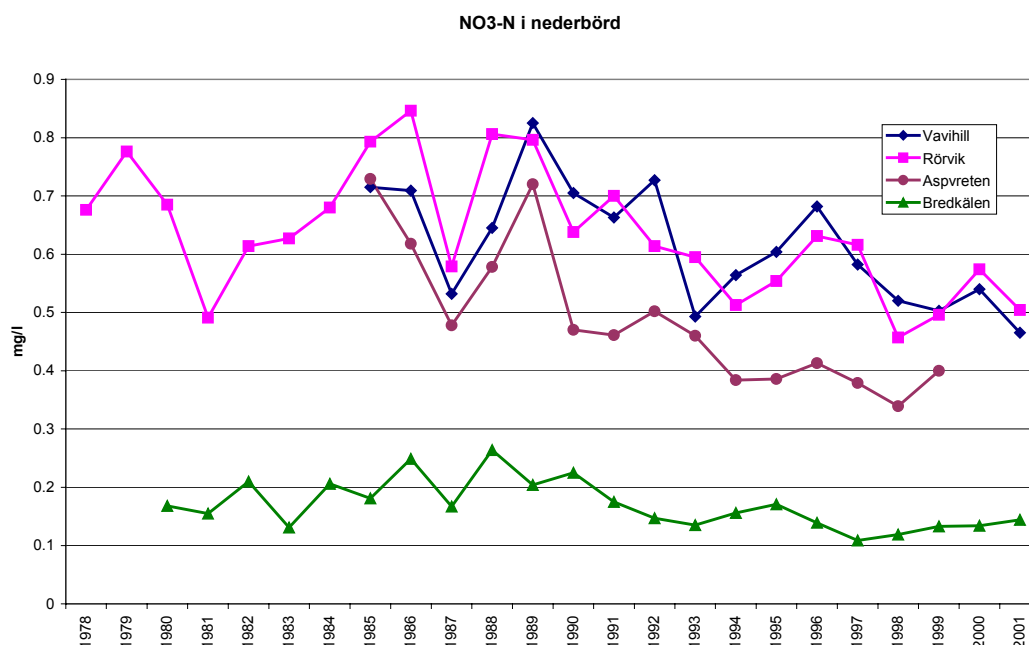
Figur 4.4 Årsmedelvärden av halten av NO₂ (i µg N/m³) i bakgrundsluft 1982-2001.



Figur 4.5 Årsmedelvärden av halten av nitrat (i µg N/m³) i bakgrundsluft 1986-2001.

4.1.2 Halter i nederbörd, nedfall, försurning, kritisk belastning

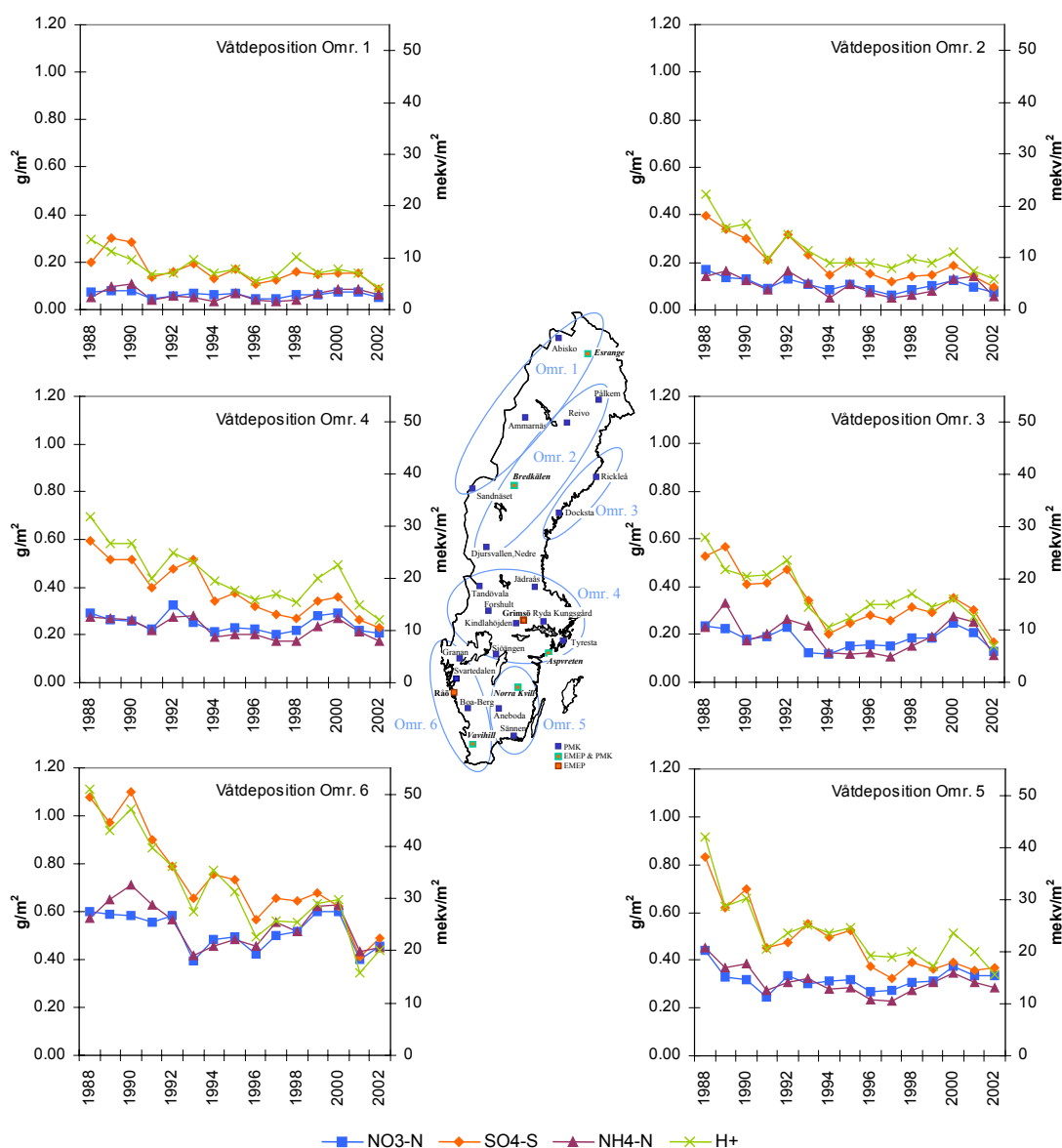
Betydande minskningar av utsläppen av försurande ämnen, främst svavel, i Europa under de senaste decennierna har gjort att pH-värdet i nederbörd har stigit, men fortfarande förekommer pH-halter som månadsmedelvärde under vintern som är lägre än 4,5 på flera stationer i Sverige. Halten av nitrat i nederbörd på svenska bakgrundsstationer uppvisar en viss minskning liknande den för halten av nitrat i luft, se Figur 4.6, men med avseende på nedfallet av kväve har detta kompenseras genom ökade nederbördsmängder under senare år (Hallgren et al., 2003). Andelen nitratkväve är ungefär lika stor som andelen ammoniumkväve, både i nederbörd och i nedfall, se figur 4.7.



Figur 4.6 Årsmedelvärden av halten av nitrat (i mg N/l) i nederbörd på svenska bakgrundsstationer 1978-2001.

På uppdrag av luftvårdsförbund, länsstyrelser, kommuner och skogsvårdsstyrelser mäter IVL nedfall av luftföroreningar och markvattnets sammansättning på 109 skogsytor i Sverige. Mätningarna som startade i begränsad omfattning 1985 har vuxit successivt och omfattar nu i princip hela Sverige. Använda metoder har i princip varit desamma under hela mätperioden, vilket gör data från slutet av 1980-talet jämförbara med senare års data. Flertalet provytor ligger i Skogsvårdsorganisationens observationsytor i bakgrundsmiljö. Undersökningarna har visat att nedfallet av svavel och kväve är störst i sydvästra Sverige och avtar åt nordost. Längre norrut finns en gradient med större nedfall i Stockholmsområ-

det och längs Norrlandskusten än inåt landet. Sedan mätningarna startade har nedfallet av svavel minskat betydligt, liksom skillnaderna mellan olika regioner i Sverige. Samtidigt har nederbörden blivit mindre sur. Till stor del förklaras det av minskade utsläpp av svavel i Europa. När det gäller kväve är det svårt att se trender. Trots markant minskad försurningsbelastning är det svårt att se någon tydlig minskning av markvattnets surhetsgrad. Främsta orsaken är sannolikt att återhämtningen i skogsmark är långsam och att kritiska belastningsgränser fortfarande överskrids i vissa områden i södra Sverige.



Figur 4.7 Årsvåtdeposition av $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{SO}_4\text{-S}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och H^+ som medelvärde för sex olika regioner i Sverige mellan åren 1988 och 2002.

Under det hydrologiska året 2001/02 noterades störst nedfall av svavel för granytor i Skåne och Halland, där 8-8,7 kg per hektar uppmättes. Som genomsnitt för 27 skogsytor med varierande trädslag i hela Götaland uppmättes 3,8 kg svavel per hektar under samma period. Motsvarande för elva skogsytor i Svealand var 2,0 kg/ha och 1,1 kg/ha för sju ytor i de fyra norrlandslänen.

När det gäller nedfall av kväve återfanns toppnoteringarna i Halland där 16,9 kg kväve per hektar uppmättes. På ytterligare två lokaler i Skåne och Bohuslän bidrog nederbörden med mer än 10 kg kväve per hektar. Motsvarande för de två nordligaste lokalerna i Västerbottens och Norrbottens län var 2 kg per hektar. Många lokaler i södra Sverige bär tydliga spår av flera decenniers belastning av försurande ämnen med ökad risk för utlakning av försurande och övergödande ämnen. Speciellt i Hallands län har en risk för utlakning av kväve från områden med växande skog noterats.

För kväve föreligger det en betydande gradient över landet med störst kvävebelastning i sydvästra Sverige (Halland) och minst i norra Sverige (inre delarna av Västerbotten). När det gäller koncentrationen av oorganiskt kväve i nederbörd från öppet fält har halterna visat viss tendens till minskning under 1990-talet, speciellt i mellersta och norra Sverige. Dock har detta kompenseras av ökade nederbördsmängder och nedfall av organiskt kväve.

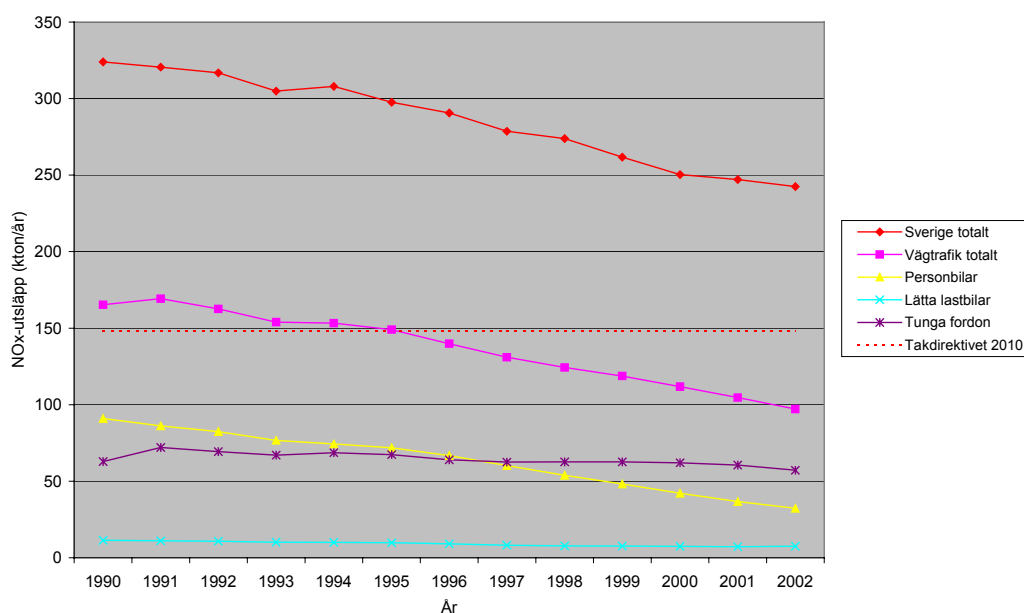
De minskningar av försurande utsläpp som skett i Europa har minskat arealen med överskridande av kritiska belastningsgränser för svensk skogsmark från ca 65 % 1980, till 45 % 1990 och 24 % 1997. År 1997 överskred nedfallet den kritiska belastningen på drygt 5 miljoner ha skogsmark. Nuvarande internationella avtal och nationella planer för utsläppsminskningar i Europa förväntas minska överskridandet i Sverige till ca 14 % av skogsmarksarealen till år 2010.

För ca 17 % av de svenska sjöarna överskrids idag kritisk belastning och överskridandet är särskilt stort i sydvästra Sverige. Internationella avtal och nationella planer för utsläppsminskningar förväntas kunna minska andelen sjöar i Sverige som överskrider kritisk belastning till cirka 10 % år 2010.

Beräkningarna av kritisk belastning för övergödning av skogsmark visar att dagens nedfall av kväve överskrider den kritiska belastningen för ca 30 % av skogsmarksarealen. Överskridandet är högst i sydvästra Götaland. Nedfallet av kväve i Sverige har endast minskat marginellt under 1990-talet. Existerande internationella avtal och nationella planer för utsläppsbegränsningar i Europa förväntas minska överskridandet från ca 30 % till 19 % av skogsmarksarealen fram till år 2010. Kvarvarande biologiska effekter år 2010 på grund av försurning förväntas främst i sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige. Övergödning förväntas påverka växter och djur i skogsekosystemet mer än försurningen år 2010.

4.1.3 Utsläpp

Utsläppen av kväveoxider från den svenska vägtrafiken har minskat stadigt sedan början av 90-talet, främst genom införandet av katalysatorer på bensindrivna lätta fordon, se Figur 4.8. Utsläppen från vägtrafiken sjönk från ca 170 000 ton till ca 100 000 ton per år under perioden 1990-2002 (Naturvårdsverket, 2004). Under motsvarande period sjönk de totala utsläppen av kväveoxider i Sverige från drygt 320 000 ton till ca 240 000 ton per år, dvs huvuddelen av den totala nationella minskningen i utsläpp stod de minskade utsläppen från vägtrafiken för. För att uppfylla Takdirektivet behöver de totala svenska utsläppen av kväveoxider minska med ytterligare ca 100 000 ton till år 2010. Vägverket beräknar i sina prognoser att utsläppen av kväveoxider från svensk vägtrafik kommer att minska med ca 50 000 ton fram till år 2010 (Vägverket, 2003), dvs om inga ytterligare minskningar görs av utsläppen från vägtrafiken behöver kväveoxidutsläppen från övriga sektorer (övriga transportslag, energi, industri, arbetsmaskiner) minska med sammanlagt ca 50 000 ton.



Figur 4.8 Utsläpp av kväveoxider i Sverige totalt och från den svenska vägtrafiken 1990-2002 (Naturvårdsverket, 2004).

4.2 NMVOC, bensen

4.2.1 Halter i luft

Figur 4.9 antyder att åtminstone en femtedel av alla svenska tätorter idag kan ha bensenhalter över motsvarande miljö kvalitetsnormen för år 2010 ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Det motsvarar även EU:s gränsvärde för samma år. Miljö kvalitetsnormen för bensen fungerar som indikator för

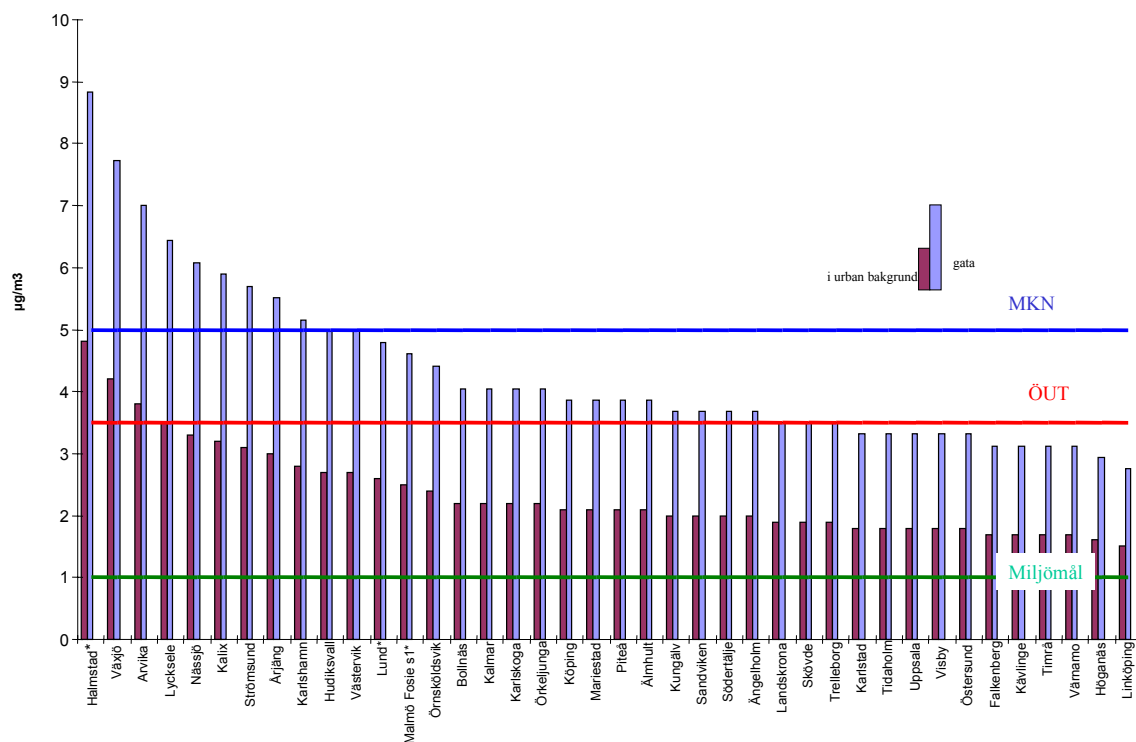
den totala halten av lättflyktiga organiska ämnen (VOC). Risk för överskridande finns främst i gator med stark trafik och/eller områden där småskalig vedeldning är omfattande. I knappast någon svensk tätort bedöms dock den toleransnivå för MKN som gäller för år 2002 ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) överskridas.

Inom Urbanmätnätet mäts åtta olika VOC i ett fyrtiotal tätorter, främst under vinterhalvåret. Av de tätorter som mätt VOC var halterna i urban bakgrund vintern 2002/2003 högst i Växjö, Arvika och Lycksele. Liksom tidigare år finns norrländska och värmländska orter ofta med bland dem som har högst halter, vilket hänger ihop med kallt klimat och betydande vedeldning. Noteras bör att vinterhalvårsmedelvärdet för bensen bedöms vara cirka 20 procent högre än årsmedelvärdet.

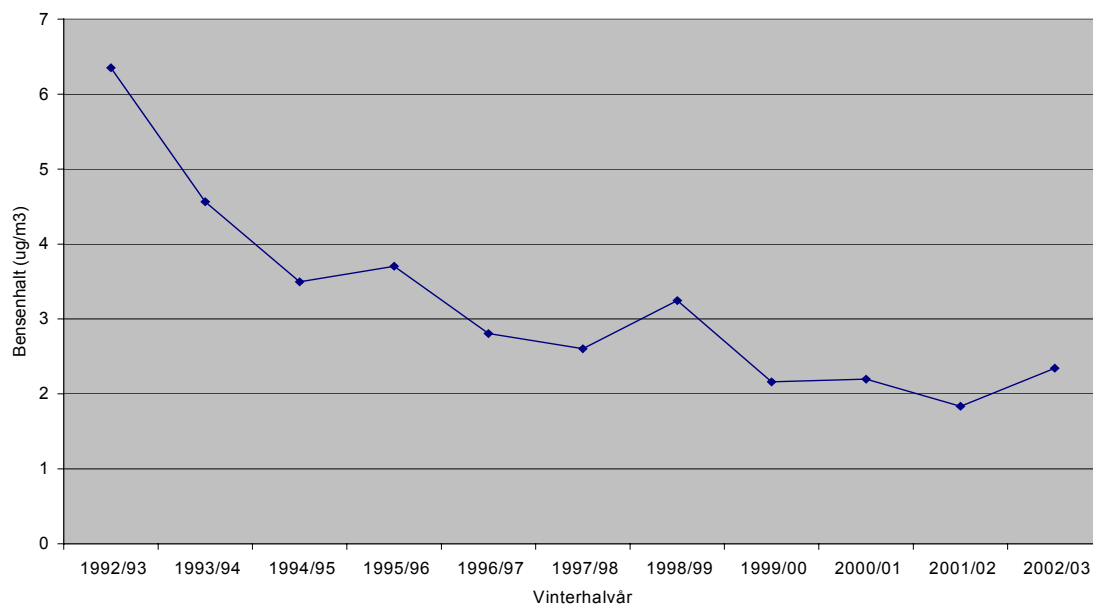
Sverige har miljömål till år 2020 även för andra VOC än bensen, nämligen eten och formaldehyd. Tillgången till mätdata för dessa från mätningar i omgivningsluft är dock ytterst begränsad. Målet för eten överskrids troligen i nuläget i starkt trafikerade gator i de flesta svenska tätorter. Även målet för formaldehyd överskrids troligen i många tätorter, men halterna är förmodligen betydligt högre i inomhusmiljö på grund av avgång från möbler och byggmaterial.

Det svenska miljömålet för bensen år 2020, för att undvika negativa effekter på människors hälsa, överskrids sannolikt i alla svenska tätorter. Halterna av bensen och andra VOC i svenska tätorter bedöms bidra till cancer. Hur många fall är svårbedömt.

Halterna av bensen i svenska tätorter har sjunkit kraftigt sedan de första mätningarna inleddes vinterhalvåret 1992/93, och har mer än halverats fram till idag, se Figur 4.10. De sjunkande halterna förklaras dels av att halten av bensen och övriga aromater sänkts i bensin och diesel under 90-talet, dels av den ökande andelen katalysatorbilar i fordonsparken. Under senare år har haltminskningen planat ut, till viss del sannolikt förklarad av ett antal kallare vintrar under senare år.



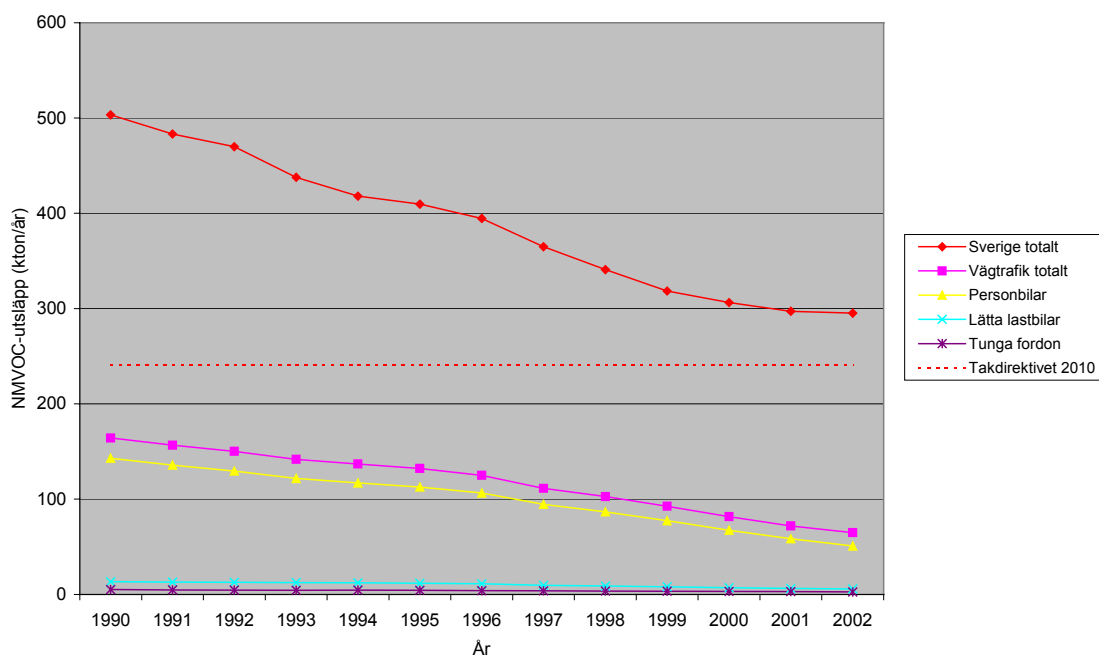
Figur 4.9 Medelvärden för bensen i urban bakgrundsluft för vinterhalvåret 2002/2003 (röda staplar) samt schablonberäknade årsmedelvärden för gator med de högsta halterna (blå staplar).



Figur 4.10 Trend för halten av bensen i svenska tätorter (urban bakgrund, befolkningsviktade vinterhalvsårsmedelvärden) 1992-2003.

4.2.2 Utsläpp

Utsläppen av flyktiga kolväten (NMVOC) från den svenska vägfriken har minskat stadigt sedan början av 90-talet, främst genom införandet av katalysatorer på bensindrivna lätta fordon, se Figur 4.11. Utsläppen från vägfriken sjönk från ca 165 000 ton till ca 65 000 ton per år under perioden 1990-2002 (Naturvårdsverket, 2004). Under motsvarande period sjönk de totala utsläppen av NMVOC i Sverige från drygt ca 500 000 ton till knappt ca 300 000 ton per år, dvs vägfrikens svarade för ca hälften av den totala nationella minskningen. För att nå Takdirektivet behöver de totala svenska utsläppen av NMVOC minska med ytterligare ca 50 000 ton till år 2010. Vägverket beräknar i sina prognoser att utsläppen av NMVOC från svensk vägfrik kommer att minska med ca 40 000 ton fram till år 2010 (Vägverket, 2003), dvs en stor del av den minskning som krävs för att uppfylla Takdirektivet.



Figur 4.11 Utsläpp av NMVOC i Sverige totalt och från den svenska vägfriken 1990-2002 (källa: Naturvårdsverket, 2004).

4.3 Partiklar (PM₁₀)

4.3.1 Halter i luft

Det finns risk för att fler än hälften av alla svenska tätorter inte klarar miljö kvalitetsnormen för partiklar till år 2005. Denna slutsats kan dras både från mätningar i urban bakgrund och

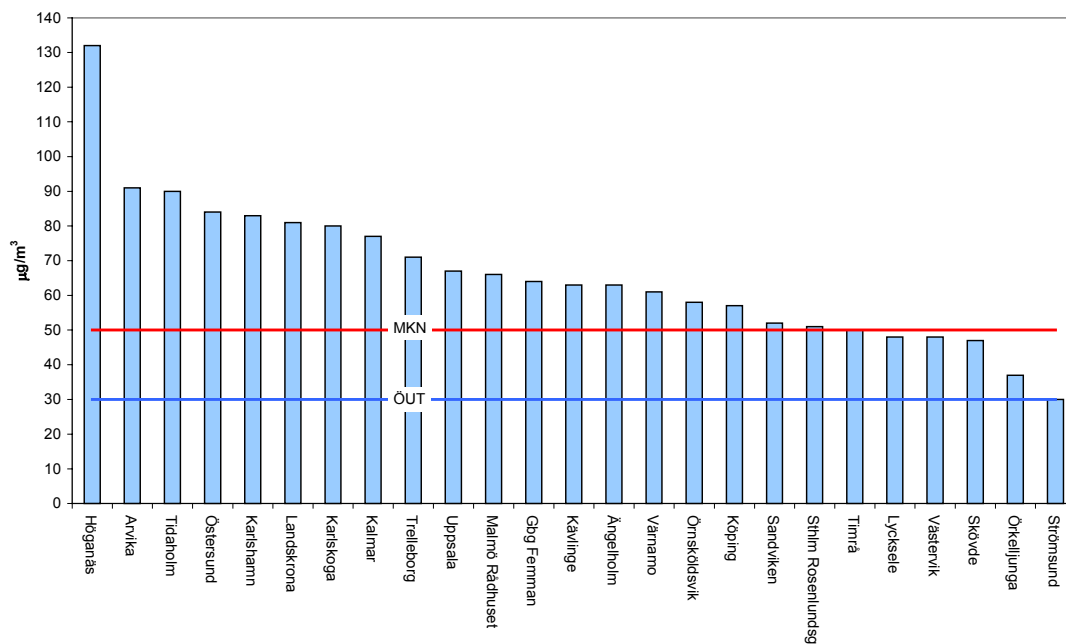
gator med mycket trafik under år 2002 och vinterhalvåret 2002/2003. Därmed framstår miljökvalitetsnormerna för partiklar som de avgjort mest problematiska för svenska kommuner att uppfylla av alla gällande och planerade miljökvalitetsnormer.

Av Figur 4.12 framgår att 24 av 25 tätorter som mätt i urban bakgrund hade halter över den övre utvärderingströskeln för dygnsmedel. För dessa tätorter finns det risk för att miljökvalitetsnormen för partiklar överskrids i någon starkt trafikerad gata år 2005. Det innebär enligt Miljöbalken att mätningar behöver genomföras.

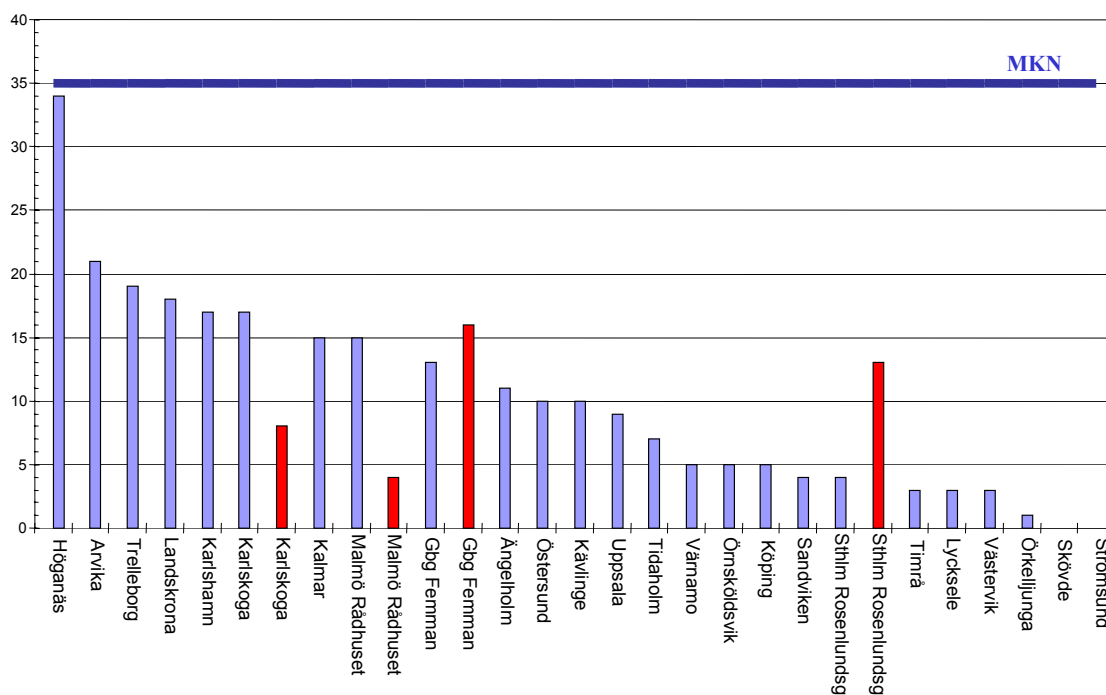
Halten i urban bakgrund överskred dock inte miljökvalitetsnormen för år 2005 i någon tätort under vintern 2002/2003, vilket framgår av Figur 4.13. Den tätort som låg närmast var Höganäs. Men det bör observeras att mätningarna endast skedde under ett halvår och att det är möjligt att några av tätorterna hade haft överskridande om mätningar hade gjorts hela året.

Få mätningar av partiklar görs i starkt trafikerade gator och därmed kan andelen med risk för överskridande inte beräknas noggrant. Stockholm har visat sig ha överskridande av det normvärde som gäller för 2005 för den starkt trafikerade Hornsgatan. Man har insett problemet och länsstyrelsen i Stockholms län lade i början av 2004 fram ett åtgärdsprogram (Länsstyrelsen Stockholms län, 2004). Även Landskrona och Uppsala har under de senaste åren uppmätt halter i starkt trafikerade gator som tyder på betydande risk för överskridande av normen år 2005.

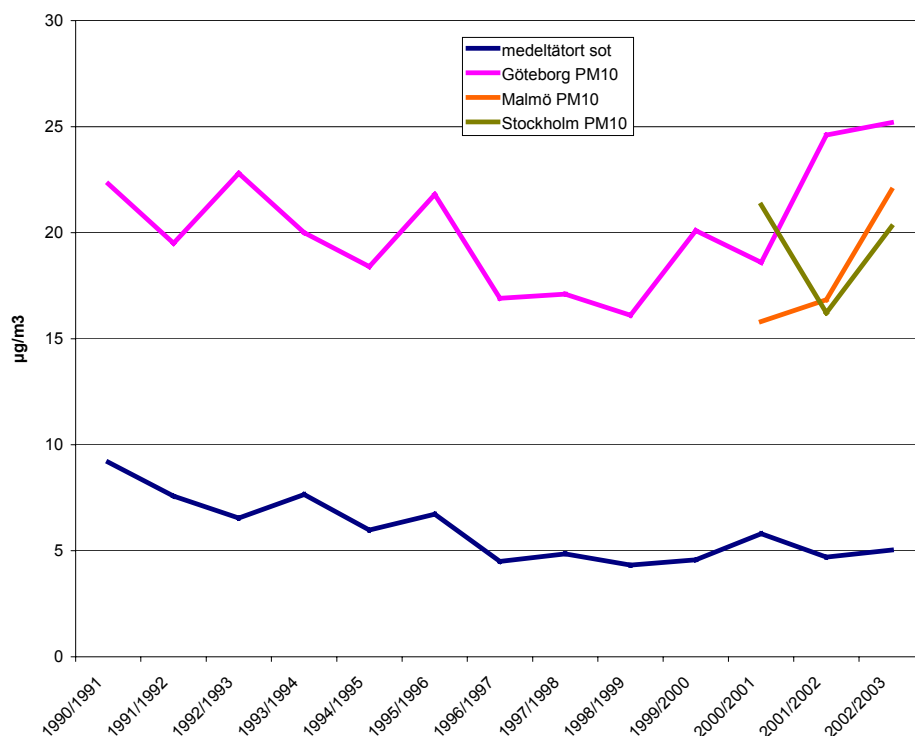
För PM_{10} finns ytterst få längre tidsserier, varför slutsatser om trender är svåra att dra. Mätningar i Göteborg sedan 1990 uppvisar inte någon tydlig trend, se Figur 4.14. Halten av sot uppvisar dock lägre halter idag jämfört med i början av 1990-talet för svenska tätorter i genomsnitt, vilket kan innebära även en viss minskning av PM_{10} kan ha skett i svenska tätorter. Vägfrikrelaterad PM_{10} härrör dels från avgaser, dels från slitage av vägbana, däck och bromsar och från sandning vintertid. I trafiknära miljöer bidrar partiklar från slitage med 70-80% till förekommande PM_{10} -halter (Vägverket, 2003).



Figur 4.12 98-percentil för dygnsmedelvärden för partiklar (PM₁₀) i urban bakgrund vintern 2002/2003 jämfört med den övre utvärderingströskeln (ÖUT).



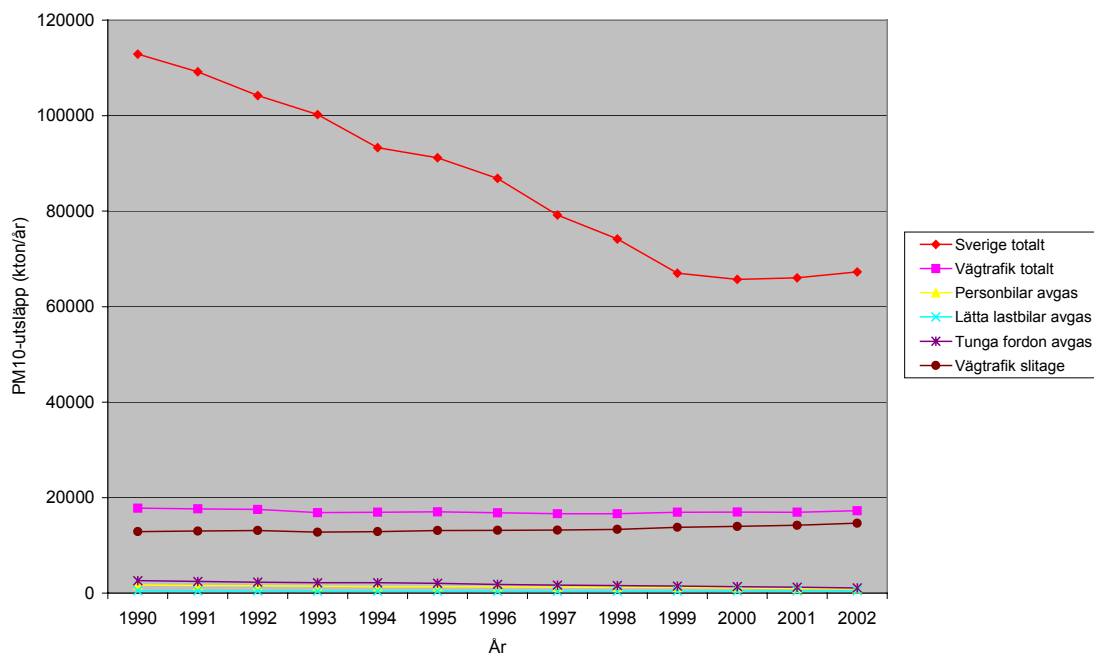
Figur 4.13 Antal dygn som miljö kvalitetsnormen (MKN) som dygnsmedelvärde för partiklar (PM₁₀) i urban bakgrund överskreds under vintern 2002/2003 (blå staplar) och år 2002 (röda staplar).



Figur 4.14 Trender för PM₁₀ och sot i svenska tätorter.

4.3.2 Utsläpp

Den svenska vägfrikens utsläpp av PM₁₀ domineras av slitagepartiklar, se Figur 4.15. Utsläppen av avgaspartiklar har minskat under 1990-talet, medan de slitagerelaterade partikelutsläppen har legat ganska konstant. Nationellt sett utgör de vägfrikrelaterade utsläppen av PM₁₀ endast en mindre del av de totala PM₁₀-utsläppen, mindre än en tredjedel. De totala nationella utsläppen har minskat relativt kraftigt fram till mitten av 1990-talet, och därefter planat ut. Värt att notera i sammanhanget är att inom EU och utsläppskonventionen CLRTAP förs för närvarande diskussioner om införande av utsläppstak respektive internationella utsläppståganden på nationell nivå även för partiklar.



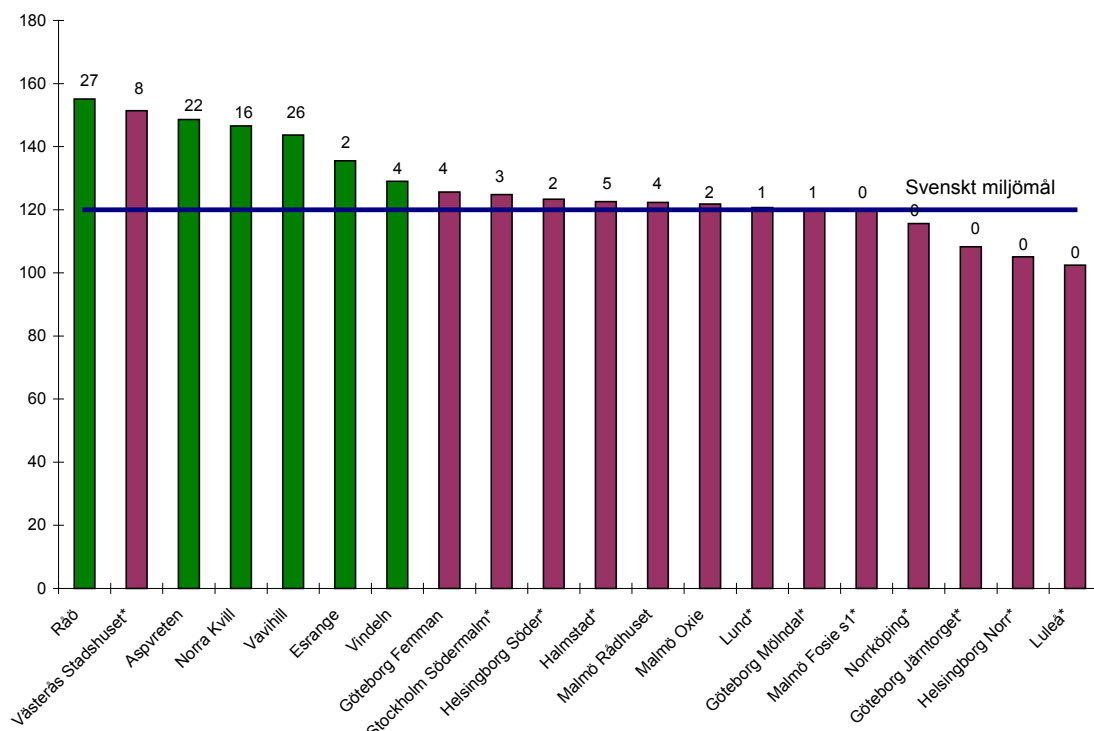
Figur 4.15 Utsläpp av PM₁₀ i Sverige totalt och från den svenska vägtrafiken 1990-2002 (källa: Naturvårdsverket, 2004).

4.4 Ozon

För ozon finns ännu ingen miljö kvalitetsnorm. Istället finns miljömål för både hälsa och naturmiljö som skall uppnås till år 2010 inom EU och 2010 samt 2020 i Sverige (se Tabell 3.7).

I södra Sveriges landsbygd överskrids i nuläget både EU:s och de svenska miljömålen för hälsa för år 2010. I norra Sverige är överskridanden mindre vanligt. Ett fåtal mätningar görs i svenska tätorter, och i Figur 4.16 framgår att flera av tätorterna år 2002 överskred det svenska miljömålet för hälsa år 2010. EU:s miljömål överskreds dock inte i någon av de tätorter som mätte ozon. I svenska tätorter är halterna i allmänhet lägre än i den omgivande landsbygden. Det förklaras av att tätorter har en större mängd avgaser och därmed högre halt av kväveoxid, vilket till viss del bryter ner ozon. Bildning av marknära ozon påskyndas vid solstrålning och vid höga temperaturer. Till skillnad från de flesta andra luftföroreningar är halterna av ozon därmed generellt högre under våren och sommaren än under vintern, och högre på eftermiddagen än under förmiddagen.

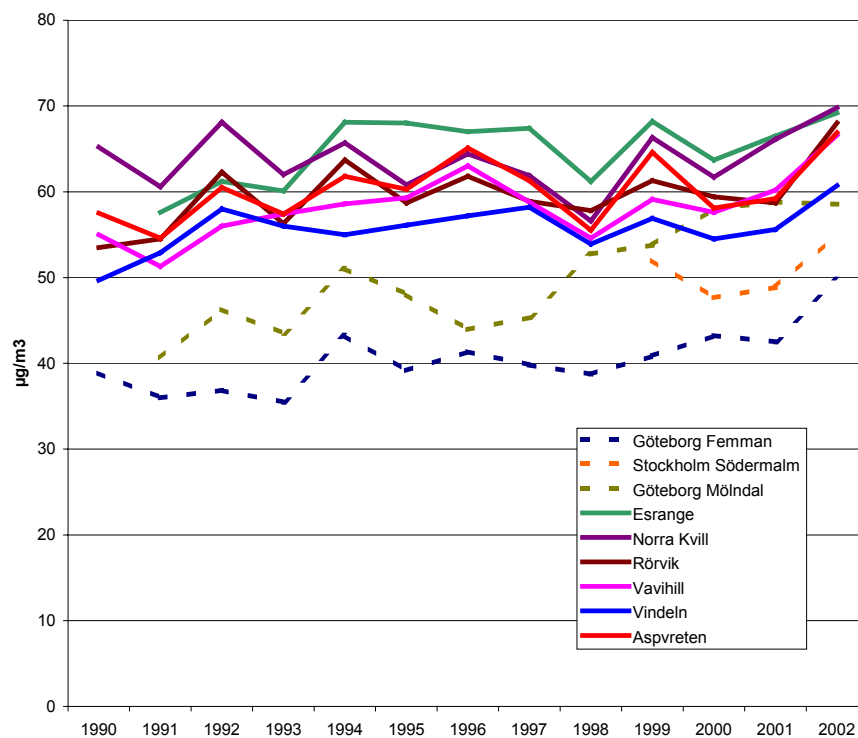
Halterna av ozon i Sverige under de senaste åren har däremot inte varit så höga att allmänheten måste informeras enligt de krav som finns i EU-direktiv 2002/3/EB (180 µg/m³).



Figur 4.16 Halter av ozon i svenska tätorter (röda staplar) jämfört med landsbygd (gröna staplar) som högsta glidande 8-timmars medelvärde under sommaren 2002. Miljömålet för Sverige är markerat med en blå linje. Data från svensk miljöövervakning (IVL, ITM och Naturvårdsverket) samt kommuner. Siffran ovanpå staplarna anger hur många dagar som EU:s miljömål överskreds. *Mätningar utförda med DOAS-instrument.

Få mätningar av ozon har gjorts för perioden, men troligtvis har halterna i tätorter inte minskat med tanke på att medelhalterna av ozon ökat successivt på landsbygden i Sverige och andra länder i Europa, vilket antyds i Figur 4.17. I figuren syns att ozonhalten i Göteborg ökat under perioden, vilket till en del kan förklaras av för ozonbildningen gynnsamma väderleksförhållanden under senare år.

Medelhalterna av ozon i bakgrundsluft, uppvisar inte någon minskning, vare sig i Sverige eller övriga Europa, utan snarare finns en tendens till ökning, se Figur 4.17. Avseende halter i tätortsluft finns bara ett fåtal tätorter med längre mätserier. Halterna i tätortsluft bedöms sannolikt uppvisa en ökande snarare än en minskande trend, dels eftersom halterna på landsbygd inte minskar, dels eftersom utsläppen och halterna av kväveoxider, som på lokal skala medverkar till nedbrytningen av bakgrundsluftens ozon, uppvisat en stadig nedåtgående trend för flertalet svenska tätorter.



Figur 4.17 Trender för halten av marknära ozon på landsbygd och i urban bakgrund i några svenska tätorter. Data från svensk miljöövervakning (Naturvårdsverket, IVL och ITM) samt kommuner.

5 Motorteknisk utveckling för att klara avgaskraven

5.1 Litteraturstudie

Den litteratur som författaren till detta avsnitt redan hade tillgång till innan denna studie gjordes var inte speciellt omfattande när det gäller NO₂ emissioner. NO₂ emissionerna omfattas inte av dagens avgaskrav annat än i enstaka specialfall som t.ex. fordon och motorer som används i gruvor och vid arbeten i tunnlar. Därför har det ej heller publicerats speciellt mycket inom området med koppling till motor- och avgasreningsteknik. Slutsatsen blev därför att göra en mindre litteraturstudie för att komplettera med mer information inom området.

5.1.1 Databas

Ecotrafic prenumererar sedan ett antal år tillbaka på en databas som kallas ”Global Mobility Database” (GMD). Denna databas kommer från organisationen SAE (Society of Automotive Engineers) i USA. Organisationens motsvarighet i Sverige kan sägas vara Svea (Swedish Vehicular Engineers Association) men även i viss mån SMR (Sveriges Mekanisters Riksförbund) och SKR (Sveriges Kemisters Riksförbund).

GMD databasen innehåller över 120 000 rapporter och biografier. De äldsta är från 1906, året då SAE bildades. Förutom den litteratur som SAE själva publicerar finns även litteratur från organisationens systerorganisationer världen över i databasen. Det bör dock framhållas att databasen ingalunda är heltäckande. Emellertid är sökningen i SAE databasen tämligen enkel och insatsen i tid och pengar för att göra en fullständig litteratursökning av det slag som man t.ex. förväntar sig i en vetenskaplig avhandling är förhållandevis mycket större än den ”enkla” metod som använts här.

5.1.2 Litteratursökning

Initialt testades ett antal olika sökord i GMD databasen för att se om man dels kunde få med allt material inom området, dels för att begränsa materialet till de publikationer som var av störst intresse. Då det efterhand visade sig att omfattningen av materialet inte var särdeles stor tillämpades den förstnämnda metoden. En sökning med följande sökord gav resultat som i princip omfattade all intressant litteratur:

- NO₂
- Nitrogen dioxide

Nämnas bör att sökningen i GMD databasen inte kan göras som fritextsökning utan den är begränsad till bibliografiska data och sammanfattningen av rapporterna.

Sökningen i databasen gav 296 träffar. Självfallet förekommer ett antal publikationer i en sådan lista som *inte* är av intresse⁷ i detta sammanhang. Likaså finns en del samlingspublikationer (SAE Special Publications, förkortat SP). Dessa sorterades bort emedan de enskilda publikationerna som ingår i dessa samlingspublikationer egentligen är de som är av intresse. Likaså sorterades litteratur på andra språk än engelska, tyska och svenska bort. När den nämnda sällningen gjorts kvarstod 217 publikationer.

5.1.3 Urval av litteratur

När ovannämnda ”grovsällning” gjorts blev nästa moment att läsa igenom rubrikerna för att ta bort de publikationer som uppenbarligen inte är av något intresse. När detta var gjort kvarstod den största delen av litteraturgenomgången; nämligen att läsa igenom sammanfattningarna. Utifrån en bedömning av sammanfattningarna valdes sedan ett 20-tal rapporter ut. För de rapporter som är från 1998 eller senare⁸, och som dessutom publicerats av SAE själva, kan rapporterna beställas i elektronisk form (som pdf-format).

5.1.4 Sammanställning av litteratur

En sammanställning av den litteratur som hittats i sökningen ovan har gjorts i ett kalkylblad (MS Excel). Någon fullständig sammanställning med kommentarer kring varje rapport av intresse har inte gjorts utöver den nämnda listan. De rapporter som varit av störst intresse har citerats i texten och en del av det underlaget kommenteras.

5.1.5 Mätning av NO och NO₂ i avgaser

Innan man går in på bildning av NO och NO₂ kan det vara på sin plats att nämna något om mätningar i avgaserna av dessa emissionskomponenter. Mätningen av NO och NO_x (summa av NO och NO₂) är en sedan decennier etablerad teknik. Chemiluminescens är den mätprincip som används mest. När det gäller mätning av NO₂ finns dock en hel del problem. Normalt mäts NO₂ som skillnaden mellan NO_x och NO. Helst skall detta göras i realtid och simultant med två olika instrument om körcykeln är transient. Ifall körcykeln är stationär görs en ”omkoppling” mellan mätning av NO och NO_x i samma instrument på varje mätpunkt. Ett problem som är uppenbart rör mätning vid låga nivåer av NO₂. Dessa mätningar kan då t.o.m. ge negativa värden för NO₂ beroende på att ett stort mätvärde skall subtraheras från ett annat ungefär lika stort mätvärde och att en spridning finns för båda emissionskomponenterna eller mellan de två instrumenten. NO₂ är ingen stabil förening utan kan reagera med andra komponenter och kan dessutom lösas i kondenserat vatten.

⁷ Exempelvis publikationer om livsuppehållande system på framtida rymdstationer.

⁸ Vissa enstaka äldre rapporter finns också tillgängliga i elektronisk form. Det visade sig faktiskt att ett par av de beställda rapporterna som publicerats före 1998 fanns tillgängliga i PDF format.

Detta är ett uppenbart problem om avgaserna samlas i påse för analys efter att provet körts. Vidare kan en del metaller katalysera oxidationen från NO till NO₂. Detta gäller t.ex. för kromföreningar som finns i rostfritt stål, ett mycket vanligt material vid provtagning av avgaser. Risker för felaktiga mätvärden är således stor och en del resultat som finns i litteraturen kan faktiskt ifrågasättas av den anledningen.

5.2 Bildningen av NO_x i motorer

5.2.1 Bildning av NO

När det gäller emissioner av NO₂ är det ju i första hand de direkta emissionerna av denna emissionskomponent som avses. NO₂ kan antingen bildas i förbränningen i motorn eller så sker en oxidation av NO till NO₂ i katalysatorn. Likväl är även de totala NO_x emissionerna av stor betydelse då en oxidation av NO till NO₂, liksom beskrivits i tidigare kapitel, förekommer i omgivningsluften.

Bildningen av NO (och NO_x) i förbränningsmotorer sker enligt tre olika mekanismer:

- Bildning från kväve i drivmedlet
- Prompt NO_x
- Termisk NO_x

Bensin och dieselolja innehåller, liksom de flesta andra drivmedel, så små kvantiteter kväve att denna väg för bildning av NO_x kan försummas⁹.

Så kallad prompt NO_x är, som benämningen antyder, en mycket snabb bildning av NO_x. Prompt NO_x bildas som en sidoreaktion i flamfronten via OH-radikaler som med kvävemolekyler i sin tur bildar nya föreningar. Prompt NO_x är av underordnad betydelse för den totala NO_x bildningen i förbränningsmotorer.

Som framgår av resonemanget ovan dominerar den termiska NO bildningen. Termisk NO bildas enligt något som brukar kallas den utökade Zeldovich mekanismen.

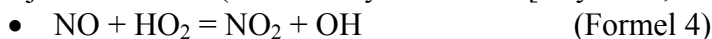
- $O + N_2 = NO + N$ (Formel 1)
- $N + O_2 = NO + O$ (Formel 2)
- $N + OH = NO + H$ (Formel 3)

De två första reaktionerna härrör från Zeldovich som, vilket framgår av benämningen, var den förste att föreslå dessa mekanismer [Heywood, 1988]. Lavoire m.fl. adderade den sista formeln (därför benämningen ”utökad” Zeldovich mekanism) och den bidrar signifikant till bildningen av NO [Lavoire, 1970].

⁹ I stationära förbränningsammanslagningar kan dock kväveinnehållet vara så högt att den NO_x som bildas inte är försumbar i förhållande till de termiska NO_x emissionerna.

5.2.2 Bildning av NO₂

NO₂ bildas från NO både i motorn och i katalysatorn. Bildningen av NO₂ i motorn sker enligt följande reaktion (se bl.a. Heywood m.fl. [Heywood, 1988]):



Därefter sker en omvandling av NO₂ till NO via följande reaktion:



Det råder ett jämviktsförhållande mellan NO och NO₂. Detta är under förbränningen i motorn förskjutet mot nära nog 100 % NO medan förhållandet i omgivningsluften är det motsatta. Reaktionskonstanterna för reaktionerna ovan är oftast tämligen låga i förhållande till tidskonstanterna för en motors förbränningscykel. Detta innebär att den snabba expansionen i slutet av arbetstakten och under avgastakten så att säga "fryser" koncentrationen.

I avgaserna från bensindrivna ottomotorer utgör ofta NO₂ mindre än 1 % av de totala NO_x emissionerna. För äldre dieselmotorer är det ofta fråga om 5-10 %. Emellertid har detta förhållande i det senare fallet ändrats påtagligt under de senaste åren. En så pass hög andel som 30 % är inte ovanlig för nya fordon. Detta konstaterande gäller främst dieselmotorer till lätta fordon men det finns anledning att tro att denna trend lär komma även för motorer till tyngre fordon. Det finns två orsaker till den nämnda ökningen av NO₂. Dels utgör andelen NO₂ ut från motorn en större andel för moderna motorer, dels oxideras NO till NO₂ i en del typer av katalysatorer.

För ottomotorer med nya förbränningskoncept finns en risk för ökad *andel* NO₂ i förhållande till dagens konventionella koncept med stökiometrisk och homogen förbränning. Exempel på detta är koncept med så kallad skiktad "mager" förbränning (eng.: stratified charge lean-burn). Ett exempel på en sådan motortyp är vissa bensinmotorer (men inte alla) som använder direktinsprutning av bensin¹⁰. Man kan dock utgå ifrån att eftersom de framtida emissionskraven för NO_x är så pass hårda som de trots allt är för bensinbilar utgör detta ingen direkt hälsofara. Exempelvis ligger NO_x kravet i Euro IV på 0,08 g/km. Om 25 % av NO_x emissionerna utgörs av NO₂, så skulle dessa emissioner ligga på en nivå av "endast" 0,02 g/km. Det kan diskuteras ifall det under sådana förutsättningar kan anses meningsfullt att införa ett separat krav på emissioner av NO₂ som komplement till kraven på NO_x.

NO₂ kan också bildas i katalysatorn från NO. Som nämnts ovan finns ett jämviktsförhållande mellan NO och NO₂. För de, i förhållande till förbränningsrummet,

¹⁰ Med direktinsprutning avses i detta fall insprutning av bränslet i cylindern. Den konventionella typen av insprutning sker i inloppsroret eller i inloppskanalen och kan därför inte – vilket ofta felaktigt brukar vara fallet – kallas direktinsprutning.

lägre temperaturer som råder i katalysatorn innebär detta att andelen NO₂ oftast ligger under jämviktsförhållandet och att NO därmed kan oxideras till NO₂ i katalysatorn. Katalysatorer kan dock vara olika selektiva för denna oxidation så därför är det svårt att dra generella slutsatser. Under vissa förhållanden kan t.o.m. en minskning av andelen NO₂ ske, men oftast gäller det motsatta.

5.3 Jämförelse av emissionsnivåer för olika fordon

När man har för avsikt att jämföra emissionskraven mellan olika typer av fordon finns ett flertal viktiga faktorer att beakta. Fordonstyperna är ofta helt olika, de används under helt skilda körförhållanden (olika körcykler), ibland finns kallstart med och ibland inte, osv. Notera exempelvis att emissionskraven för lätta fordon anges i enheten g/km medan enheten för motorer till tunga fordon anges i g/kWh. Emissionstesterna på lätta fordon sker (enligt avgasbestämmelserna) på så kallad rullande landsväg (chassidynamometer) medan en motorprovbänk används för motorerna till tunga fordon. Motorn är i det senare fallet således inte är inmonterad i fordonet vid testerna utan testas separat.

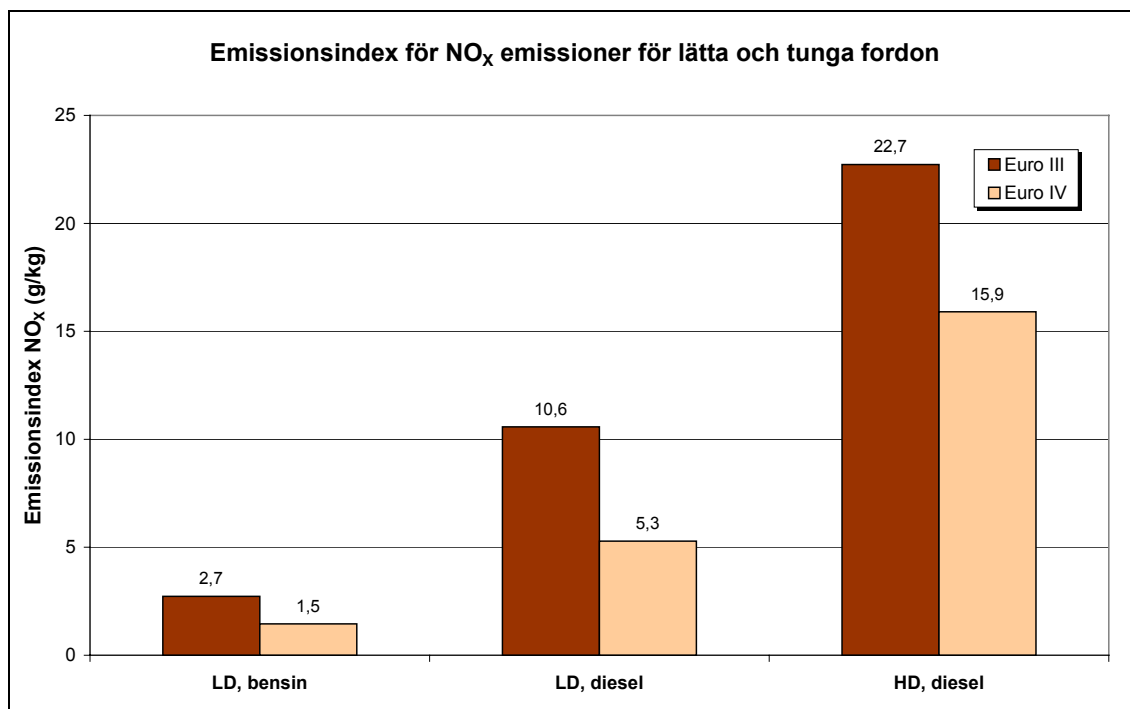
För att erhålla en kvalitativ bild av hur emissionskraven skiljer sig åt mellan olika fordon kan man använda sig av ett begrepp som brukar benämnas emissionsindex (EI). Detta index beräknas genom att man dividerar den specifika emissionen för respektive emissionskomponent med den specifika bränsleförbrukningen. Av praktiska skäl kan man använda enheten g/kg. I nedanstående figurer används beteckningen "LD" för lätta fordon och "HD" för tunga fordon.

För att beräkna emissionsindex för nuvarande och kommande emissionskrav behövs en uppskattning av bränsleförbrukningen. För enkelhetens skull har den bränsleförbrukning som var medelvärde för alla nya sålda bilar i Europa under 2001 valts för bensin- respektive dieslbilar. Dessa nivåer låg på 7,3 l/100 km för bensinbilarna och 5,3 l/100 km för dieslbilarna. Man kan notera att nivåerna för personbilar som säljs i Sverige är väsentligt högre, vilket främst beror på skillnader i storlek och motorstyrka jämfört med EU-snittet¹¹. För tunga fordon har en nivå på 220 g/kWh ansatts för motorns specifika bränsleförbrukning som medeltal för ETC körcykeln. Säkert skulle man kunna hitta motiv för att använda några andra siffror men för en överslagsberäkning bör de valda siffrorna duga. Endast NO_x och partikelemissioner beaktas i jämförelserna eftersom det är dessa två emissionskomponenter som är av störst intresse för denna sammanställning.

¹¹ En anpassning av fordonsparken i Sverige till EU-genomsnittet skulle ge en förhållandevis stor minskning av bränsleförbrukning och CO₂ men frågor av denna karaktär har inte beaktats i denna studie.

5.3.1 NO_x emissioner

I figur 5.1 visas emissionsindex för NO_x emissionerna enligt Euro III och IV¹². I detta fall finner man som mest en skillnad mellan bensindrivna personbilar och dieseldrivna tunga motorer på omkring en tiopotens, vilket kan tyckas anmärkningsvärt mycket. Den relativa skillnad som föreligger mellan bensin- och dieseldrivna personbilar har debatterats flitigt media, medan den tidigare nämnda skillnaden inte alls har rönt samma uppmärksamhet.



Figur 5.1 Emissionsindex, NO_x

Sannolikt är det faktum att dieseldrivna personbilar konkurrerar med och jämförs med bensindrivna personbilar ett skäl till att NO_x kraven är hårdare för de dieseldrivna personbilarna i jämförelse med motorerna till tunga fordon. Skillnaden i nivå mellan de två olika kategorierna av dieseldrivna fordon kan främst förklaras med att de dieseldrivna personbilarna använder avgasåterföring, EGR (Exhaust Gas Recirculation) som metod för att sänka NO_x emissionerna. Teknik och applikation (t.ex. körnönster) är förvisso något mer gynnsam för användning av just den tekniken i personbilar men den fungerar även i tunga fordon. Exempelvis har alla stora motortillverkare i USA utom Caterpillar infört EGR på sina motorer för att klara 2004 kraven (tidigare lagda till oktober 2002 för de största motortillverkarna).

¹² Euro V för motorer till tunga fordon visas inte då denna gräns ligger tidsmässigt senare än Euro IV.

Man kan således konstatera att även EGR för motorer till tunga fordon faktiskt redan är en kommersiell och etablerad teknik även om den knappt används i Europa. Komponenter och kunskap hos underleverantörer finns redan tillgänglig och tekniken skulle därmed sannolikt kunna appliceras i stor skala i även i Europa med ganska kort varsel. Dock än kunskaperna om effekterna av EGR inom många områden som t.ex. tillförlitlighet, inverkan på icke-reglerade emissionskomponenter m.m., ännu ganska bristfälliga.

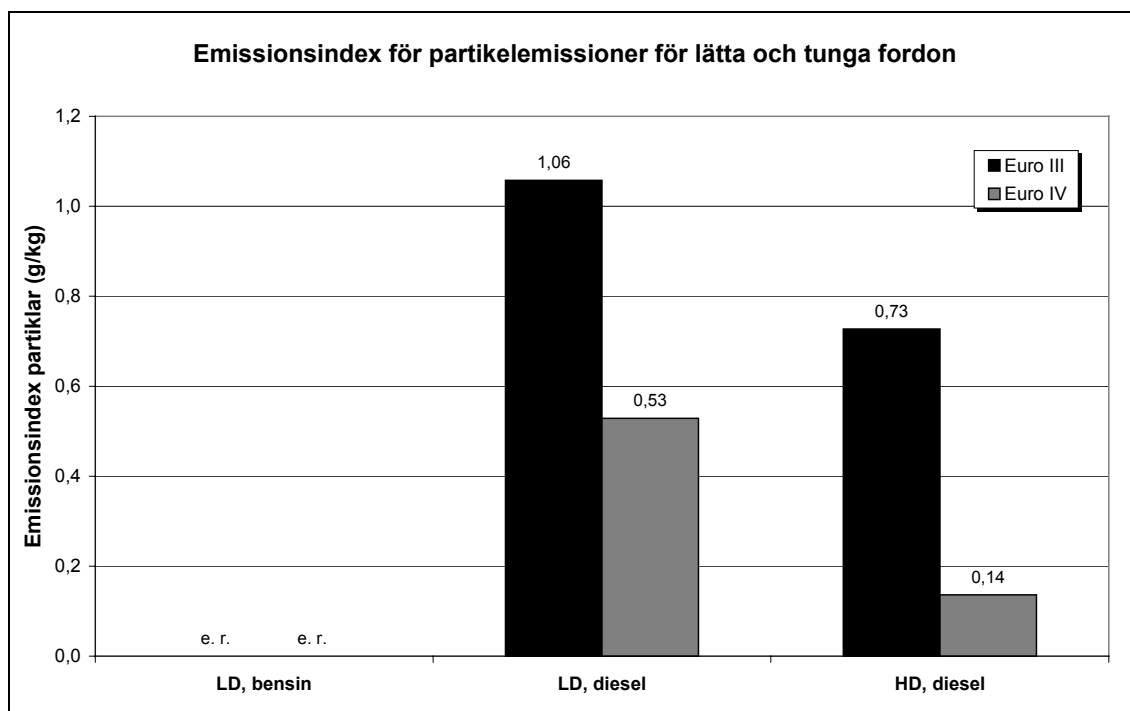
Scania presenterade i april 2004 en ny generation av lastbilar. Till hösten kommer ett motoralternativ i produktion som klarar Euro IV kraven [Scania, 2004]. Man applicerar EGR för att nå NO_x kraven men klarar partikelkraven utan användning av partikelfilter. Ett flertal andra motorer med liknande teknik sägs komma i produktion senare.

Under våren 2004 har Volvo aviserat att man kommer att sätta en dieselmotor med SCR i produktion som klarar EEV kraven [Larsson, 2004]. Ett fältprov har redan körts på ett antal bussar och i dag finns 30 bussar i drift med tekniken. Senare kommer även Volvos gasbussar att klara EEV kraven.

5.3.2 Partikelemissioner

I Figur 5.2 visas emissionsindex för partikelemissioner. Notera att det i dag inte finns några emissionsgränser för partiklar från bensindrivna bilar och därför har heller inga värden satts in i figuren heller. Den faktiska nivån för konventionella bensinbilar är som bekant (oftast) mycket lägre än för de två övriga kategorierna av fordon.

Som framgår av figur 5.2 är nivåerna i detta fall betydligt lägre för motorerna till tunga dieselfordon än för dieselmotorer. Den relativa skillnaden är större i Euro IV än i Euro III. För Euro IV är skillnaden faktiskt så stor som en faktor 3. En orsak till den lägre nivån av partikelemissioner från motorer till tunga fordon är *avsaknaden* av EGR. EGR höjer som bekant partikelemissionerna (men sänker NO_x). Det är dock inte hela förklaringen då det finns en mängd andra faktorer som också bidrar. En annan orsak till skillnaderna i partikelemissioner mellan motorer till lätta och tunga fordon är att man för tunga motorer hittills haft tillgång till insprutningsutrustning med möjligheter till högre insprutningstryck än för personbilarna. Denna skillnad börjar med pågående teknikutveckling så småningom jämnas ut.



Figur 5.2 Emissionsindex, partiklar (not: förkortningen "e. r." i figuren avser "ej reglerat")

Man kan föreställa sig att det är effekterna på hälsa från partiklar som är drivkraften för ytterligare skärpningar av partikelkraven. Tyska UBA har i en rapport sammanställt en del av motiven för detta, samt lagt fram förslag till nya partikelkrav [Rodt, 2003]¹³.

Utifrån de nivåer som visats ovan för partikelemissionerna för de olika fordonskategorierna och den höga andelen dieslbilar i EU kan man hävda att den nu föreliggande trenden till ökande användning av partikelfilter på dieslbilar är riktig. För Sverige är emellertid andelen av dieseloljan som förbrukas i dieslbilarna så ringa i förhållande till förbrukningen i andra kategorier av fordon och motorer att det för just vår del faktiskt vore en miljömässig fördel med en prioritering av emissionsminskningar för den tunga trafiken och arbetsmaskiner.

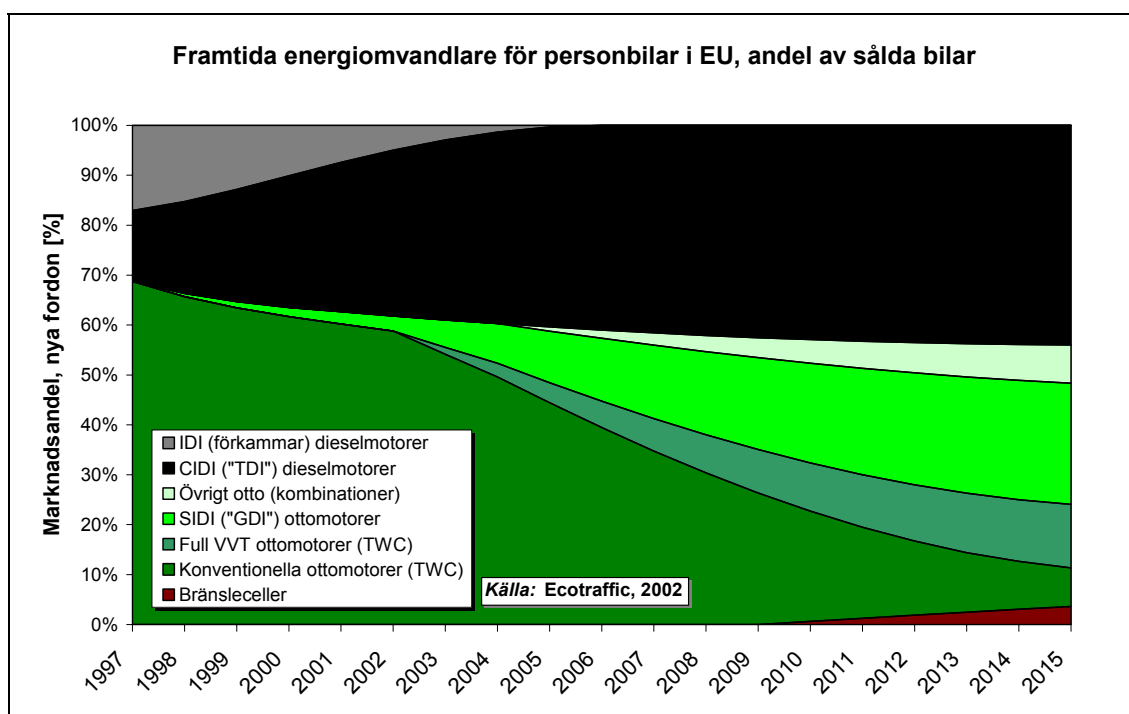
¹³ Rapporten från UBA innehåller en hänvisning till en studie av en av denna rapportens författare [Ahlvik, 2002a]. De slutsatser som UBA drar av resultaten i den rapporten är, åtminstone delvis, en fråga om misstolkningar. Läsaren rekommenderas därför att bortse från de delar av UBA:s rapport som kommenterar nämnda resultat.

5.4 Teknik för att klara framtida emissionskrav

Eftersom det ovan konstaterats att andelen NO₂ är högst för dieselmotorer och att de specifika utsläppen för dessa motorer också är högre än för ottomotorer kommer sammanställningen nedan att koncentreras på dieselmotorerna.

5.4.1 Andel bensin- och dieslbilar

Initialt kan det vara av intresse att kort kommentera en tänkbar marknadsutveckling för bensin- respektive dieselmotorer i lätta fordon. En sådan uppskattning är inte enkel att göra för ett enskilt land i Europa då bl.a. en mängd olika ekonomiska incitament påverkar kundernas val. För hela Europa är det enklare att göra en sådan uppskattning. En uppskattning av nämnda slag gjordes 2002 av Ecottraffic i en rapport för Vägverket [Ahlvik, 2002b]. Resultaten visas i Figur 5.3. För ordningens skull skall nämnas att motorerna i figuren benämns ”energiomvandlare” för att även kunna inkludera bränsleceller. Analysen beaktar ej heller hela drivsystemet utan omfattar endast energiomvandlaren. Därför finns inte hybridsystem som t.ex. elhybrider med i figuren. Även elhybridsystem använder ju (minst) en energiomvandlare, som förbränningsmotor eller en bränslecell, i systemet förutom batteriet.



Figur 5.3 Framtida energiomvandlare för personbilar

Prognosen i Figur 5.3 visar en ökande penetration av dieslbilar samt en övergång från indirekt (IDI) till direkt (DI) insprutning för dessa. Sannolikt kommer den ökning av

andelen dieselbilar vi nu ser att avmattas och stabiliseras på en nivå något över 40 %. Vissa industriella bedömare anger en nivå på omkring 50 % eller däröver men även prognoser om en minskning av andelen i framtiden jämfört med i dag förekommer.

Orsaken till den nämnda förväntade framtida stagnationen torde vara att andelen dieselolja som kan raffinerats från råolja inte kan ökas godtyckligt högt utan merkostnader och ökad energiförbrukning jämfört med en ”optimal” fördelning mellan bensin och dieselolja. Detta leder till ett mindre fördelaktigt pris för dieselolja jämfört med bensin. Även om en ökad handel med drivmedel mellan EU och länder som har en mycket låg andel dieselolja av drivmedelsanvändningen skulle kunna utgöra en temporär lösning är det sannolikt att priset på dieselolja kommer att öka i förhållande till bensin (här avses pris före skatt och moms).

En annan orsak till den förväntade stagnationen är att en harmonisering av bensin- och dieselpriser är en målsättning i EU. Som bekant är ju dieselpriset för närvarande mycket lägre än bensinpriset i många av medlemsländerna i EU. Detta är en av orsakerna till den höga penetrationen av dieselbilar i flera EU länder. I Sverige är som bekant andelen dieselbilar lägre än i något annat land i EU förutom Grekland. Situationen i Grekland är dock lite speciell då förbud för privata dieselbilar finns i de största städerna. För Sveriges del återstår att se om de förslag som den nyss avslutade Vägfriksskatteutredningen lämnat antas av regering och riksdag huruvida de föreslagna ändringarna av bl.a. beskattningen av fordon och drivmedel kommer att ha någon inverkan på den svenska marknaden. Det är dock ännu för tidigt att bedöma om utredningens förslag, som sträcker sig ända till 2012, kommer att implementeras fullt ut.

Slutsatsen av ovanstående resonemang är att andelen nya dieselbilar ökat kraftigt i EU den senaste 10-års perioden och sannolikt kommer att fortsätta öka de närmaste åren. Eftersom den gamla bilparken ständigt byts ut kommer andelen av populationen att öka kraftigt även om marknaden plötsligt skulle stagnera på nuvarande nivå (andelen dieselbilar är ju lägre för den äldre populationen). Utvecklingen i Sverige är svår att förutse beroende på en (sannolik) framtida förändring av de ekonomiska incitamenten.

5.4.2 Ottomotorer i lätta fordon

Som konstaterats ovan, är NO_x emissioner generellt sett ett mindre problem för ottomotorer än för dieselmotorer. Detta beror inte på att NO_x emissionerna från motorn skulle vara låga för dessa motorer – snarare tvärtom i jämförelse med dieselmotorer, faktiskt – utan på att katalysatortekniken för ottomotorer är så effektiv. Som tidigare nämnts finns ännu ingen efterbehandlingsteknik i storskalig produktion som kan minska NO_x emissionerna från dieselmotorer. Detta ”handikapp” i förhållande till ottomotorer kommer att kvarstå under lång tid framöver.

I Euro IV för personbilar med ottomotor ligger gränsvärdet för NO_x på 0,08 g/km. Som visats ovan är denna nivå mycket låg i jämförelse med dieslbilar och dieselmotorer till tunga fordon. Jämförelsen av emissionsindex ovan visar att bilsbilar i förhållande till den sistnämnda kategorin i Euro IV (för båda kategorierna) ligger ungefär en tiopotens lägre. En enkel analys av certifieringsdata visar att många bilmodeller ligger långt under gränsvärdet. Således kan man konstatera att det egentligen inte finns några tekniska problem längre att åstadkomma låga NO_x emissioner från bensindrivna ottomotorer.

Ny motorteknik, som t.ex. direktinsprutning av bensin ("GDI"), har fortfarande problem att nå samma NO_x nivå som konventionell teknik men även i det här fallet finns nu ett flertal bilmodeller som certifierats för Euro IV. Problem finns också med ökade partikelemissioner i förhållande till konventionella bensinmotorer.

Ett inte helt fullständigt löst problem för bensindrivna bilar när det gäller NO_x emissioner är hållbarheten för den emissionsbegränsande utrustningen. Detta inte minst eftersom bilarna körs betydligt längre innan de skrotas än gränsen för hållbarheten (80 000 km). Även i detta fall har dock avsevärda framsteg gjorts. Det är dock ännu för tidigt att sia om hur bilar med ny avgasreningsteknik fungerar i detta avseende.

Sammanfattningsvis kan konstateras att eftersom emissionsproblematiken med avseende på NO_x från ottomotorer till lätta fordon mer eller mindre har lösts (bortsett från ovanstående brasklappar) så koncentreras denna sammanställning på dieselmotorer.

5.4.3 Dieselmotorer i lätta fordon

Dieselmotorn har som bekant en väsentligt lägre bränsleförbrukning än ottomotorn och det är en av orsakerna till det ökade intresset för dieselmotorer i lätta fordon. I tunga fordon dominerar dieselmotorer nästan totalt av samma skäl. Införandet av den nya tekniken för ottomotorer med bl.a. direktinsprutning av bensin och/eller fullvariabla ventiltider i bilsbilar kommer att minska bränsleförbrukningsskillnaden i framtiden. En påtaglig fördel för dieselmotorn när det gäller effektiviteten kommer dock att kvarstå under överskådlig tid. *Det finns i dag ingen känd förbränningsmotor med högre verkningsgrad än dieselmotorn*¹⁴. En strategi som biltillverkarna i EU har för att till 2008 (2009 för japanska och koreanska tillverkare) minska CO₂ emissionerna till 140 g/km är följaktligen att öka andelen dieselmotorer. En bränslecell är inte begränsad av carnotverkningsgraden på samma sätt som en förbränningsmotor och bränslecellen kan därför teoretiskt nå en

¹⁴ Det förekommer ibland uppgifter om att det skulle finnas förbränningsmotorer med högre verkningsgrad än dieselmotorer. Det är dock antingen fråga om grundlösa uppgifter eller också att motorn i fråga är en variant på dieselmotorn som vid strikt granskning ändå måste karakteriseras som en dieselmotor snarare än en ottomotor. Dock kan man inte förneka att skillnaden mellan förbränningskoncepten för otto- och dieselmotorer i framtiden kommer att minska och att detta i sin tur minskar skillnaderna i bränsleförbrukning.

högre verkningsgrad än dieselmotorer men bränslecelltekniken är ännu inte produktionsklar.

Emissionsproblematiken för dieselmotorer är i princip koncentrerad till NO_x och partikelemissioner. Emissionerna av CO och HC från motorn (dvs. före katalysatorn) är omkring en tiopotens lägre än från en ottomotor och kan på samma sätt som för ottomotorn minskas med en oxiderande katalysator om så önskas. I det fallet finns även mer avancerad teknik som redan används på ottomotorer som också kan tillämpas även på dieselmotorer.

5.4.3.1 Partikelemissioner från dieslbilar

När kraven för Euro IV för lätta fordon och Euro IV/V för tunga fordon fastställdes (1997, respektive 1999) förutsattes allmänt att detta i praktiken skulle innebära att partikelfilter vore nödvändiga för att klara kraven.

För personbilar fanns 2003 ett fåtal modeller som certifierats för Euro IV och som kunde klara denna nivå utan användning av partikelfilter. De flesta av dessa bilmodeller var ganska små (i princip "Golfstorlek" och mindre). Hösten 2003 introducerade emellertid Audi en utvecklad variant av sin 2,5-liters V6 motor som kunde klara både NO_x och partikelkraven utan efterbehandling av NO_x och partiklar [Bach, 2003a, 2003b]. I början av 2004 kom sedan en nyutvecklad 3-liters V6 motor som även i den största av märkets bilmodeller (A8) kunde klara kraven utan nämnda efterbehandling. Dock kan man konstatera att det för de största och tyngsta bilarna är väsentligt svårare att klara kraven utan partikelfilter.

Under 2000 införde Peugeot som första personbilstillverkare partikelfilter i serieproduktion¹⁵. Sedan dess har tekniken kommit till användning även i andra bilar från PSA koncernen och totalt har till och med utgången av 2003 omkring 500 000 bilar med partikelfilter tillverkats. Vid Frankfurtmässan (IAA) hösten 2003 visade ett antal biltillverkare upp prototyper med partikelfilter och flera av dem har redan kommit i produktion. Inom kort torde samtliga europeiska bilkoncerner ha en eller flera modeller med partikelfilter i produktion.

Enligt utsago från Peugeot (hösten 2003) har hittills inte ett enda haveri relaterat till partikelfiltret uppstått, vilket i så fall skulle borga för en mycket god hållbarhet¹⁶. Som

¹⁵ Detta är i och för sig en sanning med modifikation eftersom både Volkswagen och Mercedes hade partikelfilter i begränsad produktion för den kaliforniska marknaden i mitten av 80-talet. Dessa filter hade dock stora problem med hållbarheten och lösningen övergavs därför efter kort tid.

¹⁶ Problem med igensättning av bränslefilter har förekommit på den svenska marknaden. Detta problem kan hänföras till smörjande tillsatser till svensk miljöklass 1 dieselolja som tillsammans med tillsatsen för partikelregenerering leder till utfällningar i bränslet. Notera dock att det här varit fråga om bränslefilter som

alltid när det gäller ny teknik borde man kunna vänta sig en del barnsjukdomar och det är knappast troligt att alla av de system som nu kommer ut på marknaden skulle klara sig från barnsjukdomar eller andra problem. När detta skrivs har en nyhet nyligen släppts om att Mazda kommer att kalla tillbaka ett antal av sina första bilar med partikelfilter på grund av något tekniskt problem. Det är ändå viktigt att kunna konstatera att tekniken med partikelfilter har förutsättningar för att fungera och att orsakerna till att tekniken *inte* förväntas få så stor spridning de närmaste åren sannolikt ligger i att partikelkraven kan klaras utan partikelfilter.

Ett problem med den första generationen av partikelfilter har varit de relativt korta serviceintervallerna, vilket leder till högre kostnader för systemen (oavsett om kunden eller tillverkaren står för kostnaden). Partikelfiltret måste rengöras från aska med jämna mellanrum och de bränsleadditiv (främst baserade på cerium och järn) som en del tillverkare använder för att minska filtrets renbränningstemperatur bidrar kraftigt (ca 50 %) till askbildningen. I övrigt bildas aska främst från smörjoljan men även sulfater (från både olja och bränsle) bidrar, trots den minskning av svavelhalten i dieseloljan som gjorts i EU de senaste åren.

De nya partikelfiltersystem som nu introduceras på marknaden har antingen väsentligt förlängda intervall eller också hävdas att de inte skall behöva någon service överhuvudtaget under bilens livslängd. En eliminering av behovet av additiv i bränslet i kombination med minskad oljeförbrukning och en motorolja med lägre askinnehåll är några av orsakerna till minskat servicebehov. Även partikelfiltrets lagringskapacitet av aska har i en del fall ökat. En fördel när partikelfilter används på dieselmotorer är att man i jämförelse med ottomotorer utan filter i praktiken eliminerar utsläppen av askpartiklar. Askpartiklarnas bidrag till hälso- och miljöeffekter är i dag inte kända men det faktum att de innehåller en hel del metallföreningar (från smörjoljan) indikerar att detta borde undersökas noggrannare.

Användning av en ny förbränningsteknik kallad HCCI (Homogenous Charge Compression Ignition) kan vara ytterligare en möjlighet att minska partikelemissionerna från dieselmotorer. Denna teknik kan också minska NO_x emissionerna och beskrivs mer i detalj nedan.

Även för motorer till tunga fordon finner man att Euro IV och V kraven tycks kunna klaras utan partikelfilter. Detta gäller främst om katalytisk rening av NO_x med SCR-teknik appliceras. Motorn kan då optimeras för lägre partikelemissioner och högre NO_x än dagens Euro III motorer. I april presenterade Scania sin nya R-serie av lastbilar. Under hösten 2004 kommer en ny motor som klarar Euro IV kraven utan partikelfilter att sättas i

satts igen, inte *partikelfiltret*, något som ofta lett till missförstånd. Problemet löstes genom användning av andra smörjtillsatser.

produktion. Motorn ger en föränning om den teknik som kommer att användas i framtiden. Denna motor använder inte SCR katalysator utan avgasåterföring (EGR), vilket i princip borde medföra att det är svårare att klara partikelkraven än i det förstnämnda fallet.

I dag används partikelfilter främst för eftermontering på tunga fordon för stadstrafik. Denna utveckling leddes initialt av Sverige (med början i mitten av 90-talet) medan numera har flera andra länder i EU, och framförallt USA, kommit ikapp. I USA kommer ännu hårdare partikelkrav att tillämpas från 2007 års modell. I detta fall synes det vara mycket svårt att klara kraven utan partikelfilter. Alla motortillverkare och EPA tycks vara eniga om att partikelfilter kommer att vara produktionsklara till 2007 [Clean Diesel Independent Review Subcommittee, 2002, US EPA, 2002, 2004]. Detta skulle i så fall vara den första stora applikationen av tekniken på tunga fordon.

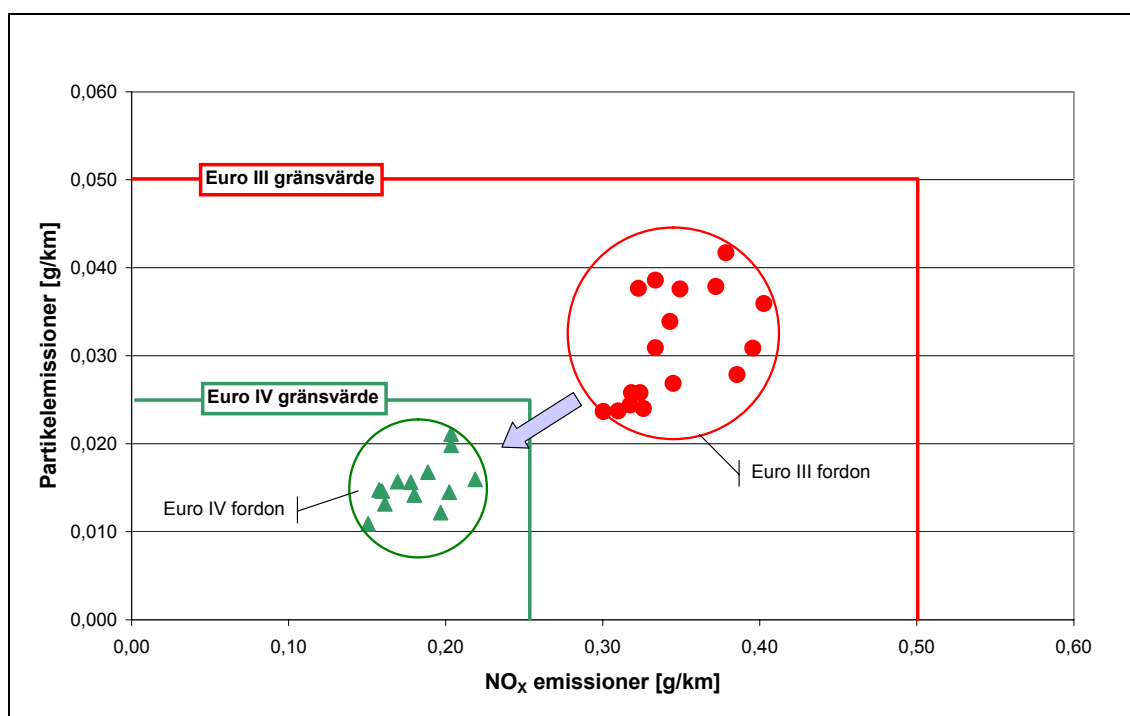
Den utveckling som skett när det gäller att i motorn minska bildningen av partiklar kan betraktas både positivt och negativt. Det positiva är att teknikutvecklingen överträffat den något konservativa bedömning som författaren gjort vid några tillfällen de senaste 5-10 åren. Det negativa är att partikelnivåerna för motorer utan partikelfilter fortfarande är väsentligt högre än för bensindrivna bilar utan direktinsprutning. Därmed kan man hävda att de framsteg som gjorts inom motorutvecklingen medfört att en utveckling av partikelfiltertekniken fördröjs.

När det gäller emissionerna av NO₂ kan man konstatera att flera partikelfiltertyper använder NO₂ – direkt eller i kombination med andra åtgärder – för att regenerera (bränna rent) partikelfiltret. En del av denna NO₂ reduceras sedan vid regenereringen åter till NO. Emellertid blir dock oftast följden en högre andel NO₂ i avgaserna jämfört med fallet utan partikelfilter. Detta visades redan i mitten av 90-talet i tester av prototyper till CRT™ filtret vid MTC. Ett exempel är en rapport av Hedbom om nya testcykler [Hedbom, 1995] men även andra exempel finns. Problemet uppmärksammades ånyo i en testserie som utförts av CARB i Kalifornien på bussar drivna med dieselolja och naturgas [Ayala, 2002]. I de fyra olika körtyper som redovisades låg andelen NO₂ i intervallet 40 % till 50 %. Dieselbussen med oxidationskatalysator och gasbussarna hade förhållandevis låga andelar av NO₂. Det kan vara av intresse att notera att CARB, trots den höga andelen NO₂, konstaterar att de är troligt att de positiva effekterna vid användning av CRT™ filtret överväger nackdelarna. Andra typer av partikelfilter kan ha lägre andel NO₂ eller ingen förändring alls jämfört med situationen när ingen efterbehandling används.

Förutom partikelmassan måste partiklarnas antal och storleksfördelning också beaktas emedan det är troligt att mindre partiklar är mer biologiskt aktiva än större. Baserat på nuvarande kunskap verkar det som om partikelfilter är mycket verksamma för att minska emissionerna av de minsta partiklarna men man kan inte utgå ifrån att detta gäller generellt för alla typer av partikelfilter.

5.4.3.2 NO_x emissioner från dieslbilar

Exemplet ovan med Audis 2,5- och 3-liters V6 motorer har visat att Euro IV kan nås utan NO_x reducerande katalysator på bilar med upp till 3 liters slagvolym. Ett exempel på utvecklingen från Euro III till IV visas i Figur 5.4.



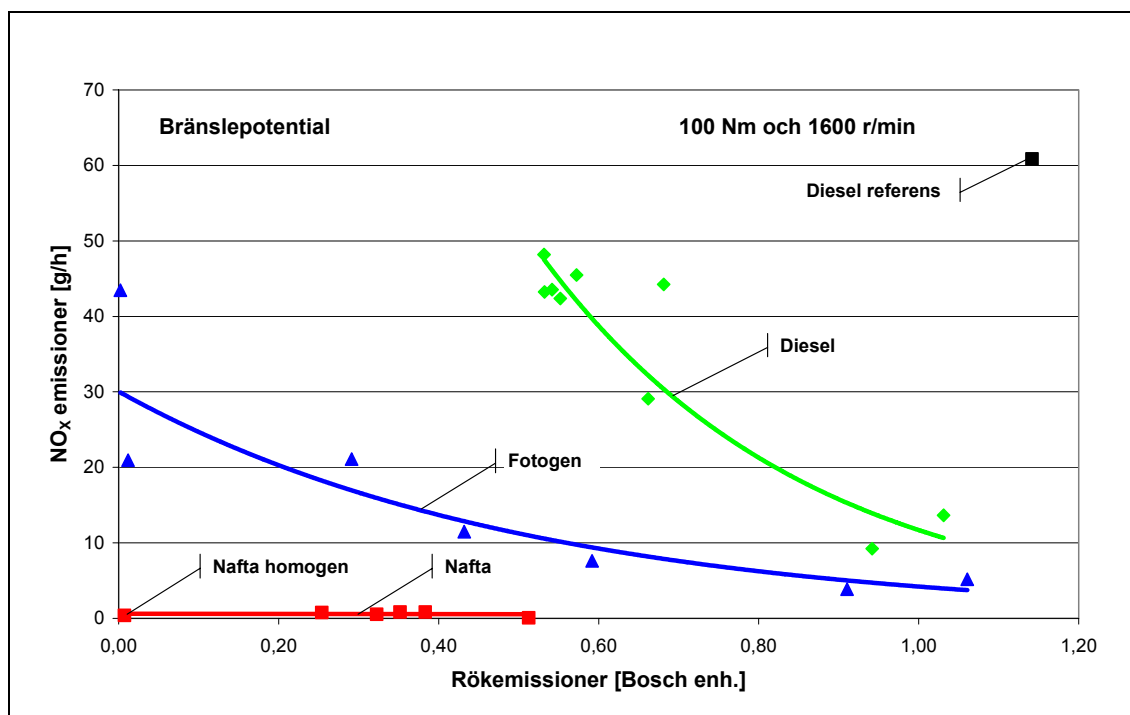
Figur 5.4 Emissioner med Audi V6 TDI 2,5-liters motor för olika kombinationer av fordon och växellådor

På lite längre sikt kan man extrapolera teknikutvecklingen ytterligare för att hävda att en ännu något längre NO_x nivå kan vara möjlig att nå, säg ca 0,1 g/km. Det är tveksamt om konventionell förbränningsteknik kan nå så värt mycket längre och den nivå som gäller för bensinbilar i Euro IV (0,08 g/km) och som föreslagits av tyska UBA för dieslbilar till Euro V är definitivt svår att nå utan NO_x efterbehandling för tyngre bilar. En möjlig kompromiss kan i och för sig tänkas på så sätt att mindre personbilar klarar den gränsen utan NO_x efterbehandling medan större bilar inte gör det. Mindre bilar är mer priskänsliga så det är rimligt att tro att drivkraften för att klara Euro V kraven utan NO_x efterbehandling kommer att vara stor för denna kategori av bilar. Tillverkare av insprutningsutrustning (Bosch, Delphi och Denso) har indikerat att deras framtida insprutningssystem kommer att ha potential att klara Euro V utan NO_x reducerande katalysator (se bl.a. [Dohle, 2004]).

Alla möjligheter är dock inte uttömda för att, med hjälp av förfinad förbränningsteknik, nå ännu lägre NO_x och partikelemmissioner. Exempelvis så finns möjligheter för den så kallade HCCI-tekniken (Homogenous Charge Compression Ignition) att nå mycket låga NO_x

nivåer utan användning av katalytisk rening. System som använder en teknik liknande HCCI i delar av varvtals- och lastområdet finns redan i produktion hos bl.a. Nissan och Toyota. För att nå den fulla potentialen med tekniken krävs dock sannolikt ett bränsle med andra egenskaper än konventionell diesellojja. Ett sådant bränsle torde vara ett slags mellanting mellan bensin och diesellojja och kan närmast karakteriseras som "nafta".

I Figur 5.5 visas resultaten med VW:s variant på HCCI (kallad CCS) för diesellojja, fotogen och nafta [Steiger, 2003]. I diagrammet visas NO_x som funktion av rök (Bosch enheter¹⁷). Vid bästa konfiguration av motorn ("nafta homogen" i figuren) nås nära nollemmissioner av både rök och NO_x med nafta som bränsle. Det torde dock dröja många år än innan en motor med den nämnda tekniken är färdig för produktion. Det är också troligt att konceptet inte kan tillämpas vid alla driftsfall (motorbelastning och varvtal) och att sänkningen i en typisk körcykel inte blir lika stor som figuren antyder.



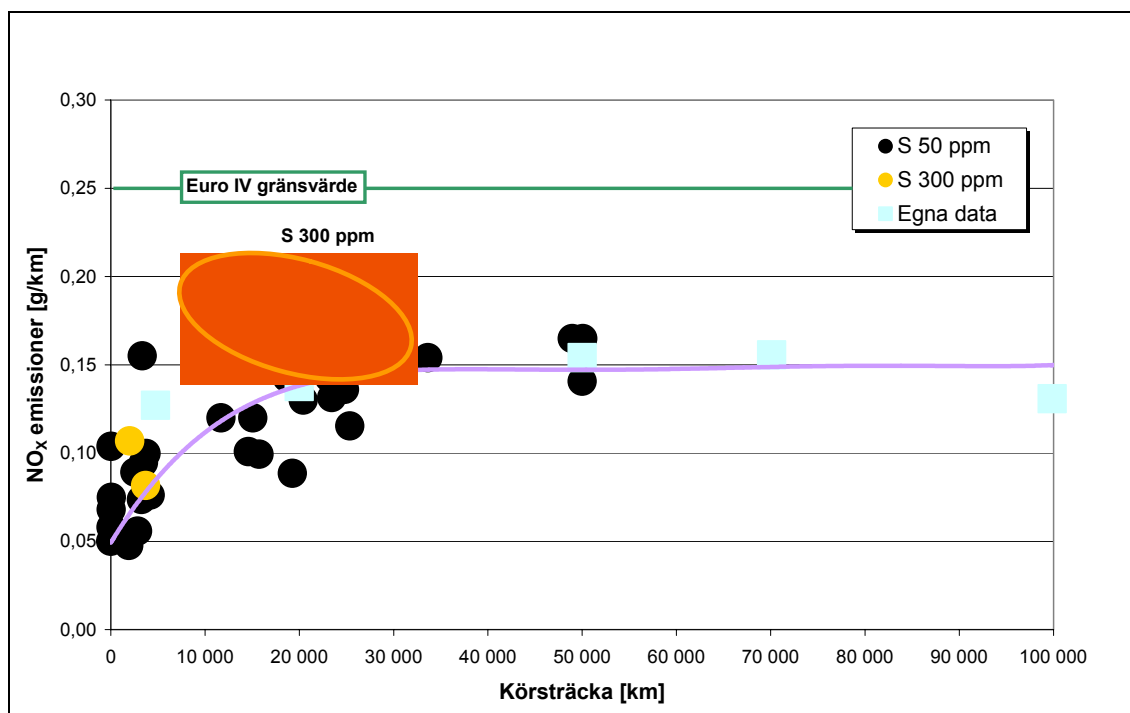
Figur 5.5 Nytt förbränningssystem (VW)

HCCI-konceptet har potential till mycket låga NO_x och partikelemmissioner men kan också ha negativa konsekvenser för andra emissionskomponenter. Exempelvis visar några av de hittills publicerade resultaten på väsentligt ökade emissionerna av CO och HC. Nivåerna är

¹⁷ Rökemissioner ger ett visst mått på nivån för partikelemmissionerna men en entydig omräkningsfaktor mellan dessa emissionskomponenter kan inte ges. Det är dock enklare att mäta rök än partikelemmissioner, varför metoden ofta förekommer i grundläggande forskning och utveckling.

ungefärligen i paritet med de för ottomotorer. Det är i dag svårt att bedöma hur stor förbättringspotentialen för CO och HC är med fullt utvecklad teknik. Med en högre nivå av HC emissioner än för konventionell dieselteknik kan också emissionerna av hälsofarliga icke-reglerade flyktiga föreningar öka. För att förhindra detta krävs en utvecklad katalysator teknik jämfört med den som används i dagens dieselmotorer. Det finns således skäl att framgent karakterisera emissionerna från HCCI motorer mer i detalj. Ett fullt utvecklat HCCI koncept kommer knappast i produktion innan nästa decennium.

Toyota införde i november 2003 på den tyska och den brittiska marknaden en teknik för simultan minskning av NO_x och partiklar kallad D-Cat (tidigare även kallad DPNR). En NO_x lagrande katalysator av liknande typ som för direktinsprutade bilar har kombinerats med ett partikelfilter. Vid en konferens i USA i slutet av augusti 2003 redovisades en del resultat för tekniken, bl.a. från ett fältprov som tidigare körts i Europa [Watanabe, 2003]. I Figur 5.6 visas NO_x emissionerna för några emissionstester med Toyotabilarna.



Figur 5.6 Emissioner i Toyotas fältprov

Som synes i figur 5.6 var NO_x nivån för Toyotabilarna i början låg (0,05 g/km) för att sedan ganska snabbt öka, varefter den till synes stabiliserades på en nivå av omkring 0,15 g/km. Denna nivå ligger väl under Euro IV men högre än den av UBA föreslagna nivån för Euro V. Toyotas egna data för bilar med långa körsträckor kompletterar fältprovet. Den svavelhalt i bränslet som användes i fältprovet låg mellan 30 och 300 ppm och i figuren förekommer tydligen 50 ppm och 300 ppm. De tester som utförts med den högre svavelhalten tenderar att ligga högre. Som tidigare nämnts är NO_x lagrande katalysatorer

känsliga för svavelhalten i bränslet så sannolikt hade väsentligt bättre resultat åstadkommit med bränslen med en lägre svavelhalt. Som nämnts tidigare kommer ett nytt dieselbränsle med 10 ppm svavel att införas i EU. Resultaten för partikelemissioner låg i Toyotas fältprov på en mycket låg nivå som följd av det integrerade partikelfiltret.

De certifierade emissionsnivåerna för Toyota D-Cat ligger enligt Internethemsidan DieselNet på 0,002 respektive 0,12 g/km för partiklar och NO_x [DieselNet, 2003]. Det kan nämnas att certifieringsvärden inkluderar åldring (80 000 km i detta fall). Reduktionsnivåerna för efterbehandlingsutrustningen sägs vara 90 % (partiklar) respektive 50 % (NO_x). Insprutningssystemet som används är av Common Rail typ från japanska Denso (andra generationen) och det klarar ett maximalt insprutningstryck på 1800 bar (jämför: Bosch gen II: 1600 bar). NO_x konverteringen på endast 50 % måste mot bakgrund av den förväntade potentialen för tekniken ses som ganska blygsam. Bränsleförbrukningen ligger för den version av bilen som är försedd med D-Cat på 6,1 l/100 km, vilket är 0,3 l/100 km högre än standardversionen av bilen. Ökningen av bränsleförbrukningen är således ca 5 %.

Amerikanska Naturvårdsverket EPA följer sedan några år tillbaka upp teknikutvecklingen för lätta dieseldrivna fordon. En orsak till detta intresse torde vara att man ser en möjlighet till en kraftig minskning av avgasemissionerna med ny teknik. Flera biltillverkare har också aviserat att de kommer att introducera nya dieslbilar på den amerikanska marknaden inom kort och detta kan ju också vara en orsak till det nya intresset. I EPA:s tester på en bil som skulle ingå i Toyotas fältprov nåddes i FTP-75 körcykeln en NO_x nivå på 0,03 g/km (0,05 g/mile) [McDonald, 2002]. I den ”tuffare” US06 körcykeln låg dock NO_x nivån högre (0,14 g/mile), vilket kan tyda på att regleringen inte var optimerad för en sådan körcykel. Emissionerna av HC låg på en – för dieslbilar – tämligen hög nivå av 0,044 g/km (0,07 g/mile) i FTP-75.

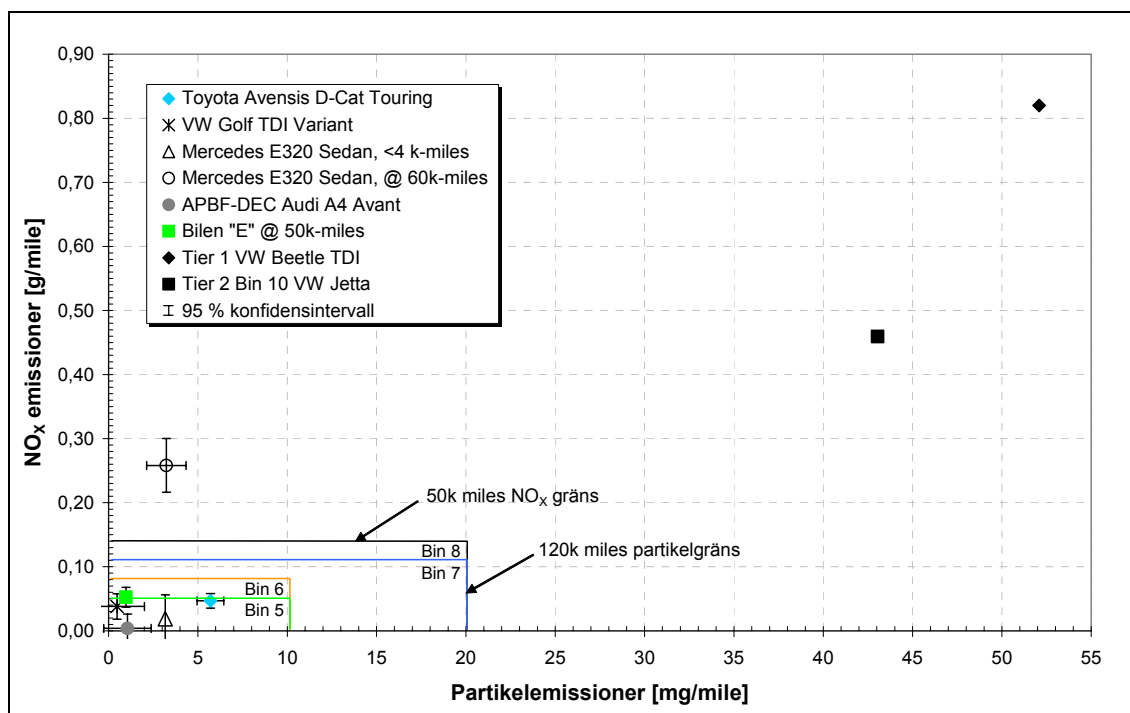
I en senare rapport från EPA har, utöver den ovan nämnda Toyotan, flera dieslbilar med reningsteknik för NO_x och partiklar studerats [McDonald, 2004]. Totalt redovisas tester med 5 olika bilar med någon form av NO_x katalysator och partikelfilter. En bil testades både som ”ny” (< 4 000 eng. mil) och åldrad (60 000 eng. mil). Ytterligare en av bilarna testades efter att ha åldrats (50 000 eng. mil) medan övriga bilar var nya. Endast den ovannämnda Toyota bilen var en produktionsbil – eller egentligen en förseriebil från fältprovet – medan alla andra bilar var prototyper. En lista med något ”försvenskade” beteckningar på bilmodellerna visas i tabell 5.1.

Tabell 5.1 Dieselbilar testade av EPA

Bet.	Tillverkare, modell, körsträcka
A	Toyota Avensis D-Cat Touring
B	VW Golf TDI Variant
C	Mercedes E320 Sedan, <4 k-miles
C	Mercedes E320 Sedan, @ 60k-miles
D	APBF-DEC Audi A4 Avant
E	Bilen "E" @ 50k-miles
	Tier 1 VW Beetle TDI
	Tier 2 Bin 10 VW Jetta

Bilarna "A" och "E" använde avancerade förbränningskoncept. Den sistnämnda bilens identitet avslöjas inte i rapporten från EPA på tillverkarens begäran. Bilen "D" kommer från ett forskningsprogram (APBF-DEC) för minskning av emissioner från dieselmotorer som administreras av amerikanska "Energimyndigheten" DOE. Utvecklingsföretaget FEV (dotterföretaget i USA till FEV i Aachen, Tyskland) tillhandahöll bilen. En mer ingående beskrivning av motor- och reningsteknik för den bilen finns i en separat publikation [Tomazic, 2004]. Som referens visas också två VW bilar som certifierats dels enligt de hittills gällande Tier 1 kraven, dels den temporära gräns (bin 10) som gäller enligt de nya Tier 2 kraven. Bin 5 motsvarar den medelnivå som skall gälla för alla bilar från och med 2007. Även om certifiering av vissa bilar i högre klasser (bin 6-8) kan kompenseras av att andra bilar certifieras i lägre klasser (bin 1-4) är bin 5 den "långsiktigt hållbara" nivån. Det är i alla fall tydligt att alla tillverkare satsar på att uppfylla bin 5.

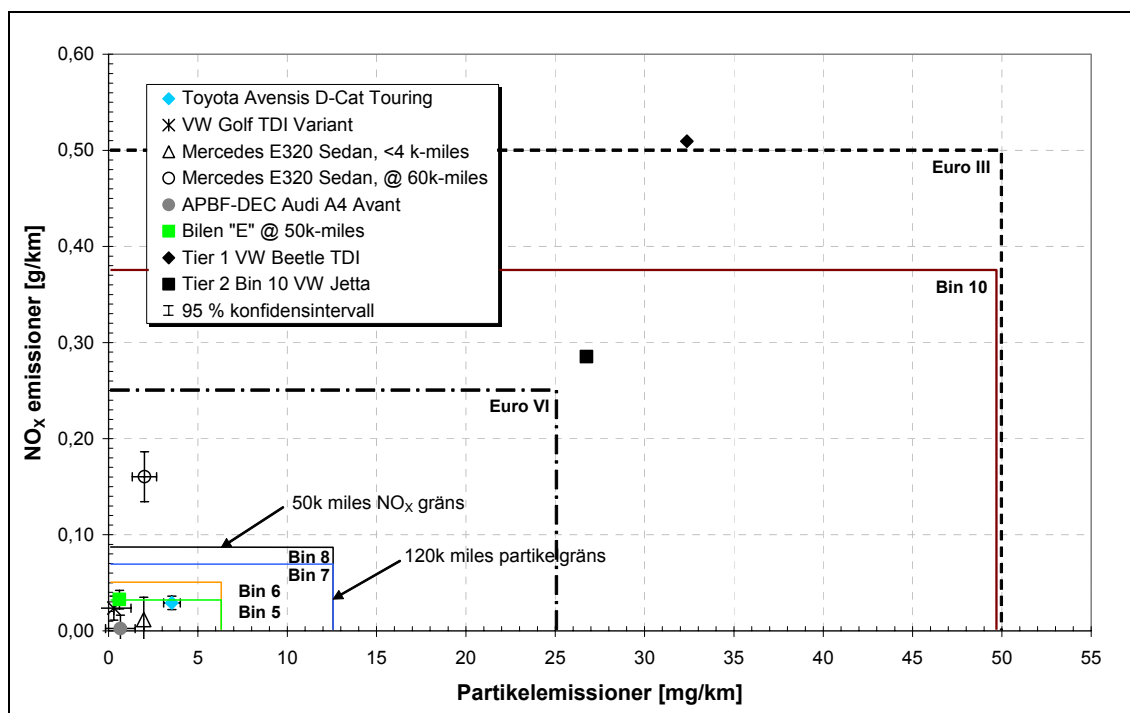
En digitalisering och bearbetning av ett diagram från den nämnda rapporten visas i Figur 5.7. Notera att emissionerna i detta fall anges i gram (NO_x) eller milligram (PM) per engelsk mil och inte i g/km som är normalt i Europa.



Figur 5.7 Jämförelse av NO_x och partikelemissioner för de av EPA testade bilarna

Som framgår av figur 5.7 låg alla fem bilar med NO_x och partikelrening på eller under gränsen för bin 5 när de var nya. Marginalen var i de flesta fall betydande när det gäller partiklar. Emellertid ökade NO_x nivån för den åldrade Mercedes 320 väsentligt och låg betydligt över bin 8. Bilen med den nyaste teknologin, bilen E, hade däremot efter en åldring motsvarande en körsträcka på 50 000 eng. mil en NO_x nivå i paritet med bin 5. I flera fall var emissionsnivån så låg att man vid vissa mätningar erhöll negativa värden. De spridningsmått som visas i figuren indikerar detta. Spridningen beror inte enbart på bilarna utan är en följd av de mycket låga absolutnivåerna som för utspädda avgaser ligger i paritet med bakgrundsnivån.

För att ge lite perspektiv på hur resultaten ovan förhåller sig jämfört med Euro III och IV har en omräkning av emissionsvärdena i figur 5.7 till g/km respektive mg/km gjorts av författaren till detta avsnitt. Dessa resultat visas i figur 5.8. Man bör notera att olika körcykler används i EU och USA och att resultaten därför egentligen inte är direkt jämförbara. För en erhålla en översiktlig trend kan man dock tillåta sig denna jämförelse.



Figur 5.8 Jämförelse mellan resultaten i figur 5.7 och Euro III/IV

Som framgår av figur 5.8 ligger de nivåer som erhållits i EPA:s tester långt under Euro III och IV gränserna. Bin 8 ligger ungefär för NO_x ungefär i nivå med UBA:s förslag för Euro V. Däremot är UBA:s förslag för partiklar (2,5 mg/km) väsentligt lägre än bin 5 och 6. Alla bilarna med partikelfilter utom Toyotan ligger emellertid på eller under även denna nivå.

Det kan också vara av intresse att nämna att mycket låga NO_x nivåer demonstrerats på andra bilar i DOE:s forskningsprogram med NO_x lagrande katalysatorer. Exempelvis har motortillverkaren Cummins nått en NO_x nivå på 0,02 g/km för en (förhållandevis tung) lätt lastbil. Det kan också vara av intresse att nämna att underleverantören Delphi också aviserat att de utvecklar en reningsteknik som är en kombination av ett partikelfilter och en NO_x lagrande katalysator liknande den som Toyota använder.

Sammanfattningsvis kan sägas att en ytterligare skärpning av NO_x nivån för personbilar i EU sannolikt skulle kunna klaras med vidareutveckling av konventionell teknik. Ny förbränningsteknik har en mycket stor potential men det är tveksamt hur stor del av denna potential som kan realiseras utan förändring av bränslespecifikationen. NO_x lagrande katalysatorer är en intressant teknik för framtiden men den behöver utvecklas vidare för att nå en ökad omsättning och för att minska effekterna av åldring. För de amerikanska gränserna är dock denna eller en annan teknik en förutsättning för att klara NO_x kraven. Det återstår att se om någon tillverkare hinner sätta tekniken i produktion redan till 2007

för att klara de nya amerikanska kraven. Detta är verkligen en avgörande fråga för att introduktionen av dieslbilar i USA skall lyckas.

I jämförelse med användning av NO_x reducerande katalysatorer till direktinsprutade bensinbilar kan följande nämnas. Dieslbilarna har en lägre avgastemperatur än bensinbilar vilket är en nackdel som minskar omsättningen i katalysatorn. Dessutom körs bensinbilarna ibland under stökiometriska förhållanden vilket torde öka NO_x omsättningen i katalysatorn. Emissionsnivån av NO_x från motorn är dock väsentligt lägre för dieselmotorer vilket är en fördel för denna motortyp. Eftersom teknikutvecklingen till synes nått betydligt längre för bensinbilar är det svårt att avgöra vilken av motortyperna som skulle ha en större potential till låga NO_x emissioner i framtiden. Sannolikt har båda potential att klara alla nu föreslagna framtida avgaskrav.

Mot bakgrund av ovannämnda utveckling blir det intressant att se om dieslbilar kommer att introduceras i större skala i USA till 2007 (2003 fanns bara VW på den amerikanska marknaden). Många bedömare har hävdats att så kommer att ske men frågan är också – bortsett från de tekniska utmaningarna – om marknaden är mogen för detta. Under 2004 kommer några modeller av lätta fordon att introduceras men de behöver ju bara uppfylla gällande avgaskrav. Lågsvavlig dieselolja (<15 ppm) blir tillgänglig i USA först vid halvårsskiftet 2006, vilket knappast möjliggör en introduktion av NO_x lagrande katalysatorer före 2007.

5.4.3.3 NO_x emissioner från motorer till tunga fordon

För dieselmotorer tunga fordon pågår en liknande utveckling av förbränningsystem som för dieselmotorer till lätta fordon och i USA utvecklas även NO_x lagrande katalysatorer till den förstnämnda fordonskategorin. Eftersom dessa ämnen redan behandlats ovan för lätta fordon kommenteras de inte vidare här.

Till skillnad mot USA, där EPA föredrar NO_x lagrande katalysatorer, verkar det som om NO_x rening med selektiv katalys (SCR) och tillsats av urea blir den teknik som föredras i Europa. Ett av problemen med SCR är att det krävs en ny infrastruktur för tillförsel av urealösning (det kommersiella namnet på urealösningen är AdBlue).

Potentialen för SCR har visats flera studier [Searles, 2002, Andersson, 2002]. I Tabell 5.2 visas en sammanfattning av emissionsresultat i de två europeiska körcyklerna före och efter åldring av katalysatorn. Som framgår av resultaten har en NO_x rening på omkring 80 % kunnat nås. På längre sikt kan man vänta sig att en rening av omkring 90 % kan vara möjlig att nå.

Tabell 5.2 Summering av emissionsresultat med SCR.

ETC [g/kWh]	2008 (Euro V krav)	Före åldringstest		Konverte- ringsgrad [%]	Efter åldringstest		Konverte- ringsgrad [%]
		Från motorn	Efter kat.		Från motorn	Efter kat.	
CO	3,0	0,80	0,07	96	0,78	0,01	99
HC	0,4	0,31	0,03	77 ^a	0,29	0,07	76 ^a
NO _x	2,0	5,89	1,06	82	5,83	0,85	85
Part.	0,03	0,066	0,01	85	0,064	0,011	83

ESC [g/kWh]	2008 (Euro V krav)	Före åldringstest		Konverte- ringsgrad [%]	Efter åldringstest		Konverte- ringsgrad [%]
		Från motorn	Efter kat.		Från motorn	Efter kat.	
CO	1,5	0,50	0,03	94	0,53	0,01	98
HC	0,25	0,22	0,04	82 ^a	0,20	0,05	75 ^a
NO _x	2,0	5,27	0,89	83	5,28	0,80	85
Part.	0,02	0,07	0,016	77	0,064	0,007	89

Anmärkning

^f Även om imponerande konverteringar över 80% för NO_x och partiklar kunde åstadkommas, verkade det som om omsättningen av HC var lägre. Orsaken till den uppenbart låga omsättningen berodde på höga nivåer av metan i omgivningsluften vid testtillfället. Om man korrigerar nivåerna före och efter katalysatorn för denna metan erhålls konverteringsgrader över 85 %.

En intressant aspekt på teknikutvecklingen för motorer till tunga fordon är det faktum att utvecklingen i USA och i Europa verkar ta helt olika vägar. Exempelvis infördes EGR i stor skala i slutet av 2002 och början av 2003 medan tekniken endast används i några få undantagsfall i Europa. Det kan vara värt att kommentera denna utveckling lite mer i detalj.

De emissionskrav för NO_x som gäller i USA från 2004, och som tidigare lades för de stora tillverkarna till oktober 2002, motsvarar ungefär Euro IV. EGR används av alla tillverkare utom Caterpillar för att nå denna nivå. Detta är det första stora ”genombrottet” för EGR i motorer till tunga fordon. För perioden 2007 till 2010, som ursprungligen var tänkt för en successivt införande av 2010 kraven, har istället en medelnivå satts motsvarande omkring 1,6 g/kWh (1,18 g/bhp-hr). Denna nivå tros kunna nås med en vidareutveckling av motortekniken. För att nå nivån till 2010 på 0,27 g/kWh (0,20 g/bhp-hr) krävs en NO_x lagrande katalysator, alternativt SCR om nu EPA skulle acceptera den lösningen. Omsättningen för den NO_x reducerande katalysatorn måste vara så hög som 80-90 % (beroende på motorns NO_x nivå) för att gränsen skall klaras. EPA har hittills varit tveksamma till SCR bl.a. eftersom metoden helt bygger på att urea måste tillsättas för att systemet skall fungera. Utan tillsats av urea (t.ex. genom slarv eller manipulation) sker ingen reduktion av NO_x. Dessutom krävs en uppbyggnad av ny infrastruktur för tillförsel av urea.

I Europa tar utvecklingen en annan riktning. Från att motorerna i Euro III har haft en NO_x nivå på 5 g/kWh ökas denna till ca 9 g/kWh när SCR införs. Denna förändring görs i första hand för att minska bränsleförbrukningen. Med en NO_x konvertering på 70 % klaras då Euro IV. Höjningen av NO_x nivån minskar bränsleförbrukningen med upp till 5 %, vilket sägs vara en påtaglig fördel för SCR jämfört med t.ex. EGR. Dock skall man inte glömma att framställningen av reduceringsmedlet urea kräver energi, vilket minskar den synbara fördelen med en lägre bränsleförbrukning. Genom att urea dock är obeskattad till skillnad från dieselolja finns en kraftig drivkraft för införande av SCR.

När sedermera Euro V skall klaras med SCR torde det vara möjligt att nå denna nivå enbart med en högre konvertering i SCR katalysatorn. Exempelvis kan drygt 80 % konvertering vara tillräckligt för att klara Euro V med tillräcklig marginal. I och med att NO_x nivån i Euro V ligger så pass "högt" som 2,0 g/kWh behövs inte EGR i Europa och ej heller annan avancerad motorteknik för att reducera NO_x emissioner från motorn.

Viss risk för bildning av "nya" emissioner finns med SCR och NO_x lagrande katalysatorer. Exempelvis kan en väsentlig ökning av lustgas (N₂O) ske med vissa koncept. En dåligt fungerande styrning av ureatillsatsen med SCR kan leda till ökade utsläpp av ammoniak. Detta kan i sin tur leda till bildning av sekundära partiklar i atmosfären. Det är i dag för tidigt att bedöma omfattningen nämnda tänkbara problem.

5.4.3.4 Sammanfattande kommentarer om motorer till tunga fordon

Utan att gå in på utvecklingen i Japan i detalj kan man konstatera att man även där kommer att använda EGR den närmaste framtiden. Toyota utvecklar sin NO_x reducerande katalysator också för användning i lätta lastbilar. Det är ännu oklart om även Japan kommer att anamma SCR.

Att utvecklingsbanorna för motorer till tunga fordon tar så vitt skilda vägar som i USA och Europa (liksom även i Japan) är knappast lyckat. Industrin brukar ju alltid förorda behovet av en internationell harmonisering och detta kriterium är långt ifrån uppfyllt i detta exempel. Ett grundläggande problem i EU är avsaknaden av kravnivåer bortom Euro V. Om man redan i dag visste vilka kravnivåer som skall gälla efter denna nivå kanske utvecklingen skulle ta en annan (förnuftigare?) väg.

6.4.4 Gasdrivna motorer i tunga fordon

Gasdrivna motorer till tunga fordon är ett alternativ som rönt visst intresse för bl.a. stadsbussar. Utanför Europa synes intresset i många fall vara större, kanske beroende på att den dåliga dieselkvaliteten hindrat montering av efterbehandlingsteknik.

Denna studie har inte syftat till att belysa emissionsproblematiken för gasmotorer men det kan dock vara värt att diskutera några frågeställningar om emissioner av NO_x och NO_2 . Det finns i dag några gasmotorer som certifierats enligt EEV kraven ($\text{NO}_x < 2 \text{ g/kWh}$). Därför är det uppenbart att låga NO_x emissioner kan nås på gasmotorer. Ifall en stökiometrisk förbränning med trevägskatalysator används kommer också NO_2 emissionerna, precis som för bensinbilar, att vara mycket låga.

Det förbränningssystem som rönt mest intresse för tunga gasmotorer är homogen mager förbränning (lean-burn). De få publikationer i litteraturen som finns antyder att andelen NO_2 skulle kunna vara högre än för stökiometriska motorer. Klimstra noterade t.ex. att NO_2 från en gasmotor inte minskar i samma omfattning som NO när luftöverskottet ökades och att *andelen* NO_2 av NO_x därför ökade [Klimstra, 1995]. Samma trend noterades även för andra sätt att minska NO_x emissionerna.

Tester på bensinmotorer har visat att de förhållandevis höga nivåer av CO som finns i avgaserna inhiberar oxidationen av NO till NO_2 [Hillard, 1979]. Även gasdrivna motorer har i jämförelse med dieselmotorer höga halter av CO i avgaserna från motorn (före katalysatorn). Det kan vara en förklaring till att någon bildning av NO_2 i katalysatorn inte verkar ske i nämnvärd omfattning för gasmotorer.

De relativt få tester som finns på bl.a. gasbussar har emellertid inte visat några höga absolutnivåer av NO_2 . Ett exempel är den tidigare nämnda studien av CARB i Kalifornien [Ayala, 2002]. Det finns dock skäl att fortsättningsvis mäta NO_2 emissioner även i avgaserna från gasdrivna tunga fordon för att följa utvecklingen inom området. Genom att gränsvärdena för NO_x från motorer till tunga fordon satts förhållandevis högt i jämförelse med NO_x för bensinbilar är även detta ett skäl att uppmärksamma frågan.

Det kan vara värt att nämna att det finns problem med emissionsbegränsande utrustning på gasmotorer som indirekt kan leda till ökade emissioner av NO_x och därmed också NO_2 . Ett sådant problem hänför sig till reglertekniken och ett annat gäller hållbarheten på katalysatorerna. I det sistnämnda fallet kan en inverkan på NO_x emissionerna förväntas bara om katalysatorn är avsedd att ge en NO_x reduktion (ej konventionell lean-burn alltså).

5.5 Diskussion om emissioner av NO_2

I de första avsnitten av detta kapitel beskrevs bildningen av NO_2 i förbränningsrummet. Oxidationen av NO till NO_2 i katalysatorer har också berörts kort. En av föresatserna med sammanställningen av informationen i detta kapitel var att genomgången av den insamlade litteraturen skulle möjliggöra en uppskattning av både andel och absolutemissioner av NO_2 från olika fordonskategorier och olika årgångar av fordon. Tyvärr har alltför lite publicerats inom området för att detta överhuvudtaget skall vara möjligt. Man hänvisas således till enbart kvalitativa överväganden.

5.5.1 Bensindrivna bilar

Hillard visade 1979 att halten av NO₂ i avgaserna från en bensinmotor utan katalysator ökar med ökande motorbelastning [Hillard, 1979]. De maximala emissionerna av NO₂ erhöles vid en mager bränsle-luft blandning (omkring 17:1). Generellt sätt var andelen NO₂ från bensinmotorer mycket låg i jämförelse med den från dieselmotorer (se nedan). Heywood anger en maximal andel på 2 %. En studie av Lenner på en bil i trafik gav nivåer inom ett intervall mellan 1 % och 3 % men Lenner manar själv till viss försiktighet med hänvisning till problematiken kring mätningarna av NO₂ [Lenner, 1998]. En tidigare studie av Lenner gav liknande nivåer.

Det finns indikationer på att ottomotorer med ny motorteknik, som bygger på mager blandning och/eller en skiktad bränsle-luft blandning, mycket väl kan ge högre andel NO₂ än dagens konventionella förbränningsteknik med homogen och stökiometrisk blandning. Ifall denna teknik kombineras med en bra efterbehandlingsteknik för reduktion av NO_x finns dock inga skäl till oro för höga absolutnivåer av NO₂.

Andelen NO₂ synes vara låg även efter katalysatorn på en bensinbil. En orsak är den relativt sett höga avgastemperaturen som förskjuter jämviktskoncentrationen mot nästan enbart NO. I sådana fall *kan* inte en katalysator nämnvärt öka andelen NO₂. Hillard visade även att CO i avgaserna verkar som en inhibitor för oxidationen av NO till NO₂ [Hillard, 1979].

Sammanfattningsvis kan sägas att NO₂ emissioner från bensindrivna bilar, och sannolikt även från ottomotorer drivna med andra bränslen och i andra applikationer än personbilar, *inte torde utgöra något större problem*. Det är i och för sig möjligt att ny förbränningsteknik och ny avgasreningsteknik kan öka andelen NO₂ jämfört med konventionella koncept. Åtminstone för bensinbilar är dock emissionskraven för NO_x i framtiden så hårda att absolutnivån av NO₂ kommer att vara mycket låg.

5.5.2 Dieselmotorer

Hillard visade att halten av NO₂ i avgaserna från en dieselmotor var som högst vid låga motorbelastningar och låga varvtal [Hillard, 1979]. Detta är helt motsatt förhållande jämfört med bensinmotorer där halten ökade med ökande belastning. Vidare var andelen NO₂ generellt mycket högre än i bensinmotorfallet. En maximal andel på drygt 30 % uppmättes i testerna. Detta var som sagt vid låga motorbelastningar. Vid högre motorbelastningar där avgastemperaturen översteg 450°C kunde inga mätbara nivåer av NO₂ noteras. Genom det kraftiga temperaturberoendet kommer emissionerna av NO₂ från dieselmotorer att påverkas kraftigt av körcykeln. I körcykler som prioriterar höga belastningar kan ofta andelar lägre än 5 % NO₂ erhållas. Typiska låglasttillämpningar som t.ex. personbilar kan ge väsentligt högre andel.

Pipho m.fl. studerade bildningen av NO_2 i en dieselmotor med en anordning som kunde dumpa motorns gaser i cylindern vid godtycklig vevvinkel under förbrännings- och expansionsförloppet [Pipho, 1991]. Därigenom var det möjligt att undersöka när och under vilka förhållanden som NO_2 bildades i motorn. Resultaten tyder på att NO_2 bildas ganska tidigt under förbränningen och att koncentrationen sedan ”fryses”. Emellertid erhöLL forskarna väsentligt högre andel NO_2 vid dumpningen än när motsvarande mätningar utfördes i avgaserna vid samma driftspunkt. En förklaring sades vara att NO kunde konverteras till NO_2 vid provtagningen. En annan förklaring var att omblandningen i cylindern under expansionen vid ”normala” förhållanden (alltså ej vid dumpning) konverterar NO_2 till NO. En del av resultaten kunde alltså bero på mätanordningens inverkan. En kinetisk modell utvecklades av författarna för att kunna avgöra vilka reaktioner som är av störst betydelse för bildningen av NO_2 .

Applikationen av ny motorteknik för dieselmotorer med syftet att minska NO_x emissionerna, som t.ex. ökad EGR andel, leder sannolikt till en ökning av andelen NO_2 . Det finns inte mycket direkt stöd för denna hypotes men analogin med ökande luftöverskott på ottomotorer [Klimstra, 1999] och ökningen av andelen NO_2 när EGR på en etanolmotor applicerades [Grägg, 1999] är tydliga indikationer på att detta kan vara fallet.

Oxidationskatalysatorer för dieselmotorer kan oxidera NO till NO_2 . Detta har visats i flera studier [Ambs, 1993 och Majewski, 1995]. Vidare har det visats att olika katalysatorformuleringar inte uppvisar samma selektivitet i detta avseende [Majewski, 1995]. En platinabaserad katalysator ger väsentligt högre andel NO_2 än en palladiumkatalysator. Storleken av katalysatorn har också en betydelse. En *för* stor katalysator ger mer NO_2 än en optimal storlek. Det är mycket troligt att användningen av oxiderande katalysatorer som började införas på personbilar omkring 1993 har ökat andelen NO_2 . Samtidigt har allt hårdare emissionsbestämmelser minskat NO_x emissionerna. Det är alltså inte helt givet – men fullt möjligt – att även absolutnivåerna av NO_2 från dieseldrivna personbilar har ökat. Generellt används avgasefterbehandling i ganska liten omfattning på tunga fordon. För stadsbussar och andra tunga fordon i tätort förekommer det dock. Sannolikt har även absolutnivåerna av NO_2 för flertalet av dessa fordon ökat genom användningen av efterbehandlingsutrustning.

5.5.3 Ny efterbehandlingsteknik

För såväl vissa typer av partikelfilter liksom även för flera olika typer av NO_x reducerande katalysatorer för motorer med luftöverskott spelar NO_2 en mycket viktig roll. Exempelvis kan regenerationstemperaturen för ett partikelfilter sänkas avsevärt med hjälp av NO_2 . CRT™ tekniken bygger på detta. Flera oberoende tester har också visat höga andelar NO_2 (upp till 50 %) när sådana filter används. Lägre nivåer har uppmätts på nyare system men andelen NO_2 är fortfarande hög. Det bör dock tilläggas att det finns partikelfilterteknik som ger en ringa – eller ingen – ökning av andelen NO_2 .

En mängd publikationer som behandlar betydelsen av NO₂ för NO_x reducerande katalysatorer för motorer med högt luftöverskott har hittats i litteratursökningen. Detta gäller såväl katalysatorer för bensinbilar med direktinsprutning och högt luftöverskott som katalysatorer för dieselmotorer. I de flesta fall handlar det dock om forskning och utveckling avseende framtida reningssystem. Informationen i dessa publikationer är inte relevant för att uppskatta emissionerna av NO₂ från dagens fordonsflotta.

Det är möjligt att ny avgasreningsteknik kan komma att öka andelen NO₂ från såväl otto- som dieselmotorer. Detta har i en del fall visats för partikelfilter där detta kombinerats med en katalysator eller katalytisk beläggning i syftet att sänka regenereringstemperaturen genom oxidation av NO till NO₂. När det gäller NO_x reducerande katalysatorer syftar tekniken för NO_x reduktion åtminstone i dieselfallet att totalt sett minska NO_x emissionerna. Därmed kan det mycket väl hända att absolutnivån av NO₂ minskar trots att andelen NO₂ av NO_x ökar. Trots ökningen av andelen NO₂ vore det i alla fall en mycket positiv utveckling.

5.5.4 Behovet av emissionskrav för NO₂

Den låga nivå för NO_x som gäller för ottomotor drivna personbilar i Euro IV (0,08 g/km) medför att ett ytterligare krav på NO₂ som bivillkor till kraven på NO_x knappast är meningsfullt. Detsamma gäller även för dieslbilar ifall samma NO_x krav införs från och med Euro V. Om man t.ex. skulle anta att dessa bilar har en andel av NO₂ på 25 % innebär det en nivå på ”endast” 0,02 g/km.

Jämförelse mellan emissionsindex mellan olika typer av fordon som uppfyller Euro IV visar en omkring 10 gånger högre nivå av NO_x emissioner för motorer till tunga fordon jämfört med bensin drivna personbilar. Detta innebär att det kan finnas skäl att begränsa NO₂ emissionerna från motorerna till tunga fordon i kommande avgasdirektiv. Definitivt är det viktigt att följa upp vilka nivåer av NO₂ som erhålls med ny motor- och avgasreningsteknik i det fallet. Detta kan senare utgöra underlag för diskussioner om kommande emissionskrav.

6 Sammanvägd bedömning, slutsatser

Att bedöma och göra avvägningar av hälso- och miljöeffekter till följd av utsläpp av kväveoxider är ytterst komplicerat, bland annat genom att utsläppen genom atmosfär-kemisk omvandling resulterar i en kaskad av olika effekter med olika tidskala, där de olika omvandlingsprodukterna dessutom interagerar med varandra:

- Hälsoeffekter av NO₂ lokalt, genom direktemission av NO₂ och snabb omvandling av NO till NO₂ via reaktion med ozon i omgivningsluften.
- Omvandling av NO₂ under inverkan av solljus till ozon som orsakar effekter på hälsa, växtlighet och material.
- Under omvandlingen av NO₂ till ozon omvandlas NO₂ även till mer oxiderade kväveformer som salpetersyra och nitrat, bland annat genom en direkt reaktion mellan NO₂ och ozon. Dessa former bidrar till övergödning och i vissa fall på sikt även till ökad försurning av mark och vatten. I vissa fall kan denna form av gödning även vara nyttig, genom att den nyttiggörs genom t ex ökad tillväxt hos skogsträd.
- Gasformig salpetersyra reagerar med ammoniak till ammoniumnitrat, som kan bilda aerosoler. Utsläpp av kväveoxider bidrar därmed till förekomsten av partiklar i omgivningsluften och alltså till partikelrelaterade effekter på hälsa.

WHO har nyligen gjort en genomgång av litteraturen när det gäller bedömningsgrunder för hälsoeffekter och för eventuella behov av revideringar av WHO's rekommenderade riktvärden för skydd av hälsa vid exponering för NO₂, partiklar och ozon. Beträffande NO₂ är underlaget relativt bristfälligt, men WHO anser att tillkommande forskningsresultat under senare år inte ger något stöd för att revidera (vare sig uppåt eller neråt) tidigare rekommenderade riktvärdesnivåer. Vid typiska omgivningshalter ses NO₂ allt mer som en avgasindikator än en risk i sig. Däremot konstaterar man att det kan föreligga nya skäl för skärpta riktvärden för ozon och partiklar.

Utsläppen av kväveoxider i högförorenade områden, t ex urbana och kontinentala områden, i Europa har minskat under senare år, till stora delar till följd av relativt kraftigt minskade utsläpp från vägtrafik, samtidigt som i många fall omvänt utsläppen av kväveoxider i (tidigare) renluftsområden, eller i sk utspädda system, ökat genom ökade utsläpp från sjöfart, flygtrafik och i utvecklingsländer med snabb tillväxt, t ex sydostasien. Detta gör att problemet med förekomst av marknära ozon går mer och mer från ett miljö- och hälsoproblem på lokal och regional skala till ett miljö- och hälsoproblem på kontinental och global skala. Ett tecken på detta är de stadigt ökande globala bakgrundshalterna av ozon. Sett ur ett europeiskt perspektiv är redan idag utsläppen av NO_x dimensionerande för bildningen av marknära ozon, och blir mer och mer dimensionerande för ozonbildningen i takt

med att utsläppen av utgångsämnen för ozonbildning (kväveoxider och kolväten) i Europa minskar. En paradox i sammanhanget är att ozonhalterna framöver kommer att öka snabbare (men i och för sig från en lägre nivå) i tätorter jämfört med i bakgrundsområden till följd av de minskade NO_x-utsläppen lokalt i tätorterna, vilket gör att en ökande del av befolkningen kommer att exponeras för högre ozonnivåer än vad som varit fallet tidigare. Till skillnad från för NO₂ finns ju klara direkta samband mellan ozonexponering och hälsoeffekter.

Till vissa delar kan sannolikt antas ske samma problemförskjutning som för marknära ozon även för partiklar och de mest lättdeponerade kväveoxidformerna (nitrat, salpetersyra), dvs inslaget av ett storregionalt till globalt uppträdande problem ökar i förhållande till det lokala till regionala inslaget.

De nationella utsläppsmål som satts upp genom tillkomsten av Göteborgsprotokollet och sedermera EU's Takt direktiv kommer närmast att följas upp och utvärderas inom ramen för EU's CAFÉ-program, som förväntas presentera sin utvärderingsrapport och sin framtida luftvårdsstrategi sommaren 2005. Redan idag antas vissa nationer, däribland Sverige, få problem redan med att uppfylla gällande Takt direktiv till år 2010. I CAFÉ's utvärdering kommer också nya mål för 2015-2020 att behandlas. Även om inte utvärderingsarbetet är klart än, så förväntas det resultera i förslag på ytterligare krav på nationerna att till ett nytt mållår ytterligare sänka utsläppen av framförallt kväveoxider utöver vad Takt direktivet respektive Göteborgsprotokollet anger samt också någon form av krav på länderna att minska sina utsläpp av partiklar. Detta för att klara såväl hälso- som miljömål i Europa. Av litteratursammanställningen med avseende på avgaskrav och motorteknisk utveckling när det gäller utsläpp av kväveoxider (och även partiklar), verkar utvecklingen på avgaskravsidan i USA och den parallella utveckling av motorer och avgasefterbehandlingssystem som fordonstillverkarna möter upp med, ge goda förutsättningar för ytterligare minskade utsläpp av NO_x från vägtrafiken, vilket kan bidra till att de långsiktiga hälso- och miljömålen kan klaras.

Vår slutsats av ovanstående är att när man väl klarat att uppfylla gällande riktvärden för NO₂ i Europa, kommer när det gäller minskade utsläpp av kväveoxider början att förskjutas från lokala aktörer som kommuner och länsstyrelser till nationella och internationella aktörer (regeringar, EU, utsläppskonventioner) och krav. Samtidigt kommer för att klara riktvärden för partiklar fortfarande ett stort ansvar att ligga på de lokala aktörerna, delat med nationella/internationella aktörer.

Då hela problemområdet, direkta och indirekta hälso- och miljöeffekter av utsläpp av kväveoxider och teknisk utveckling för att minska kväveoxidutsläppen från fordon, befinner sig i ett mycket dynamiskt skede, där gammal/befintlig kunskap omprövas och ny kunskap kommer fram kontinuerligt, kan det finnas skäl att uppdatera föreliggande kunskaps-sammanställning med vissa mellanrum de närmaste åren.

7 Referenser

Referenser till kapitel 1 (hälsoeffekter):

Blomberg A, Krishna MT, Helleday R, Söderberg M, Ledin MC, Kelly FJ, Frew AJ, Holgate ST, Sandström T. Persistent airway inflammation but accommodated antioxidant and lung function responses after repeated daily exposure to nitrogen dioxide. *Am J Respir Crit Care Med*. 1999 Feb;159(2):536-43.

Braun-Fahrländer C, Vuille JC, Sennhauser FH, Neu U, Künzle T, Grize L, Gassner M, Minder C, Schindler C, Varonier HS, Wüthrich B, and the SCARPOL Team. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. *Am J Respir Crit Care Med* 1997; 155: 1042-1049.

Burr M, Anderson HR, Austin JB, et al. Respiratory symptoms and home environment in children: a national survey. *Thorax* 1999;54:27-32.

Dennekamp M, Howarth S, Dick CA, Cherrie JW, Donaldson K, Seaton A. Ultrafine particles and nitrogen oxides generated by gas and electric cooking. *Occup Environ Med*. 2001 Aug;58(8):511-6.

ECRHS (European Community Respiratory Health Survey). The association of respiratory symptoms and lung function with the use of gas for cooking. *Eur Respir J* 1998;11:651-658).

Folinsbee LJ, Horvath SM, Bedi JF, Delehunt JC. Effect of 0.62 ppm NO₂ on cardiopulmonary function in young male nonsmokers. *Environ Res* 1978; 15: 199-205.

Folinsbee LJ. Does nitrogen dioxide exposure increase airways responsiveness?. *Toxicol Ind Health* 1992; 8: 273-283.

Forsberg B, Stjernberg N, Wall S. Prevalence of respiratory and hyperreactivity symptoms in relation to levels of criteria air pollutants in Sweden. *Eur J Public Health* 1997; 7: 291-296.

Garrett MH, Hooper MA, Hooper BM, et al. Respiratory symptoms in children and indoor exposure to nitrogen dioxide and gas stoves. *Am J Respir Crit Care Med* 1998;158:891-895.

Gauderman WJ, Gilliland F, Vora H, Avol E, Stram D, McConnell R, Thomas D, Lurmann F, Margolis HG, Rappaport EB, Berhane K, Peters J. Association between air pollution and lung function growth in southern California children. Results from a second cohort. *Am J Respir Crit Care Med* 2002; 166: 76-84.

Hasseblad V, Eddy DM, Kotchmar DJ. Synthesis of environmental evidence: nitrogen dioxide epidemiology studies. *J Air Waste Manage Assoc* 1992;42:662-671.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*. 2001; 12: 521-31.

Laden, F., Neas, L.M., Dockery, D.W. & Schwartz, J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect* 2000;108, 941-947.

Miller FJ, Overton JH, Kimbell JS, Russell ML. Regional respiratory tract absorption of inhaled reactive gases. In: Gardner DE, Crapo JD, McClellan RO, Eds. *Toxicology of the Lung*. New York, Raven Press, 1992; 485.

Mohsenin V. Human exposure to oxides of nitrogen at ambient and supra-ambient concentrations. *Toxicology* 1994; 89: 301-312.

- Morrow PE, Utell MJ, Bauer MA, Smeglin AM, Frampton MW, Cox C, Speers DM, Gibb FR. Pulmonary performance of elderly normal subjects and subjects with chronic obstructive pulmonary disease exposed to 0.3 ppm nitrogen dioxide. *Am Rev Respir Dis* 1992; 145: 291-300.
- Osunsanya T, Prescott G, Seaton A. Acute respiratory effects of particles: mass or number? *Occup Environ Med* 2001;58:154-9.
- Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur Respir J* 2001;17:428-35.
- Peters A, Wichmann E, Tuch T, Heinrich J, Heyder J. Respiratory effects are associated with the number of ultra-fine particles. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;155:1376-83.
- Roemer WH, van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam 1987-1998. *Epidemiology* 2001;12:649-53.
- Sandström T, Andersson MC, Kolmodin-Hedman B, Stjernberg N, Ångström T. Bronchoalveolar mastocytosis and lymphocytosis after nitrogen dioxide exposure in man: a time-kinetic study. *Eur Respir J* 1990; 3: 138-143.
- Sandström T, Stjernberg N, Eklund A, Ledin MC, Bjermer L, Kolmodin Hedman B, Lindström K, Rosenhall L, Ångström T. Inflammatory cell response in bronchoalveolar lavage fluid after nitrogen dioxide exposure of healthy subjects: a dose-response study. *Eur Respir J* 1991; 4: 332-339.
- Shima M, Adachi M. Effect of outdoor and indoor nitrogen dioxide on respiratory symptoms in schoolchildren. *Int J Epidemiol* 2000; 29: 862-870.
- Stieb DM, Judek S, Burnett RT. Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age, and season. *J Air Waste Manag Assoc.* 2002; 52: 470-84.
- Strand V, Rak S, Svartengren M, Bylin G. Nitrogen dioxide exposure enhances asthmatic reaction to inhaled allergen in subjects with asthma. *Am J Respir Crit Care Med* 1997;155:881-887.
- Strand V, Svartengren M, Rak S, Barck C, Bylin G. Repeated exposure to an ambient level of NO₂ enhances asthmatic response to a nonsymptomatic allergen dose. *Eur Respir J* 1998;12:6-12.
- Tunnicliffe WS, Burge PS, Ayres JG. Effect of domestic concentrations of nitrogen dioxide on airway responses to inhaled allergen in asthmatic patients. *Lancet* 1994;344:1733-1736.
- Wallace L. Real-time monitoring of particles, PAH, and CO in an occupied townhouse. *Appl Occup Environ Hyg* 2000; 15:39-47)
- Wang JH, Devalia JL, Duddle JM, Hamilton SA, Davies RJ. Effect of six-hour exposure to nitrogen dioxide on early-phase nasal response to allergen challenge in patients with a history of seasonal allergic rhinitis. *J Allergy Clin Immunol* 1995;96:669-676.
- Wang JH, Duddle J, Devalia JL, Davies RJ. Nitrogen dioxide increases eosinophil activation in the early-phase response to nasal allergen provocation. *Int Arch Allergy Immunol* 1995; 107: 103-105.
- Zemp E, Elsasser S, Schindler C, Künzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G, Medici TC, Ackermann-Liebrich U, Leuenberger P, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brändli O, Karrer W, Keller R, Schoeni MH, Tschopp JM, Villiger B, Zellweger JP, and the SAPALDIA Team . Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). *Am J Respir Crit Care Med* 1999; 159: 1257-1266

Referenser till kapitel 2 (miljöeffekter):

- Bertills, U. & Lövblad, G. (eds.) (2002). Kritiska belastning för svavel och kväve. SNV Rapport 5174.
- Bertills, U. & Näsholm, T. (2000). Effekter av kvävenedfall på skogsekosystem. SNV Rapport 5066.
- Danielsson, H., Gelang, J. & Pleijel, H. (1999). Ozone sensitivity, growth and flower development in Phleum geotypes of different geographic origin in the Nordic countries. *Environmental and Experimental Botany* 42:41-49.
- Elvingson, P. (2001). Luften och miljön. Tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, ISBN 91-88376-14-1.
- Karlsson, P.E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B.S., Le Thiec, D., Oksanen, E., Vandermeiren, K., Wlikinson, M. & Emberson, L. (2004). New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. *Atmospheric Environment* 38:2283-2294.
- Karlsson, P.E., Tuovinen, J.P., Simpson, D., Mikkelsen, T. & Ro-Poulsen, H. (2002). Ozone exposure indices for ICP-Forest observation plots within the Nordic countries. IVL-report. B1498. Göteborg.
- Kerstiens, G. & Lenzian, K.J. (1989). Interactions between ozone and plant cuticles. I. Ozone deposition and permeability. *New Phytologist* 112:13-19.
- Kindbom, K., Svensson, A., Shöberg, K. & Pihl Karlsson, G. (2001). Trends in air concentration and deposition at background monitoring sites in Sweden -major inorganic compounds, heavy metals and ozone. IVL-report. B1429. Göteborg.
- Naturvårdsverket (2003a) Bara naturlig försurning - Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet, Rapport 5317, www.naturvardsverket.se
- Naturvårdsverket (2003b) Frisk luft - Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet, Rapport 5318, www.naturvardsverket.se
- Naturvårdsverket (2003c) Ingen övergödning - Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet, Rapport 5319, www.naturvardsverket.se
- Neighbour, E.A., Pearson, M. & Mehlhorn, H. (1990). Purafill-filtration prevents the development of ozone-induced frost injury: a potential role for nitric oxide. *Atmospheric Environment* 24A:711-715.
- Pihl Karlsson, G. (2003). Clover as a bioindicator for phytotoxic ozone. Doktorsavhandling, Tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet. ISBN 91-88376-18-4.
- Pleijel, H (ed). (1999). Marknära ozon - ett hot mot växterna. SNV Rapport 4969.
- Pleijel, H., Ojanperä, K. & Mortensen, L. (1997). Effects of tropospheric ozone on the yield and grain protein content of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) in the Nordic countries. *Acta Agric. Scand., Sect. B. Soil and Plant Sci.* 47:20-25.
- PORG. (1997). Ozone in the United Kingdom. Fourth Report of the Photochemical Oxidant Review Group 1997. ISBN 1-870393-30-9.
- Rodes, C.E. & Holland, D.M. (1981). Variations of NO, NO₂ and O₃ concentrations downwind of a Los Angeles freeway. *Atmospheric Environment* 15, 243-250.

Strengbom, J. (2002). Nitrogen, Parasites and Plants - Key Interactions in Boreal Forest Ecosystems. Doktorsavhandling. Umeå universitet. ISBN 91-7305-153-5.

Van der Eerden, L. (1982). Toxicity of ammonia to plants. *Agric. Environ*, 7:223-235.

Wellburn, A. (1990). Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilizers. *New Phytologists* 115:395-429.

Referenser till kapitel 3 (regelverk halter och miljö) och 4 (nuläge och trender avseende halter, nedfall och utsläpp):

Auto-Oil (1997) The European Auto Oil Programme. A report by the Directorates General for Industry, DG Energy, DG Environment, Civil Protection and Nuclear Safety of the European Commission, 1997.

Auto-Oil (2000) The European Auto Oil II Programme. A report by the Directorates General for Economic and Financial Affairs, Enterprise, Transport and Energy, Environment, Research and Taxations and Customs Union, Final report October 2000. <http://europa.eu.int/comm/environment/autooil/>

CAFE (2004) Clean Air for Europe - CAFE Programme
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/index.htm>

EGT (2001) Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/81/EG av den 23 oktober 2001 om nationella utsläppstak för vissa luftföroreningar. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 309/22, 27.11.2001.

Hallgren, E. et. al. (2003). Luftföroreningar i skogliga provytor – resultat tom september 2002. IVL Rapport B 1521

IVL (2003) Nationell övervakning av luft- och nederbörds kemi 2002. IVL Rapport U 852.

Lövblad et al (2003) Trends in Swedish background air 1980-2000 (2003). IVL Rapport.

Naturvårdsverket (2004) Sveriges internationella utsläppsrapportering till Klimatkonventionen och UNECE CLRTAP 2004, www.naturvardsverket.se

Persson et al (2003) Luftkvaliteten i Sverige sommaren 2002 och vintern 2002/03. Resultat från mätningar inom URBAN-projektet. IVL Rapport B 1535.

Prop. 2000/01:130 Regeringens proposition Svenska miljömål, delmål och åtgärdsstrategier.

SFS 2001:527 Förordning (2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft.

UNECE CLRTAP (2004) UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution
<http://www.unece.org/env/lrtap/>

Vägverket (2003) Sektorsredovisning 2003.

Referenser till kapitel 3 (avgaskrav) och 5 (motorteknisk utveckling):

Ahlvik P. (Ecotraffic), 2002a, Environmental and health impact from modern cars – *A comparison between two petrol and two diesel cars with varying emission control technology*, The Swedish National Road Administration (SNRA), Publication 2002:62, available at the Internet home site of SNRA at: www.vv.se.

- Ahlvik P. and Brandberg Å (Ecotrafic), 2002b, Sustainable motor fuels – introduction of biofuels, The Swedish National Road Administration, Publication 2002:144, available at the Internet site of SNRA at www.vv.se.
- AKPF, 2004. En del litteratur från VERT projektet (Verminderung der Emissionen Realer Dieselmotoren im Tunnelbau) finns tillgänglig på Internet hemsidan för AKPF (Arbeitskreis Partikel-Filter-Systemhersteller).
- Ahlvik P. and Brandberg Å (Ecotrafic): “Sustainable motor fuels – introduction of biofuels.” The Swedish National Road Administration, Publication 2002:144, available at the Internet site of SNRA at www.vv.se, 2002.
- Ambs Jeffrey L. and McClure B. Thompson (U.S. Bureau of Mines), 1993, The Influence of Oxidation Catalysts on NO₂ in Diesel Exhaust, SAE Paper 932494.
- Andersson J. D. (Ricardo), Jemma I. C. A. (Ricardo), Bosteels D. (AECC) and Searles R. A. (AECC), 2002, Particle Emissions From a EU 3 Heavy-duty Diesel Engine with Catalyst-based Diesel Particle Filter and Selective Catalytic Reduction System: Size, Number, Mass & Chemistry, Aachener Kolloquium Fahrzeug- und Motorentechnik.
- Andersson Sören, Åkerlund Claes and Blomquist Micael (STT Emtec), 2002, Low-pressure EGR calibration strategies for reliable diesel particulate filter regeneration on HDD engines, SAE Paper 2002-01-2785.
- Ayala Alberto, Kado Norman Y., Okamoto Robert A. (CARB), Holmén Britt A. (Uni. of Connecticut), Kuzmicky Paul A., Kobayashi Reiko (Uni. of California), Keith E. Stiglitz, (Clean Air Vehicle Technology Center), 2002, Diesel and CNG Heavy-duty Transit Bus Emissions over Multiple Driving Schedules: Regulated Pollutants and Project Overview, SAE Paper 2002-01-1722.
- Bach Manfred, Bauder Richard, Hoffmann Henning, Krebsler Roland, Pölzl Hans-Werner und Ribes-Navarro Salvador (Audi), 2003a, Der V6-TDI-Motor von Audi – *Teil 1: Konstruktion und Mechanik.* MTZ 64, 5/2003.
- Bach Manfred, Bauder Richard, Hoffmann Henning, Krebsler Roland, Pölzl Hans-Werner und Ribes-Navarro Salvador (Audi), 2003b, Der V6-TDI-Motor von Audi – *Teil 2: Thermodynamik.* MTZ 64, 7-8/2003.
- Clean Diesel Independent Review Subcommittee, 2002, Meeting Technology Challenges for the 2007 Heavy-Duty Highway Diesel Rule, Report of the Clean Diesel Independent Review Subcommittee, Clean Air Act Advisory Committee, available at the Internet site of EPA at: www.epa.gov.
- Bowman C. T., 1975, Kinetics of Pollutant Formation and Destruction in Combustion, Prog. energy Combust. Sci., vol. 1 pp. 33-45.
- DieselNet, 2003, www.dieselnet.com.
- Dingel John, (US Congress), 2003, Bill H.R. 2209, 108th Congress, 1st session.
- Dohle Ulrich, Duernholz Manfred, Kampmann Stefan, Hammer Jürgen and Hinrichsen, Claus, 2004, 4th generation diesel common rail injection system for future emission legislation, FISITA 2004.
- Grägg K. (MTC) and Ahlvik P. (Ecotrafic), 1999, Transient emission tests on an ethanol fuelled bus engine with and without EGR, MTC Report MTC 9608.
- Hedbom A. (MTC): “Assessments of Test Cycle Proposals – The Transient Cycle and the OICA/ACEA Steady State Cycle with Dynamic Load Response Test.” MTC Report MTC 9511A, 1995.
- Heywood John B. (MIT), 1988, Internal Combustion Engine Fundamentals, McGraw-Hill Inc., ISBN 0-07-028637-X.
- Hillard, John C., (Wayne State Uni) and Wheeler Richard W., (Ricardo), 1979, Nitrogen Dioxide in Engine Exhaust, SAE Paper 790691.
- Klimstra Jacob and Westing Jan E. (Gasunie Res.), 1995, NO₂ from Lean-Burn Engines - On its Lower Sensitivity to Leaning than NO, SAE Paper 950158.

- Larsson Mats-Ola (Miljöfordon i Göteborg), 2004, Första dieselbussen som klarar EEV, Nyhetsbrev nr 2/2004, www.miljofordon.org, numera ersatt av www.miljofordon.se.
- Lavoire G. A., Heywood J. B. and Keck J. C., 1970, Experimental and Theoretical Investigation of Nitric Oxide Formation in Internal Combustion Engines, *Combust. Sci. Technol.*, vol. 1, pp. 313-326.
- Lenner Magnus, 1998, Influence of Roof-Rack, Trailer etc on Automobile Fuel Consumption and Exhaust Emissions, Measured on the Road, SAE Paper 980682.
- Majewski W. Addy, Ambs Jeffrey L. and Bickel Kenneth, 1995, Nitrogen Oxides Reactions in Diesel Oxidation Catalyst, SAE Paper 950374.
- McDonald Joseph (EPA), 2004, Progress in the Development of Tier 2 Light-Duty Diesel Vehicles, SAE Paper 2004-01-1791.
- McDonald Joseph and Bunker Byron (EPA), 2002, Testing of the Toyota Avensis DPNR at U.S. EPA-NVFEL. SAE Paper 2002-01-2877.
- Pipho Michael J., Kittelson David B., and Zarling Darrick D. (Uni. of Minnesota), NO₂ Formation in a Diesel Engine, SAE Paper 910231.
- Richards, P., Terry B. (Octel) and Pye D. (ArvinMeritor), 2002, Air and Emissions Technologies Experience of Fitting London Black Cabs with Fuel Borne Catalyst Assisted Diesel Particulate Filters - Part 2 Non-Regulated Emissions Measurements, SAE Paper 2002-012785.
- Rodt Stefan (UBA): "Future Diesel – Exhaust gas legislation for passenger cars, light-duty commercial vehicles, and heavy-duty vehicles – *Uppdating of limit values for diesel vehicles* –" Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency), available at www.umweltbundesamt.de, 2003.
- Scantias hemsida på Internet, 2004, www.scania.com.
- Searles R. A. (AECC), Bosteels D., Such C. H. (Ricardo), Nicol A. J., (Ricardo), Andersson J. D. (Ricardo) and Jemmal C. A. (Ricardo), 2002, Investigation of the Feasibility of Achieving Euro V Heavy-Duty Diesel Emissions Limits with Advanced Emission Control Systems, FISITA Paper F02E310 (Helsinki).
- Steiger Wolfgang (VW), 2003, Synthetische Kraftstoffe: Strategie für die Zukunft, VW-Shell Workshop „Nachhaltige Mobilität, Mai 2003, Automobil Forum, Berlin.
- Tomazic Dean and Tatur Marek (FEV), Matthew Thornton (NREL), 2004, Development of a Diesel Passenger Car Meeting Tier 2 Emissions Levels, SAE Paper 2004-01-0581.
- US EPA, 2002, Highway Diesel Progress Review, EPA420-R-02-016, available at the Internet site of EPA at: www.epa.gov.
- US EPA, 2004, Highway Diesel Progress Review Report 2, EPA420-R-02-004, available at the Internet site of EPA at: www.epa.gov.
- Watanabe Tetsu (Toyota), 2003, Development on simultaneous reduction system of NO_x and PM from a diesel engine, Presentation at the 9th DEER Conference, available at the Internet site: www.orau.gov/deer.

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

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

www.ivl.se

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O. Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Aschebergsgatan 44
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 0472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90