

Gunnar Omstedt
Stefan Andersson
Robert Bergström

METEOROLOGI Nr 140/2010

Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige Haltberäkningar av NO₂, PM₁₀ och PM_{2.5} i svenska trafikmiljöer för framtidsscenarioer med minskade europeiska emissioner



Pärbilden visar Hamngatan i centrala Karlstad.

METEOROLOGI Nr 140/2010

Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige

Haltberäkningar av NO₂, PM₁₀ och PM_{2.5} i svenska trafikmiljöer för
framtidsscenarioer med minskade europeiska emissioner

Gunnar Omstedt

Stefan Andersson

Robert Bergström

Sammanfattning

Bakgrund och syfte

Luftföroreningar är ett lokalt men också gränsöverskridande problem. Sveriges luftkvalitet påverkas av lokala utsläppskällor, men även av långdistanstransport från stora emissionsområden i Europa. Utsläppen av många luftföroreningar har minskat kraftigt under de senaste årtiondena på grund av kontinuerligt skärpta emissionskrav. Betydande förbättringar har bland annat gjorts inom vägtransportsektorn. Via europeiska utsläppsnormer definieras acceptabla gränser för avgasutsläpp för nya fordon som säljs i EUs medlemsstater. Dessa, och andra, utsläppskrav kommer att leda till fortsatt minskande emissioner i Europa och därmed även lägre föroreningsnivåer i den luft som kommer in över Sverige. Hur stort är det kvarstående behovet av lokala åtgärder i Sverige för att minska haltnivåerna till en nivå där normer och miljömål uppfylls? Det är en av de frågeställningar som denna rapport utgår från.

Den lokala miljö som undersöks är gaturum, varför förändringar av vägtrafikens emissioner och halter i Sverige är central. Liknande emissionstrender, som i Europa, finns också i Sverige, med kraftigt minskande emissioner beroende bland annat på de europeiska utsläppsnormerna. Viktiga skillnader finns också. Vårt kalla svenska vinterklimat skapar bland annat hala vägbanor och ogynnsamma spridningsförhållanden. Åtgärder för att undvika hala vägbanor leder till ökat vägslitage och vägdamm som ackumuleras i vägmiljön, vilket i sin tur leder till höga partikelhalter. I norra delarna av Sverige skapas under vintern ogynnsamma spridningsförhållanden med stabil skiktning och låga inversioner. I kombination med höga emissioner av luftföroreningar från bostadsuppvärmning och kallstarter leder detta till höga halter av bland annat kväveoxider.

Trots kraftiga minskningar av utsläppen både i Sverige och övriga Europa har inte luftkvaliteten, med avseende på kvävedioxid (NO_2), ozon (O_3) och partiklar (PM_{10} respektive $\text{PM}_{2.5}$), förbättrats på något avgörande sätt sedan år 2000. Fortfarande är luftföroreningshalterna i många trafikmiljöer höga såväl i Sverige som i övriga Europa. Orsakerna till det diskuteras i rapporten.

Syftet med denna undersökning är att analysera hur framtidens luftkvalitet på lokal nivå (gaturum) kan komma att utvecklas på grund av troliga emissionsminskningar i Europa och i Sverige, samt att bedöma hur stora lokala åtgärder som ytterligare kan komma att fordras för att klara miljö kvalitetsnormer och miljömål.

Undersökningen

Beräkningar har gjorts i två steg genom att använda två olika modeller; MATCH för långdistanstransporten och SIMAIR för halter i svenska trafikmiljöer. SIMAIR-beräkningarna har gjorts för 15 olika trafikmiljöer, där indata varit väl kända. Gatornas egenskaper varierar, men gemensamt för dessa trafikmiljöer är att den genomsnittliga dygnstrafiken är hög; 13 000 – 100 000 fordon per dygn. Studien görs dels för basåret

2004 och dels för några olika emissionsscenarier för år 2020. Vad gäller den regionala emissionsutvecklingen inom Europa är dessa scenarier framtagna inom ramen för EUs CAFE-program (Clean Air for Europe), medan emissionsscenarier för den svenska vägtrafiken är framtagna av Vägverket. De föroreningar som studeras är kvävedioxid, ozon, PM10 och PM2.5. För att undersöka olika processers betydelse för NO₂-halter i gaturum görs en känslighetsanalys för en av dessa gator.

Det bör betonas att de använda emissionsscenarierna för år 2020 är osäkra. Den framtida utvecklingen beror av en rad olika faktorer som ekonomisk och teknisk utveckling, politiska beslut, beskattningar etc. De scenarier som används i denna studie har bara tagit hänsyn till en del möjliga emissionstrender. Osäkerheten är stor när det gäller hur stor andel dieselfordon som kommer att användas i Sverige och hur primäremission av NO₂ från dessa fordon kommer att utvecklas. Osäkerheten är också stor vad gäller framtida dubbdäcksanvändning.

De viktigaste slutsatserna

Det är den svenska vägtrafiken som är den dominerande källan till förhöjda halter av NO₂ och PM10 i svenska trafikmiljöer. Framtida minskad intransport till följd av reducerade emissioner i Europa kommer att påverka dessa halter i begränsad omfattning och det är istället den svenska emissionsutvecklingen och lokala åtgärder som blir betydelsefulla.

Däremot är förhållandena omvända för fina partiklar, där en dominerande del av halterna kan förklaras av långdistanstransport. Således påverkas halten av PM2.5 i hög grad av framtida europeiska emissionsförändringar.

Nedan listas några av de viktigaste slutsatserna, indelade efter typ av luftförorening.

NO₂

- Betydande förbättringar av NO₂-halter beräknas till år 2020. Årsmedelvärdet minskar med 8-20 µgm⁻³ vilket leder till årsmedelhalter på mellan 10 till 30 µgm⁻³. Detta beror till övervägande del på emissionsminskningar för källor inom Sverige där dessa utgör 85-95 % av haltminskningen i södra Sverige och 95-98 % i norra Sverige.
- Utgående från undersökta regionala och lokala emissionsscenarier är utsikterna goda att klara MKN i svenska gaturum år 2020. Risk för överskridande av MKN för 98 %-il dygnsmedelvärde kvarstår dock för Umeå, som präglas av kallt nordiskt klimat med ofta förekommande markinversioner vintertid, och för de mest trafikerade gatorna i storstäderna beroende av utvecklingen av primäremissionen av NO₂ från dieselfordon.
- Miljömålet Frisk luft kommer däremot fortfarande att överskridas 2020 i de mest utsatta gaturummen. 6 av de 15 gaturummen i studien klarar inte miljömålet till år 2020.

Följande slutsatser kan dras från känslighetsanalysen av NO₂:

- Med en trolig ökande användning av dieselfordon i Sverige, och därigenom ökande andelar NO₂ som primäremitteras, finns det risk för fortsatt höga halter av NO₂ i olika trafikmiljöer. Det finns också en tendens till att O₃ i urban bakgrundsluft ökar. MKN och miljömålet Frisk luft kommer därför troligen att överskridas flera år framåt i tiden. För att uppnå MKN och miljömålet Frisk luft de närmsta åren behövs därför ytterliga åtgärder för minskning av både NO_x och NO₂-emissionerna.
- För den fortsatta miljöövervakningen blir det därför viktigt att följa upp hur primäremissionen av NO₂ förändras framförallt i gaturumsmiljö.
- Med den kraftiga minskningen av NO_x-emissionerna som Vägverket prognoserat är det dock troligt att MKN för NO₂ kommer klaras till år 2020 för de flesta trafikmiljöer. Miljömålet Frisk luft blir dock svårt att uppnå.

PM10

- Scenarioberäkningarna till år 2020 indikerar en minskning av PM10-halterna som uppgår till 1.0-3.5 µgm⁻³ i södra Sverige (där svenska emissionskällor står för 10-35 % av minskningen) och 0.5-1.0 µgm⁻³ i norra Sverige (där svenska emissionskällor står för 50-70 % av minskningen). Denna reducering är inte tillräcklig för att uppnå MKN och miljömålet Frisk luft.
- Utsikterna att uppnå MKN och miljömålet Frisk luft, enbart till följd av minskade framtida avgasemissioner, verkar mycket små. Behovet av andra åtgärder såsom dubbdäcksminskning, trafikminskningar mm, bör utredas ytterligare.

PM2.5

- Halterna av PM2.5 väntas minska till år 2020, huvudsakligen på grund av minskad intransport från övriga Europa. I södra Sverige väntas halterna sjunka 0.8-3.0 µgm⁻³ (där svenska emissionskällor står för 0-15 % av minskningen) och i norra Sverige minskar halterna med 0.3-0.7 µgm⁻³ (där svenska emissionskällor står för 25-50 % av minskningen). Minskningen är tillräcklig för att på merparten av platserna klara exponeringsminskningsmålet till år 2020.
- Möjligheterna för Sverige att till år 2020 uppnå MKN, exponeringskoncentrations-skyldighet, exponeringsminskningsmål och miljömål Frisk luft tycks vara mycket goda. Möjligen riskerar miljömålet att överskridas för de värst belastade gatorna.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
2. Trender i emissioner och halter.....	2
2.1 Emissioner.....	2
2.2 Halter.....	5
2.2.1 Kvävedioxid.....	5
2.2.2 Ozon.....	8
2.2.3 Partiklar (PM10 och PM2.5).....	9
3. Metod	12
3.1 Modellbeskrivning	12
3.2 Beräkningsförutsättningar.....	13
3.2.1 Regionala beräkningar	13
3.2.2 Lokala beräkningar	15
4. Känslighetsanalys för kvävedioxidhalter och ozon.....	18
4.1 Regionala beräkningar	18
4.2 Lokala beräkningar	20
5. Resultat.....	26
5.1 Regionala beräkningar	26
5.2 Totalhalter i gaturum.....	32
5.2.1 Kvävedioxid.....	32
5.2.2 PM10.....	35
5.2.3 PM2.5.....	37
6. Diskussion.....	39
6.1 Jämförelse med mätdata.....	39
6.2 Osäkerhet	41
6.3 Känslighetsanalysen av kväveoxider i gaturum.....	42
7. Slutsatser	43
7.1 Kvävedioxid.....	43
7.2 PM10.....	44
7.3 PM2.5.....	45
Referenser	46
Appendix A: Considered changes in Swedish emissions in the regional calculations (MATCH model) from 2004 to 2020	49
Appendix B: Halter i gaturum	50

1. Inledning

Luftföroreningar är ett lokalt men också gränsöverskridande problem. Sveriges luftkvalitet påverkas av lokala utsläppskällor, men även av långdistanstransport från stora emissionsområden i Europa. Utsläppen av många luftföroreningar har minskat kraftigt under de senaste årtiondena på grund av kontinuerligt skärpta emissionskrav. Betydande förbättringar har bland annat gjorts inom vägtransportsektorn. Via europeiska utsläppsnormer definieras acceptabla gränser för avgasutsläpp för nya fordon som säljs i EUs medlemsstater. Dessa, och andra, utsläppskrav kommer att leda till fortsatt minskande emissioner i Europa och därmed även lägre föroreningsnivåer i den luft som kommer in över Sverige. Hur stort är det kvarstående behovet av lokala åtgärder i Sverige för att minska haltnivåerna till en nivå där normer och miljömål uppfylls? Det är en av de frågeställningar som denna rapport utgår från.

Trots kraftiga minskningar av emissionerna har inte luftkvaliteten, med avseende på kvävedioxid (NO_2), ozon (O_3) och partiklar (PM_{10} och $\text{PM}_{2.5}$), förbättrats på något avgörande sätt sedan år 2000, vilket har uppmärksammats både i Europa (EEA, 2009) och i Sverige (IVL, 2009a). Fortfarande är luftföroreningshalterna i många trafikmiljöer höga såväl i Sverige som i övriga Europa. Det finns flera förklaringar till detta, men speciellt för NO_2 är sambanden dock inte helt klarlagda.

I många hårt trafikerade miljöer är bildningen av NO_2 begränsad av O_3 -halterna. Det betyder att emissionerna av kväveoxid (NO_x) och halterna av NO_2 inte är linjärt beroende av varandra; när NO_x -emissionerna minskar, minskar inte NO_2 halterna lika mycket. Andra förklaringar är ökande bakgrundshalter av O_3 , dels genom minskande halter av kvävemonoxid (NO) i urban bakgrundluft, dels genom ökande O_3 -halter i ”ren” bakgrundluft (Carslaw, 2005). En annan viktig faktor som kan komma att få betydelse för NO_2 -halterna i trafikmiljöer är utvecklingen av primäremissionen av NO_2 . Andelen NO_2/NO_x ökar i olika trafikmiljöer i Europa bland annat beroende på att andelen dieselfordon ökar (Grice et al., 2009; Jensen and Ketzel, 2009). Liknande utveckling är trolig även i Sverige. I denna rapport undersöks betydelsen av dessa olika faktorer genom en känslighetsanalys.

Halterna av PM_{10} är höga i många trafikmiljöer i Sverige. Orsaken är att i vårt kalla klimat där dubbdäck och vintersandning/saltning används, bildas stora mängder vägdamm, vilket är den dominerande komponenten i PM_{10} (Ketzel et al., 2007). Minskande emissioner av *avgaspartiklar* leder endast till marginella minskningar av PM_{10} -halterna (Omstedt och Andersson, 2008). Andelen vägdamm i $\text{PM}_{2.5}$ är dock betydligt mindre varför minskande avgasemissioner får större betydelse för fina partiklar (Andersson et al., 2008).

Den lokala miljö som undersöks i denna studie är gaturum, varför förändringarna av vägtrafikens emissioner och halter i Sverige är central. Studien görs dels för basåret 2004 och dels för några olika emissionsscenarier för år 2020. Vad gäller den regionala emissionsutvecklingen inom Europa är dessa scenarier framtagna inom ramen för EUs CAFE-program (Clean Air for Europe), medan emissionsscenarier för Sveriges del är

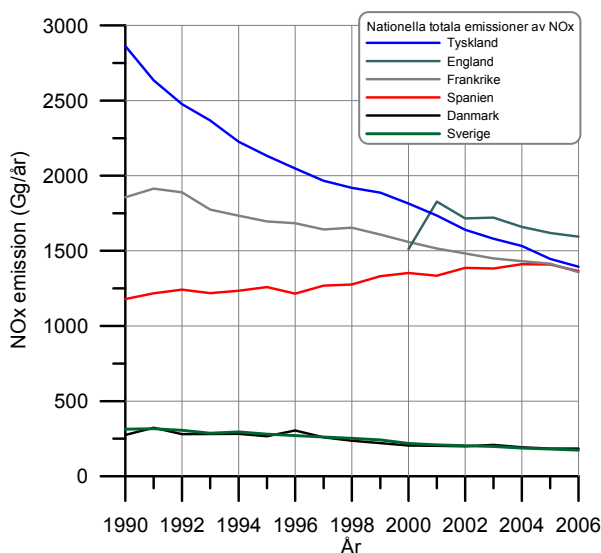
framtagna av Vägverket. De föroreningar som studeras är kvävedioxid (NO_2), ozon (O_3) och partiklar (PM_{10} respektive $\text{PM}_{2.5}$). Beräkningar görs med hjälp av två olika modeller; för att belysa långdistanstransporten används MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007) och för att belysa halter i svenska gaturum används SIMAIR (Gidhagen et al., 2009). SIMAIR har nyligen jämförts med uppmätta halter av PM_{10} , NO_2 och bensen i en omfattande validering med goda resultat (Andersson och Omstedt, 2009).

Upplägget på rapporten är följande. I Avsnitt 2 diskuteras översiktligt trender i emissioner och halter för att ge en bakgrund till frågeställningarna. Därefter presenteras de modeller och scenarier som används, samt under vilka förutsättningar beräkningarna är gjorda (Avsnitt 3). För att öka förståelsen för hur olika processer påverkar bildningen av NO_2 genomförs olika känslighetsstudier i Avsnitt 4. Resultaten av beräkningarna för olika scenarier presenteras i Avsnitt 5, följt av en diskussion (Avsnitt 6) med, bland annat, en jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter, genomgång av osäkerheter i de olika scenarierna samt andra faktors inverkan på halterna. I Avsnitt 7 presenteras studiens slutsatser.

2. Trender i emissioner och halter

2.1 Emissioner

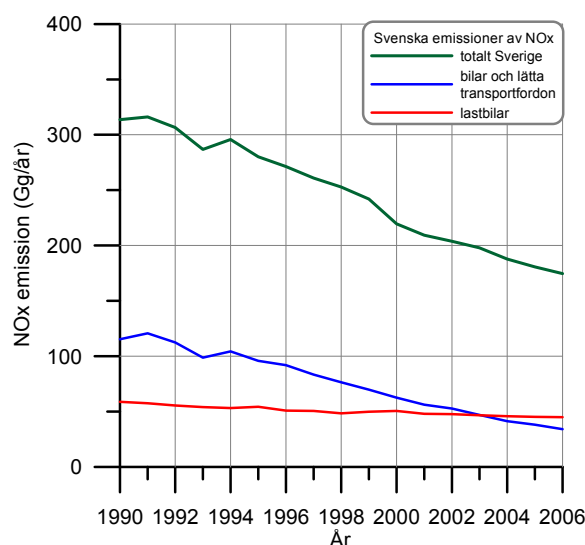
I Figur 1 visas uppskattade emissioner av NO_x från några olika länder i EU, baserade på EEAs emissionsdatabas. Statistiken visar att emissionerna generellt har minskat sedan 1990. I vissa länder, exempelvis Tyskland, har emissionsnedgången varit mycket påtaglig och emissionen har nästan halverats; från 2800 Gg år^{-1} 1990 till 1400 Gg år^{-1} 2006. Spanien, däremot, är ett undantag där NO_x -emissionerna istället har ökat med ca 200 Gg år^{-1} under motsvarande period.



Figur 1. Emissionstrender av NO_x i några länder inom EU (EEA:s emissionsdatabas).

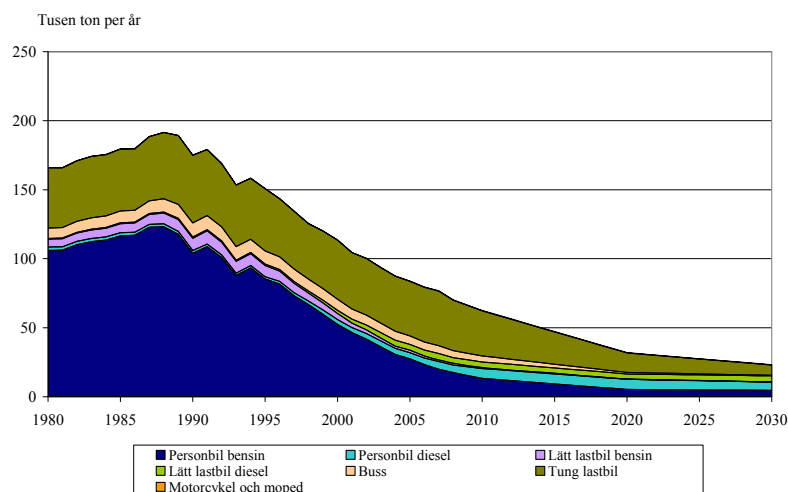
Sjöfartens emissioner av NO_x förväntas öka i Europa under tidsperioden 2004 till 2020, huvudsakligen på grund av förväntad ökning av trafikvolymen (Cofala et al., 2007). Ökade krav på NO_x -rening kommer att införas inom de så kallade SECA-zonerna, för nybyggda och motorrenoverade fartyg, men detta väntas inte minska NO_x -emissionerna totalt förrän efter 2020.

I Figur 2 visas emissionsutvecklingen för NO_x i Sverige. Utsläppen är uppdelade i totala emissioner, emissioner från personbilar och lätta transportfordon samt för lastbilar (tunga transportfordon). Emissionerna har minskat kraftigast för personbilar och lätta transportfordon där reduceringen uppgick till 60 % mellan år 1990 och 2006. För lastbilar har utsläppen inte minskat lika mycket och är sedan år 2003 större än de sammanlagda emissionerna för personbilar och lätta transportfordon.



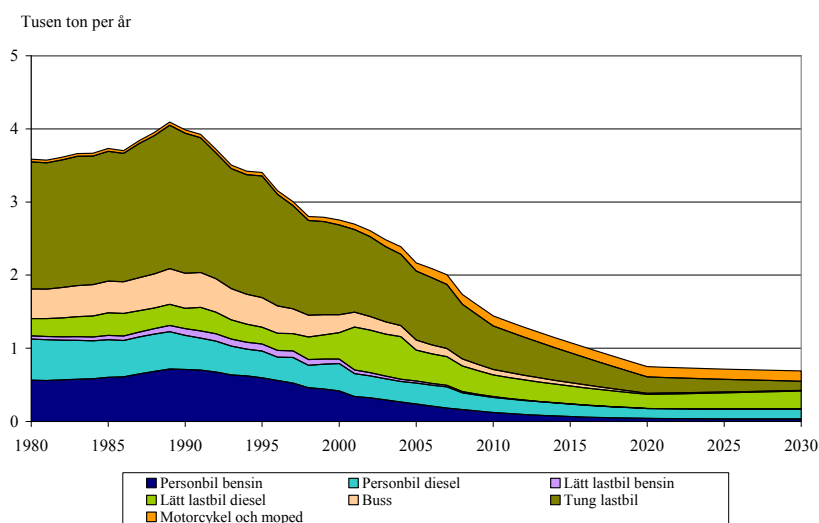
Figur 2. Emissionstrender av NO_x i Sverige uppdelat på totala emissioner, bilar och lätta transportfordon samt lastbilar (EEA:s emissionsdatabas).

Hur vägtrafikens emissioner av NO_x väntas förändras i framtiden i Sverige framgår av Figur 3. Där visas beräknade emissioner av NO_x från den svenska vägtrafiken med prognoser fram till år 2030 (Vägverket, 2009a). Utsläppsminskningen är påtaglig; vägtrafikens totala emissioner av NO_x beräknas minska från 14 tusen ton per år 2000 till 62 tusen ton per år 2010. Scenarierna till år 2020 ger en minskning till 32 tusen ton per år, trots att trafikmängden väntas öka.



Figur 3. Beräknade utsläpp av kväveoxider från svenska vägtrafiken (från Vägverket, 2009a). Enhet: tusen ton per år.

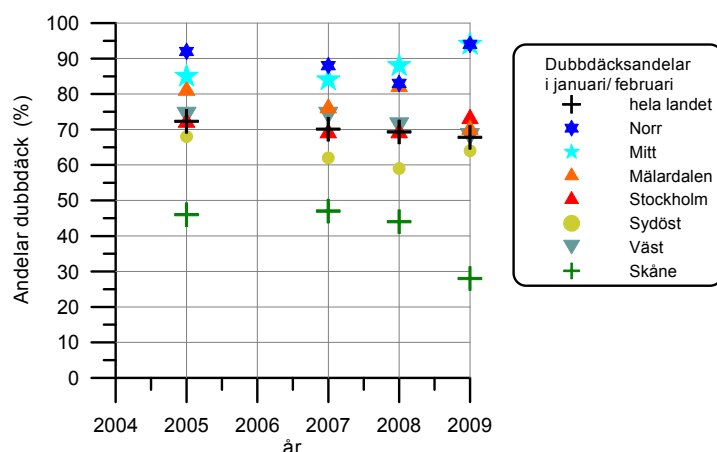
Motsvarande beräknade emissionsutveckling, från år 1980 med prognos fram till år 2030, vad gäller avgaspartiklar, visas i Figur 4 (Vägverket, 2009a). Även för partiklar leder teknikutvecklingen till betydande reducering av utsläppen. Vägtrafikens totala emissioner väntas minska från 2.8 tusen ton per år 2000 till 1.4 tusen ton per år 2010. År 2020 väntas utsläppen halveras ytterligare till 0.75 tusen ton per år.



Figur 4. Beräknade utsläpp av avgaspartiklar från svensk vägtrafiken (från Vägverket, 2009a). Enhet: tusen ton per år.

Notera att ovanstående utveckling gäller avgaspartiklar. Avgasdelen utgör bara en liten del av partikelmassan (främst vad gäller PM10, men delvis även för PM2.5). Merparten av partikelhalten härstammar från vägdamm. Källorna till vägdamm varierar i landet beroende framförallt på andelar dubbdäck, men även sandning/saltning och meteorologi (Omstedt och Andersson, 2008). Utvecklingen av dubbdäcksanvändningen kommer

därför att vara central för framtida halter av PM10 och i viss utsträckning även påverka halterna av PM2.5. I Figur 5 visas uppskattad andel personbilar som körde med dubbdäck i olika delar av Sverige i januari/februari (Vägverket, 2009b). Uppskattningen baseras på inspektion av slumpvis utvalda parkerade bilar i januari/februari för respektive år. För år 2009 undersöktes exempelvis 3596 bilar på 14 orter. Som framgår av figuren tenderar dubbdäcksandelarna öka i norra Sverige medan de minskar i södra Sverige. Generellt finns en svag tendens till minskad dubbdäcksanvändning. Det bör dock betonas att de data som används i figuren är begränsade i omfattning, varför eventuella förändringar i dubbdäcksanvändningen i den svenska personbilsflottan, som totalt omfattar ca 4.3 miljoner fordon (år 2008), är mycket osäker.



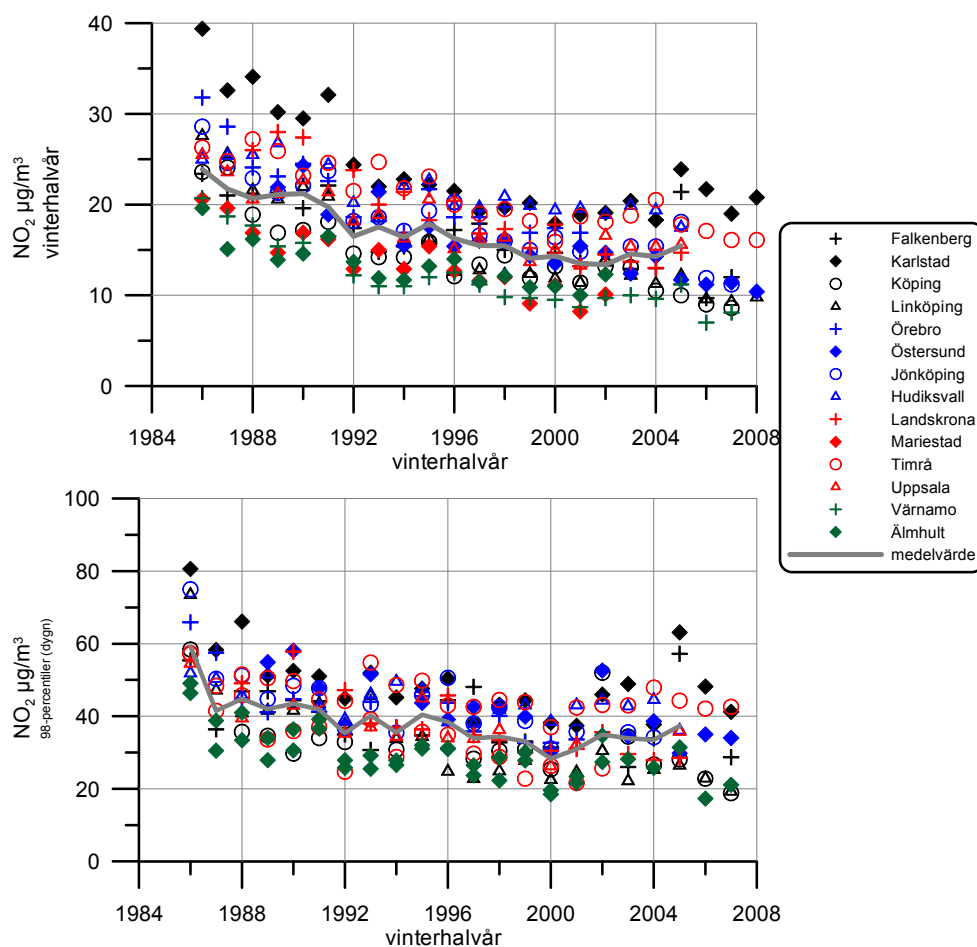
Figur 5. Uppskattad andel som körde med dubbdäck i olika delar av Sverige i januari/februari för åren 2004-2009 (Vägverket, 2009b).

2.2 Halter

2.2.1 Kvävedioxid

I många europeiska städer är halterna av kväveoxider höga. Halterna i regional bakgrund tycks minska, men motsvarande trend har inte observerats i urbana miljöer eller trafikmiljöer. I de senare har haltnivåerna vara relativt konstanta sedan år 2000 (EEA, 2007).

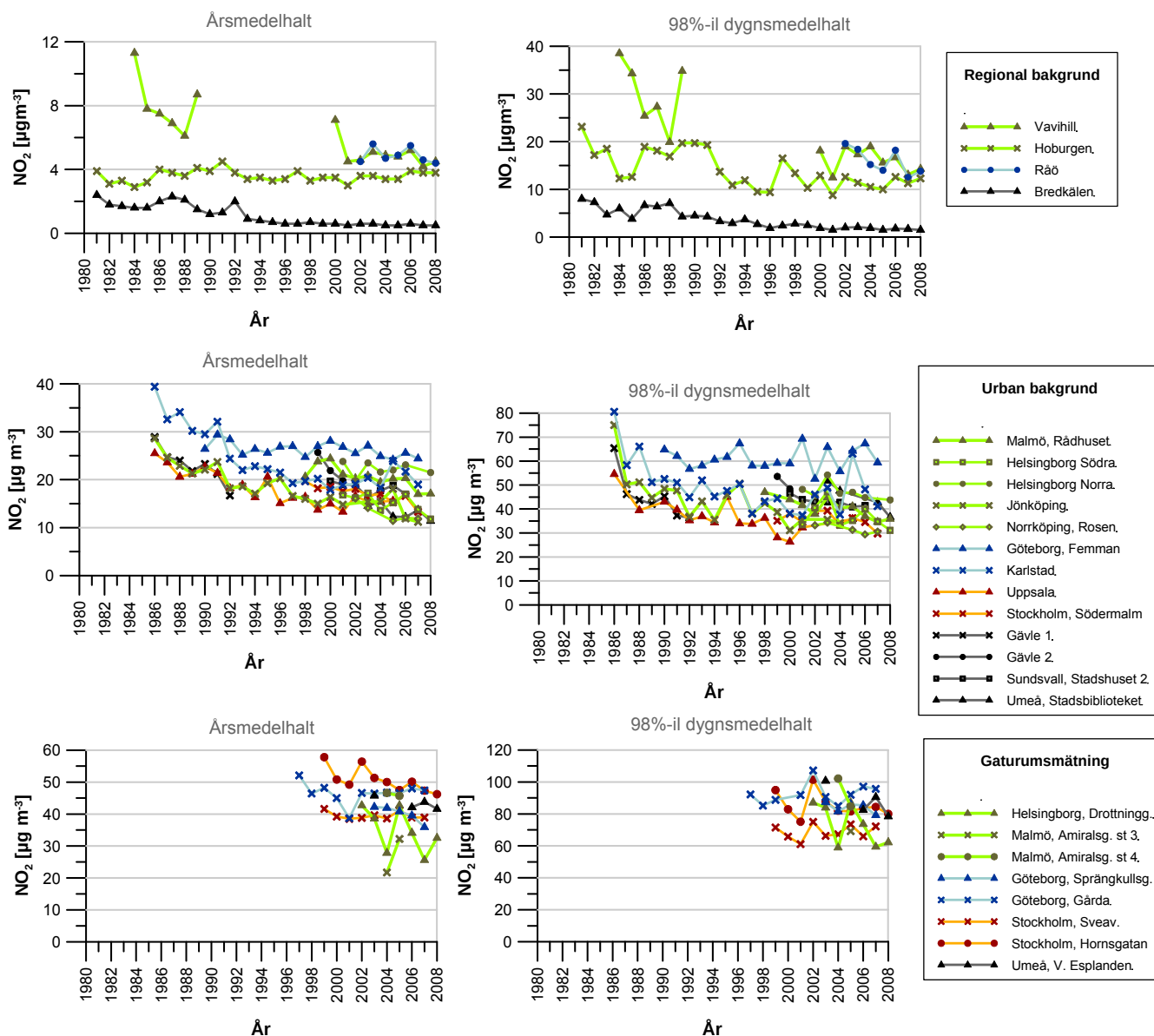
Via Urbanprojektet har mätningar av halter gjorts i svenska tätorter sedan år 1986/87 (IVL, 2009a). I Figur 6 visas mätdata för kvävedioxid från de stationer som varit med längst, minst 17 vinterhalvår. En trendlinje har beräknats (grå linje) för dessa stationer förutsatt att mätdata har funnits att tillgå för minst 10 av stationerna. Som framgår av figuren har halterna av kvävedioxid minskat. Minskningen var kraftigast i början av perioden för att ungefär år 2000 plana ut och till och med öka något, vilket överensstämmer med mätningar i andra europeiska städer. Denna frågeställning diskuteras mer i Avsnitt 4.



Figur 6. Uppmätta halter av kvävedioxid ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) från de urbana mätstationer som ingått längst i Urbanmätprojektet (IVL, 2009a). Överst visas vinterhalvårsmedelvärden och underst visas 98-percentiler av dygnsmedelvärden. Trendlinjen (grått streck) visar medelvärdet för samtliga stationer, förutsatt att data finns för minst 10 stationer för det aktuella året.

NO_2 -data från Stockholm visar liknande tendenser som dem från övriga landet (mätningar i Stockholm redovisas av Stockholms och Uppsalas läns Luftvårdsförbund och finns att tillgå via <http://www.slb.mf.stockholm.se/lvf/>). Haltnivåerna av NO_2 i gaturum är relativt konstanta under tidsperioden 1990-2008 medan haltnivåerna uppmätta i taknivå, representerande urban bakgrund, minskar. Minskningen av NO_x -halterna, dvs. summan av NO och NO_2 , är dock betydande och mer överensstämmande med hur NO_x -emissionerna har minskat.

Haltnivåer och trender av kvävedioxid, för tätorter och gaturum som denna studie innefattar, visas i Figur 7. Mätdata, som är hämtade från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2009b), är uppdelade i regional bakgrund, urban bakgrund och gaturum.



Figur 7. Tidsserier av NO_2 ($\mu\text{g m}^{-3}$) för mätstationer i regional bakgrund, urban bakgrund och gaturum. Mätdata är hämtat från datavärdsckapet för luftkvalitet (IVL, 2009b). Halterna redovisas som årsmedelvärden och 98-percentils dygnsmedelvärden.

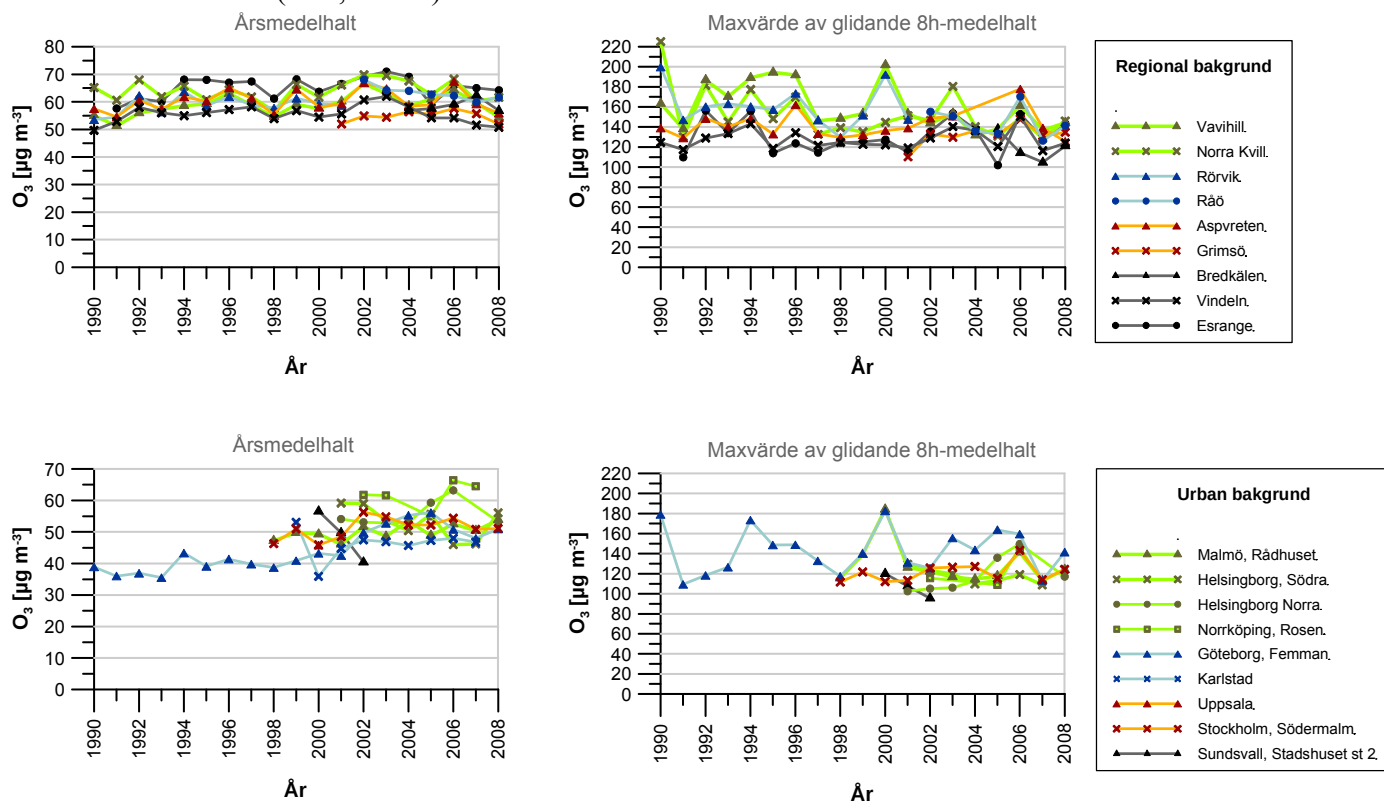
Haltnivåerna uppvisar relativt stor variabilitet beroende på år och plats. Lägst halter av NO_2 uppmättes för mätstationer placerade i regional bakgrund (landsbygd), där årsmedelvärdet år 2004 varierade mellan $0.5\text{--}5\ \mu\text{g m}^{-3}$. Årsmedelhalterna för urban bakgrund var $15\text{--}25\ \mu\text{g m}^{-3}$ och för gaturum $20\text{--}50\ \mu\text{g m}^{-3}$. Långtransportens påverkan på haltnivåer i urban bakgrund och i gaturum är således begränsad. En nord-sydlig gradient kan observeras för de regionala stationerna.

Vad gäller trender av NO_2 -halter uppvisar mätningarna i urban bakgrund, som tidigare konstaterats, en kraftig minskning fram till år 2000. Under 2000-talet har haltminskningen planat ut och halterna har till och med ökat för vissa platser. Även för

regional bakgrund finns en nedåtgående (om än inte fullt så utpräglad) trend som sedan planar ut. I gaturum är resultaten spretigare och trender svårare att utskilja. De tillgängliga mätningarna för gaturummen i denna studie är ganska få, och de har i huvudsak utförts på 2000-talet, varför man bör vara försiktig med slutsatser om trender.

2.2.2 Ozon

Mätdata av ozon redovisas i Figur 8. Inkluderade data härstammar från regionala stationer i EMEP-mättnätet samt tillgängliga mätdata i urban bakgrund för tätorterna som ingår i denna studie. Samtliga data är hämtade från databasen för datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2009b).

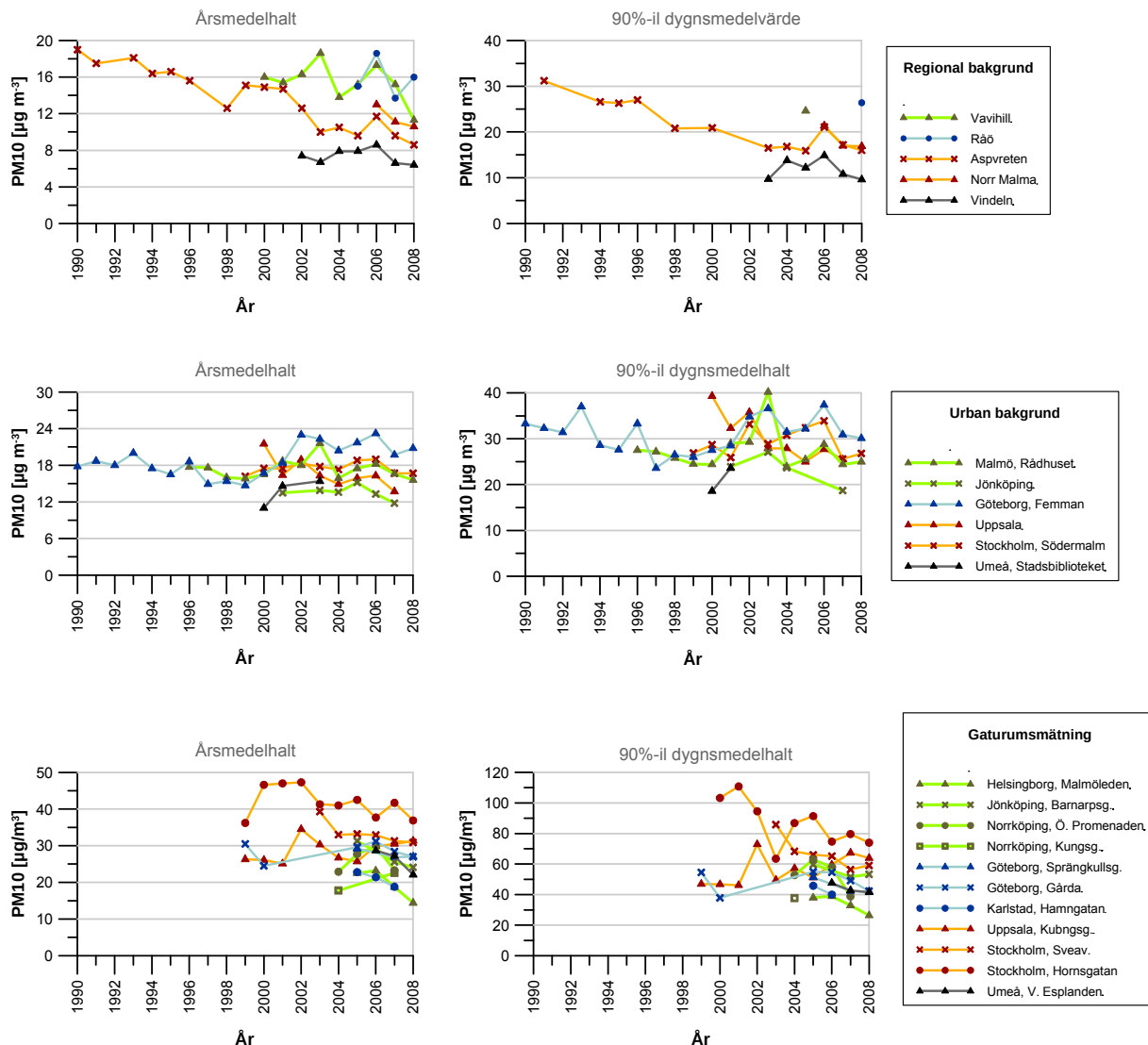


Figur 8. Tidsserier av ozon ($\mu\text{g m}^{-3}$) för mätstationer i regional bakgrund och urban bakgrund. Mätdata är hämtat från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2009b). Halterna redovisas som årsmedelvärden och maximalt värde av glidande 8h-medelhalt.

Årsmedelhalten av ozon vid de regionala bakgrundsstationerna ligger i intervallet $50\text{--}70 \mu\text{g m}^{-3}$. Viss årlig variabilitet kan skönjas, men halterna uppvisar ingen tydlig trend mellan 1990 och 2008. Detta gäller emellertid inte halter i urban bakgrund, som har ökat. För mätstationen i Göteborg på Femmanhusets tak har exempelvis ozonhalten ökat från $40 \mu\text{g m}^{-3}$ år 1990 till $50\text{--}55 \mu\text{g m}^{-3}$ på 2000-talet. Ökningen av ozonhalt i urban bakgrund torde huvudsakligen kunna förklaras av de minskande urbana NO_x -emissionerna där merparten utgörs av kvävemonoxid (NO).

2.2.3 Partiklar (PM10 och PM2.5)

I Figur 9 visas tidsserier med halter av PM10 för EMEPs mätstationer i regional bakgrund samt tillgängliga stationer i urban bakgrund och gaturum för tätorterna i denna studie. Mätdata är hämtade från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2009b).



Figur 9. Tidsserier av PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) för mätstationer i regional bakgrund, urban bakgrund och gaturum. Mätdata är hämtat från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2009b). Halterna redovisas som årsmedelvärden och 90-percentils dygnsmedelvärden.

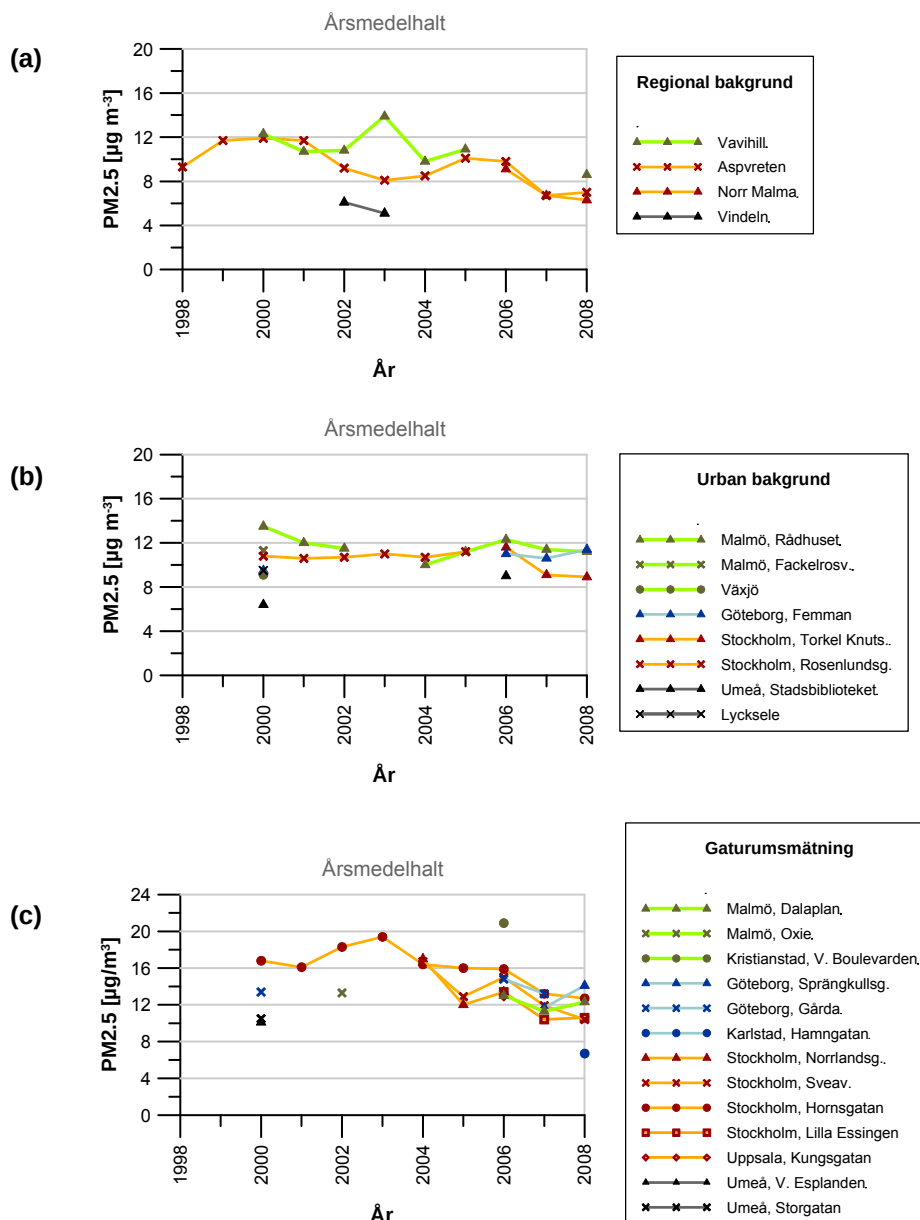
I regional bakgrund visar den enda långa mätserien (Aspvreten) en sjunkande trend. Årsmedelvärdet har halverats sedan 1990 (från 18-20 $\mu\text{g m}^{-3}$ till 8-10 $\mu\text{g m}^{-3}$). De andra mätserierna är alltför korta för att några slutsatser om trender kan dras. Det betyder också att det ännu inte finns tillräckligt med mätdata för att bedöma hur generell trenden är. Halterna för de övriga mätstationerna i regional bakgrund varierar i nuläget mellan 6-16 $\mu\text{g m}^{-3}$ och uppvisar en tydlig nord-sydlig gradient. Minskningen i PM10-halter är även synlig här.

Intressant är att reduceringen av det regionala haltbidraget av PM10 inte återspeglas i PM10-halterna i urban bakgrund, där halterna istället har varit relativt konstanta de senaste 10 åren med årsmedelvärden mellan 12-24 μgm^{-3} . För vissa mätstationer, exempelvis Femmanhuset/Göteborg, har det istället skett en viss ökning i halt, från 16-18 μgm^{-3} år 1990 till 20-24 μgm^{-3} under 2000-talet. Att halterna av PM10 inte minskat i urbana miljöer är förmodligen orsakat av att vägdamm och slitagepartiklar är en dominerande källa till PM10. Dubbdäcksanvändningen har inte minskat signifikant (se Avsnitt 2.1), samtidigt som fordonsmängden ökat (SCB, 2009).

Inte heller i gaturum kan någon nedåtgående trend konstateras, men där är den årliga variabiliteten större och det bör understrykas att de längsta mätserierna enbart sträcker sig 10 år bakåt i tiden. Halterna varierar kraftigt mellan de olika gatorna; årsmedelvärden från ca 15 till 40 μgm^{-3} . Karakteristiskt för PM10 är de höga extremvärdena på 30-90 μgm^{-3} vad gäller 90-percentils dygnsmedelvärde.

I Figur 10 visas årsmedelvärde av PM2.5 för tillgängliga mätstationer. Generellt uppmäts halter på 6-12 μgm^{-3} i regional bakgrund, 9-12 μgm^{-3} i urban bakgrund och 10-18 μgm^{-3} för gaturumsstationer. Viss variabilitet kan observeras, men för några mätstationer, exempelvis den urbana mätstationen på Rosenlundsgatan i Stockholm, är årsmedelvärdet av PM2.5 tämligen konstant och varierar enbart 0.6 μgm^{-3} under perioden 2000-2005. Ett latitudberoende kan observeras i den regionala bakgrunden med högst halter i söder.

Den urbana bakgrundshalten är bara 1-2 μgm^{-3} högre än halten i den regionala bakgrundsluften. Långdistanstransporten är alltså den mest betydelsefulla källan till PM2.5. Skillnaden mellan gaturum och urban bakgrund är inte lika stor som för PM10.



Figur 10. Tidsserier av PM2.5 ($\mu\text{g m}^{-3}$) för mätstationer i regional bakgrund (a), urban bakgrund (b) och gaturum (c). Halterna redovisas som årsmedelvärden och 90-percentils dygnsmedelvärden.

3. Metod

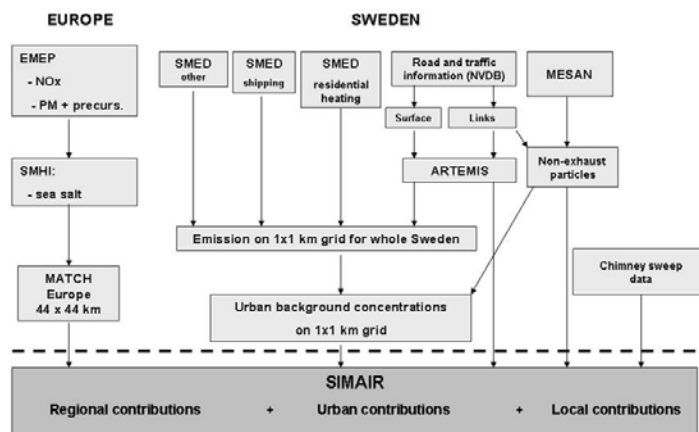
3.1 Modellbeskrivning

För att beräkna regionala bakgrundshalter av NO, NO₂, ozon och partiklar (PM2.5 och PM10) över Europa och Sverige, används spridningsmodellen MATCH (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry model). MATCH-modellen (Robertson et al., 1999) är utvecklad på SMHI och har använts i en rad tillämpningar, från urban till kontinental skala, för att studera fotokemiska oxidanter (ozon), försurande och övergödande nedfall (svavel- och kväveföreningar) samt olika typer av partiklar. En detaljerad beskrivning av MATCH systemet finns i Andersson et al. (2007).

MATCH beaktar utsläpp av primära partiklar och spårämnen i gasfas, som, beroende på meteorologiska och andra faktorer, kan omvandlas till sekundärt genererade partiklar (SIA; ”*Secondary Inorganic Aerosols*”¹). Allt SIA i modellen betraktas som fina partiklar (PM2.5). De primärt emitterade partiklarna sorteras in i olika storleksklasser. Partiklarna transporteras med vinden, tvättas ut med nederbörd eller deponeras direkt till marken via så kallad torrdeposition.

För att beräkna emissioner och halter i svenska gaturum används SIMAIR (Gidhagen et al., 2009). SIMAIR är ett kopplat modellkoncept som beroende på frågeställning tillämpar olika beräkningsmodeller verkande på olika geografiska skalor.

Modellsystemets uppbyggnad visas schematiskt i Figur 11.



Figur 11. Schematisk figur över databaser och modeller i SIMAIR. Den streckade linjen skiljer på förberäknade halter från modeller på större skala (över linjen) och halter som beräknas direkt från användargränssnittet via lokala modeller (under linjen).

¹ Sekundära *organiska* partiklar (SOA) inkluderas inte i scenarioberäkningarna, däremot ingår de indirekt i SIMAIR genom att MATCH-fält där sammanvägts med mätdata. För svenska förhållanden förväntas utsläpp av kolväten från skogar bidra relativt mycket till halterna av fina partiklar (se t ex Tunved et al. (2008) och Tunved et al. (2006)). Dessa *biogena* SOA (BSOA) påverkas endast i begränsad omfattning av antropogena utsläpp och vi gör därför bedömningen att ändringen i BSOA till 2020 från dagens nivåer blir liten. De *antropogena* bidragen till SOA är osäkra men bedöms i dagsläget som små jämfört med övriga PM2.5 komponenter (se t ex Simpson et al., 2007).

Regionala bakgrundshalter beräknas även i SIMAIR med MATCH-modellen, men här görs också en två-dimensionell variationell data assimilation med PM10 data från några få regionala stationer i Skandinavien. På så sätt kan hela partikelmassan beskrivas.

I SIMAIR ingår tre delmodeller för beräkning av lokala haltbidrag från vägtrafiken; för gaturum används OSPM (Berkowicz, 2000) och för öppna vägar OpenRoad (Gidhagen et al., 2004) respektive Dispersion Road (Omstedt, 2007). Avgasemissioner beräknas med emissionsmodellen ARTEMIS (SMHI och Vägverket, 2007).

SIMAIR har nyligen validerats mot mätdata från 20-talet tätorter i Sverige i en omfattande utvärdering (Andersson och Omstedt, 2009). Överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta halter, som utfördes för ämnena PM10, NO₂ samt bensen, var överlag god, korrelationen var hög och beräkningarna i gaturum uppfyllde kvalitetskravet för modellberäkningar enligt EUs luftdirektiv.

3.2 Beräkningsförutsättningar

3.2.1 Regionala beräkningar

3.2.1.1 Meteorologi

Meteorologiska indata för spridningsmodellen MATCH har tagits från SMHIs väderprognosmodell HIRLAM (High Resolution Limited Area Model), som ger en beskrivning av den tredimensionella väderutvecklingen i Europa. Spridningsberäkningar har gjorts dels för hela Europa, med upplösningen ca 44 km × 44 km, och dels för Sverige med ca 11 km × 11 km upplösning. I det senare fallet har meteorologin interpolerats till den finare upplösningen för att få en mer detaljerad beskrivning av halterna i Sverige.

Samtliga, här presenterade, modellberäkningar av regionala bakgrundshalter gjordes med meteorologiska data för ett helt år (2004). Den meteorologiska variabiliteten mellan olika år har inte studerats i detta projekt. Trender i meteorologiska indata på grund av eventuella klimatförändringar har heller inte beaktats. I Skandinavien var variabiliteten för årsmedelhalten av PM2.5 orsakad av variationer i meteorologin ca 10 % under åren 1958 till 2001 (Andersson et al., 2007).

3.2.1.2 Utsläppsdata och scenarier

Syftet med detta projekt är att uppskatta hur halterna av NO_x och partiklar kan förväntas ändras på grund av ändringar i intransport från Europa fram till år 2020. Som referensår har 2004 använts. Vi använder europeiska emissionsdata från EMEP (gällande år 2004, Vestreng et al., 2006). För de svenska utsläppen har en förfining gjorts baserat på information från den svenska utsläppsrapporteringen (SMED). Emissionsdata innehåller huvudsakligen utsläpp från industri, transport och andra antropogena källor, det vill säga källor som går att påverka.

För 2020 har utsläppsscenarioer framtagna av IIASA inom EUs CAFE-program (Clean Air For Europe) använts². Följande scenarier har använts i denna studie:

- CLECLIM: Som basfall för 2020 används det så kallade *Current Legislation* (CLE), med antagandet att en klimat-policy läggs till efter 2010 (CLIM; antaget ett pris på 20 €/ton CO₂). Mer information om detta scenario ges i Amann et al. (2004).
- CAFE-A: IIASA har, med hjälp av beräkningar med RAINS-modellen, tagit fram ett antal optimerade emissionsscenarioer för att till lägsta möjliga kostnad nå olika europeiska miljömål. Dessa scenarier (CAFE optimized scenarios case A, B, C) utgår från större sänkningar av utsläppen än CLECLIM inom EU25-länderna³. CAFE-A står för "Low ambition level", dvs CAFE-A innebär mindre utsläppsminskningar än B och C. De optimerade CAFE-scenarierna beskrivs i Amann et al. (2005). CAFE-A är en nivå på utsläppsreduktioner som antas vara ekonomiskt och politiskt rimligt att EU uppnår genom tekniska åtgärder till år 2020⁴.

Utvecklingen av den internationella sjöfartens utsläpp är tämligen svårförutsägbar. I detta projekt har inga förändringar i sjöfartens rutter antagits till 2020, men de totala emissionsnivåerna har justerats för respektive havsområde med hänsyn tagen till de nyligen införda SECA-zonerna i Östersjön, Nordsjön och Engelska kanalen. Detta innebär kraftigt minskade svavel-utsläpp eftersom svavelhalten i bränslet ska vara högst 0.1 % från år 2015. Utsläppen av NO_x och direktemitterade partiklar förväntas dock öka i takt med ökande sjöfart (ökade krav på NO_x-rening kommer att införas inom SECA, för nybyggda och motorrenoverade fartyg, men väntas inte minska NO_x-emissionerna totalt förrän efter 2020).

För beräkning av betydelsen av vägslitage från svenska vägar med avseende på PM10 och PM2.5 i regional bakgrundsluft antas oförändrad användning av dubbdäck mellan 2004 och 2020. Vägslitagescenarierna för 2020 innehåller en ökning av trafikarbetet i Sverige. För de regionala beräkningarna har vi antagit en ökning med 13 % i enlighet med uppskattningar från Vägverket för samma period (SMHI och Vägverket, 2007).

² CAFE-programmets utsläppsscenarioer för 2020 är baserade på basemissioner för år 2000 framtagna i början av 2000-talet och därför inte helt konsistenta med de här använda utsläppen för 2004 (som togs fram av EMEP 2006; för vissa källor har skattningarna av utsläppen förändrats markant). I denna studie har vi trots detta använt CAFE-scenarierna oförändrade *för landbaserade källor utanför Sverige*. Den internationella sjöfartens utsläpp för 2020 har i stället tagits från nyare uppskattningar, som tar hänsyn till införandet av de så kallade SECA-zonerna i Östersjön, Nordsjön och Engelska kanalen. För Sverige har utsläppen för många sektorer hållits konstanta på 2004 års nivå (i en del fall har utvecklingen fram till 2007 tagits in). Detta för att undvika att uppenbara fel/inkonsistenser i CAFE-scenarierna för Sverige skulle dölja de effekter som vi vill studera här, nämligen i huvudsak påverkan från ändrade utsläpp i Europa. Antagna utsläppsändringar för den internationella sjöfarten och Sverige redovisas i Appendix A.

³ För Sveriges del är det förstås av intresse att även Norge reducerar sina utsläpp i en liknande takt som EU25-länderna. Någon separat studie av påverkan från de norska utsläppen på de svenska halterna har inte gjorts i detta projekt.

⁴ IIASA beräknar merkostnaden (jämfört med CLE-scenariot) för att införa utsläppsbegränsningarna i CAFE-A till ca 6 miljarder €/år.

3.2.2 Lokala beräkningar

3.2.2.1 Meteorologi

I SIMAIRs lokala haltberäkningar används meteorologiska data från systemet Mesan, som bygger på optimal interpolationsteknik där tillgängliga data från synoptiska och automatiska väderstationer tillsammans med data från vädersatelliter och väderradar viktas samman på bästa sätt (Häggmark et al., 2000).

2004 års meteorologi används för beräkningar av lokala haltbidrag för både nuläge och scenarier. Den meteorologiska variabilitetens inverkan på halterna undersöks alltså inte i denna studie.

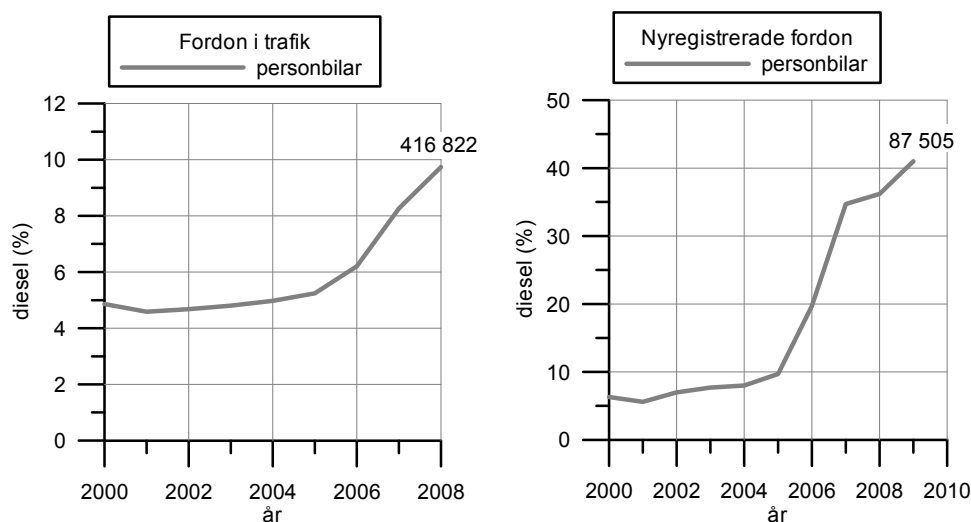
3.2.2.2 Emissioner och emissionsscenarier

Beräkningar av lokala halter har gjorts med SIMAIR för år 2004 och 2020. Ett relativt omfattande arbete har gjorts för att ta fram emissionsdata för dessa år (SMHI och Vägverket, 2007). Emissionsdata för åren 2004 och 2020, bestående av trafikscenario och emissionsfaktorer, har tagits fram av Vägverket. I scenariot för 2020 antas en ökning av trafikarbetet på nationell skala med 13 % i förhållanden till 2004. Denna uppskattning har använts för alla lokala beräkningar för 2020. För de gator som ingår i denna studie antas att andelen personbilar som använder diesel är samma för år 2004 som år 2020 (ca 15 %) och att primäremissionen av NO₂ kommer att öka från ca 10 % år 2004 till ca 18 % år 2020 i enlighet med Tabell 1.

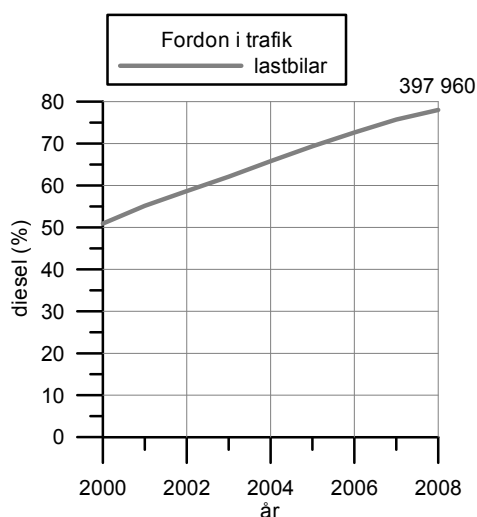
Tabell 1. Antagna andelar NO₂ av NO_x (viktsandel) för olika fordonstyper och årtal i Vägverkets SIMAIR scenario (SMHI och Vägverket, 2007).

Fordonstyp	2004 (%)	2020 (%)
Personbil, bensin	9.0	9.0
Personbil, diesel	18.5	59.0
Stadsbuss	23.0	30.0
Övriga tunga dieselfordon	8.0	8.0

Under de senaste åren har andelen personbilar som använder diesel ökat från 5.0 % år 2004 till 9.7 % år 2008. Andelen *nyregistrerade* personbilar som använder diesel har under de senaste åren ökat kraftigt till 41 % år 2009, se Figur 12. Andelen lastbilar som använder diesel ökar också, som framgår av Figur 13. Vägverkets SIMAIR scenario för 2020 kan därför beskrivas som ett scenario där andelen personbilar som använder diesel förväntas vara låg. I Avsnitt 4.2 diskuteras vad det får för konsekvenser i uppskattade av NO₂-halter.



Figur 12. Andelar personbilar som använder diesel i förhållandet till totala antalet personbilar (%) för olika år. Figuren till vänster visar fordon i trafik och figuren till höger visar nyregistrerade fordon (Källa: SCB). I figurerna anges också antalet personbilar som använder diesel år 2008 (vänstra figuren) och år 2009 (högra figuren).



Figur 13. Andelar lastbilar som använder diesel i förhållandet till totala antalet lastbilar (%) för olika år (Källa: BIL Sweden och SCB). I figuren anges också antalet lastbilar som använder diesel år 2008.

I Danmark var andelen personbilar som använde diesel år 2004 ca 10 %. Jensen and Ketzel (2009) har uppskattat att andelen kommer öka till ca 60 % år 2020. Motsvarande värden för primäremissionen av NO₂ uppskattas till 5-10 % år 2004 och 23 % år 2020.

För beräkning av emissioner av vägdamm används den emissionsmodell som är inbyggd i SIMAIR (Omstedt et al., 2005). Andelen dubbdäck år 2020 har hållits på samma nivå som år 2005, se Figur 5.

Lokala PM_{2.5}-halter har beräknats genom att göra en uppdelning i avgas- och uppvirvlingsdel enligt följande:

$$C_{\text{lokalt}}^{PM2.5} = C_{\text{avgaser}}^{PM2.5} + C_{\text{resusp}}^{PM2.5} \quad (1)$$

där avgasdelen $C_{\text{avgaser}}^{PM2.5}$ är ekvivalent med avgasdelen för PM10 och uppvirvlingsdelen $C_{\text{resusp}}^{PM2.5}$ beräknas genom skalning av emissionsfaktorer av PM2.5 och PM10 i enlighet med Andersson et al. (2008):

$$C_{\text{resusp}}^{PM2.5} = C_{\text{resusp}}^{PM10} \cdot \frac{ef_{\text{resusp}}^{PM2.5}}{ef_{\text{resusp}}^{PM10}} \quad (2)$$

3.2.2.3 Undersökta trafikmiljöer

I studien görs beräkningar av halter i gaturum för totalt 15 olika trafikmiljöer i 11 olika tätorter i Sverige. Ambitionen har varit att återspegla luftmiljösituationen i olika delar av landet genom att inkludera gator från såväl södra som norra Sverige. Gemensamt för dessa gator är att de har relativt stora fordonsmängder som således representerar belastade och spridningsmässigt ogynnsamma trafikmiljöer i stora och medelstora tätorter i Sverige. De flesta gatorna är centralt belägna innerstadsgator.

Information om trafikmiljöerna (gaturums- och trafikdata) ges i Tabell 2 och 3. Trafikmängden varierar mellan 13 000 och 100 000 fordon per årsmedeldygn och de flesta gator omgärdas av sluten bebyggelse med ca 10-25 meter höga byggnader, på en eller båda sidor om gatan. Undantaget är Gårda/Göteborg samt Malmöleden/Helsingborg som är relativt öppna vägar. Vid beräkningarna eftersträvades användandet av indata av så god kvalitet som möjligt. Gaturums- och trafikdata har erhållits genom kontakt med respektive kommun. I Andersson och Omstedt (2009) finns gaturummen beskrivna i mer detalj.

Gaturummen har tidigare bland annat använts för att validera SIMAIR mot mätningar (Andersson och Omstedt, 2009) och att utreda dubbdäckens betydelse för partikelhalter i svenska trafikmiljöer (Omstedt och Andersson, 2008).

Tabell 2. Gaturumsegenskaper för de 15 trafikmiljöer som ingår i studien. Uppgifterna har i huvudsak erhållits genom kontakt med Miljökontoren i respektive kommun. Gaturummen finns beskrivna i mer detalj i Andersson och Omstedt (2009).

Tätort	Gata	Hushöjd [m] sida1/sida2	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Malmö	Amiralsg.	25/25	21	15	2+2	150
Helsingborg	Drottningg.	15/25	44	19	2+2	155
Helsingborg	Malmöleden	Öppen	Öppen	22	2+2	150
Jönköping	Barnarpsg.	10/0	18	9	1+1	20
Norrköping	Kungsg.	16/17	31	9	2+1	165
Norrköping	Ö. Promenad.	17/8	29	11	2+2	75
Göteborg	Gårda, E6	10/7	64	28	4+3	175
Göteborg	Haga	10/5	19	12	2+1	5
Karlstad	Hamng.	20/8	20	14	2+2	95
Uppsala	Kungsg.	20/0	20	14	2+2	140
Stockholm	Sveav.	25/25	33	14	2+2	170
Stockholm	Hornsg.	24/24	24	12	2+2	80
Gävle	Staketg.	10/18	33	28	2+2	65
Sundsvall	Skolhusallén	10/1	20	14	2+2	25
Umeå	V. Esplanaden	15/15	28	22	2+2	30

Tabell 3. Trafikinformation för de 15 trafikmiljöer som ingår i studien. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som antalet fordon per årsmedeldygn. Uppgifterna har i huvudsak erhållits genom kontakt med Miljökontoren i respektive kommun. Gaturummen finns beskrivna i mer detalj i Andersson och Omstedt (2009).

Tätort	Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämp- ningsmetod
Malmö	Amiralsg.	2005	23000	10	50	Salt
Helsingborg	Drottningg.	2005	21700	7	50	Salt
Helsingborg	Malmöleden	2006	25000	6	70	Salt
Jönköping	Barnarpsg.	2005	14700	6	50	Salt
Norrköping	Kungsg.	2005	17390	7	50	Salt
Norrköping	Ö. Promenad	2005	22430	7	50	Salt
Göteborg	Gårda	2004/2005	100700/102600	11	70	Salt
Göteborg	Haga	2004/2005	16600/16300	6	50	Salt
Karlstad	Hamng.	2005	14700	7	50	Mestadels salt
Uppsala	Kungsg.	2001	20000	4	50	Sand
Stockholm	Hornsg.	2003	35000	5	50	Salt
Stockholm	Sveav.	2003	29100	4	50	Salt
Gävle	Staketg.	2003	13000	15	50	Salt
Sundsvall	Skolhusallén	2002	20000	4	50	Sand
Umeå	V. Esplanaden	2005	24630	8	50	Salt

4. Känslighetsanalys för kvävedioxidhalter och ozon

4.1 Regionala beräkningar

Flera vetenskapliga studier visar att halten av ozon i ”ren” bakgrundsluft från Atlanten har stigit de senaste 15-20 åren (se, t ex, Carslaw (2005), Simmonds et al. (2004) och Lelieveld et al. (2004)). Olika studier ger något olika storlek på ozonökningstakten; studier baserade på mätdata från Irlands västkust indikerar trender på ca 0,25 ppb/år för bakgrundsluft för åren 1990-2001 (Carslaw, 2005; Simmonds et al., 2004, ger liknande värden).

För att undersöka den potentiella inverkan av fortsatt ökande bakgrundshalter av ozon har beräkningar gjorts med 2020 års emissioner enligt CLECLIM-scenariet och ökade randvärdeshalter av ozon med 4 ppb. Detta motsvarar 16 års ökning med 0,25 ppb per år, vilket är ungefär den trend för bakgrundsluft som mätdata från Mace Head (Irland) indikerar (enligt Carslaw, 2005).

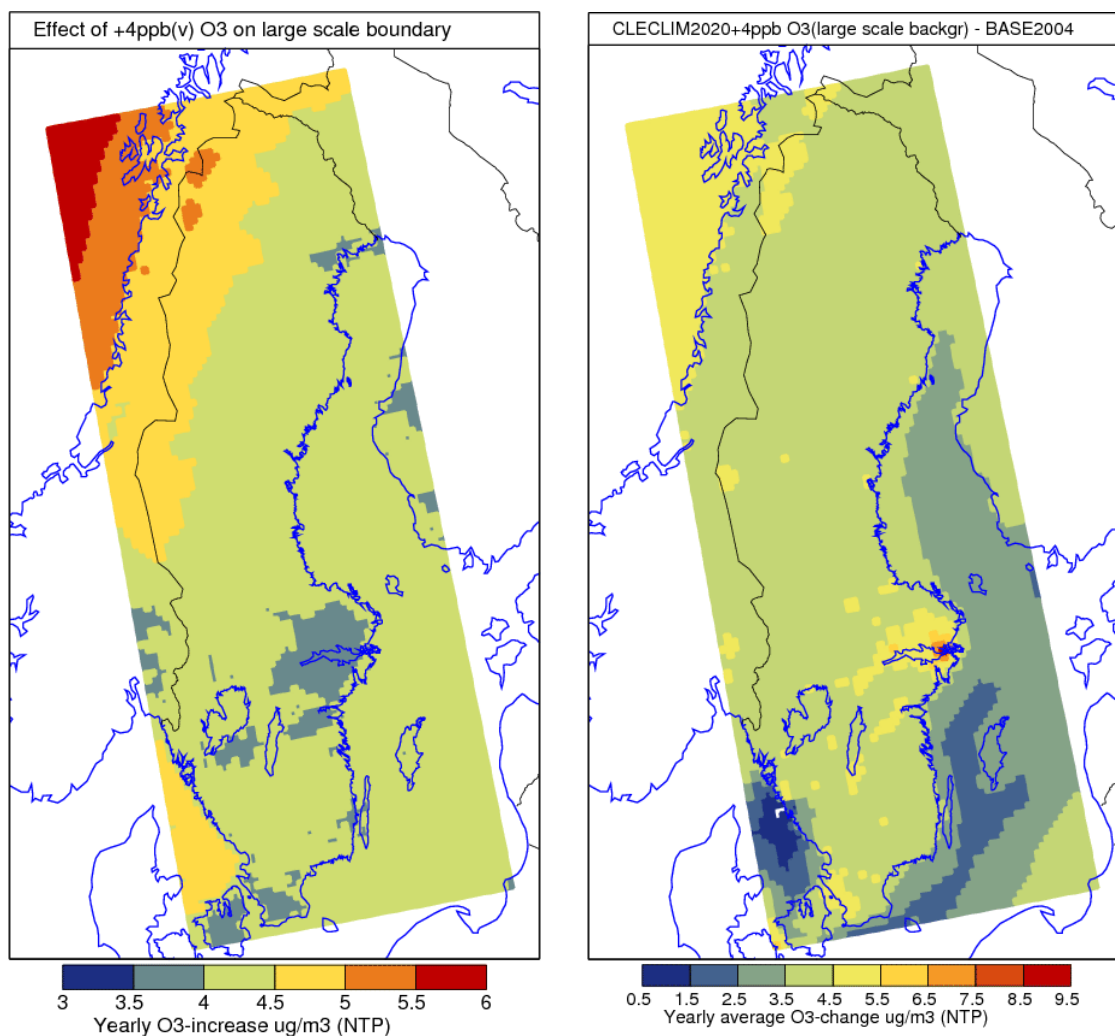
På Europa-skalan höjdes ozonkoncentrationen med 4 ppb på samtliga modellområdets ränder (väst-, nord-, öst-, syd- och topp-randen). Att anta att bakgrundskoncentrationen av ozon höjs generellt med 4 ppb är ett relativt drastiskt (och förenklat) modellexperiment. Ingen hänsyn har här tagits till eventuella säsongsvariationer i trenden; samma ökning har använts för alla månader.

En stor del av de *observerade* trenderna härrör från mätplatser som influeras av Atlantluft och det är inte klarlagt om liknande trender är rimliga över Ryssland och övriga Östeuropa. Resultat från Andersson et al. (2007) indikerar att delar av Östeuropa kan ha haft en *nedåtgående* klimattrend för ozonkoncentrationerna under perioden 1958-2001.

Det bör också påpekas att fartygsmätningar från Atlanten, enligt Lelieveld et al. (2004), indikerar en betydligt lägre (t.o.m. insignifikant) trend för ozonhalter över norra Atlanten ($+0.05 \pm 0.11$ ppb/år för Latitud $40^{\circ}\text{N} - 60^{\circ}\text{N}$) men större ökning för sydligare delar av Atlanten ($+0.51 \pm 0.11$ ppb/år, för Lat $20^{\circ}\text{N} - 40^{\circ}\text{N}$).

Liknande känslighetsstudier av inverkan av den storskaliga ozonhalten har gjorts i två tidigare studier (Gidhagen et al., 2007 och Bergström, 2007) och resultaten här skiljer sig inte väsentligt från de tidigare studierna.

I Figur 14 visas den beräknade ökningen av årsmedelhalten av ozon på grund av en höjning av den storskaliga randkoncentrationen av ozon med 4 ppb. För större delen av Sverige beräknas påverkan på ozonhalten vara mellan 3.5 och $4.5 \mu\text{g m}^{-3}$. Om även förändrade utsläpp (av, bland annat, NO_x) till år 2020 beaktas ökar den genomsnittliga ozonhalten mer i Stockholm (ca $6-9 \mu\text{g m}^{-3}$) på grund av minskade NO-emissioner; förhållandet blir det omvända vid västkusten där ökade NO_x -utsläpp från sjöfarten beräknas leda till sänkningar av ozonhalterna, som till stor del kompenserar den storskaliga ökningen av O_3 .



Figur 14. Beräknad ökning av årsmedelhalten av ozon på grund av en höjning av den storskaliga bakgrundshalten med 4 ppb (ca $8\mu\text{g}/\text{m}^3$). Emissionsdata för år 2020 enligt CLECLIM. Figuren till vänster visar skillnaden mellan beräkningarna gjorda med respektive utan förhöjda storskaliga bakgrundshalter. Figuren till höger visar skillnaderna mellan beräkningar för 2020 (inkluderande såväl ökade storskaliga bakgrundshalter som förändrade emissioner enligt CLECLIM) och beräkningar för år 2004. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2 Lokala beräkningar

Flera faktorer påverkar kvävedioxidhalterna i tätortsluft (Johansson och Forsberg, 2005). När det gäller förhållandena för år 2020 finns det ett antal osäkerheter i utvecklingen av dessa. Vi belyser detta med hjälp av en känslighetsanalys. Viktiga faktorer som påverkar halterna av NO_2 i trafikmiljöer är:

- Emissionerna av NO_x som bl.a. beror på fordonsflottans antal och sammansättning, vilka förändras över tiden.

- Primäremissionen av NO₂. Dieseldrivna fordon har en högre andel primäremitterat NO₂ jämfört med bensindrivna fordon. En ökande andel dieselfordon kan medföra att primäremissionen av NO₂ ökar. Denna frågeställning har diskuterats bl.a. av Carslaw et al. (2005) som rapporterat att kvoten NO₂/NO_x har ökat i olika trafikmiljöer i London, troligen beroende på ökad direktemission av NO₂ genom att antalet dieselfordon med oxidationskatalysatorer ökat. En nyligen genomförd studie för olika platser i Europa (Grice et al., 2009) visar att kvoten NO₂/NO_x har ökat från i genomsnitt 8.6 % år 2000 till 12.4 % 2004. Kvoten NO₂/NO_x förväntas fortsätta att öka till ca 20 % år 2010 och 32 % år 2020, som ett resultat av bland annat ökande andelar dieselfordon. Samtidigt förväntas en kraftig minskning av NO_x emissionerna, varför Grice et al. (2009) bedömer att NO₂-halterna kommer öka till 2015 för att därefter minska så att halterna år 2020 i genomsnitt når samma nivåer som år 2004. En liknande bedömning görs för Köpenhamn och Danmark (Jensen och Ketznel, 2009). För de danska gatorna är dock den prognostiserade kvoten NO₂/NO_x för år 2020 något lägre nämligen ca 23 %. Deras bedömning är också att den totala emissionen av NO₂ kommer öka och nå ett maximum år 2015 för att därefter minska. Eftersom andelen dieselmotorer i Sverige ökar (antalet nyregistrerade personbilar som använde diesel år 2009 var 41 % enligt BIL Sweden och SCB), är en liknande utveckling i Sverige trolig, se Figur 12 och Figur 13 i Avsnitt 3.2.

- Ozonhalterna i bakgrundsluften. NO₂ bildas i atmosfären genom en reaktion mellan NO och O₃:



Förändrade O₃-halter kan därför medföra förändrade halter av NO₂.

- Meteorologiska processer, såsom vindhastighet, turbulent omblandning som för in O₃ från bakgrundsluft till gaturum, stabilitet mm.
- Trafikmiljöernas och fordonens geometriska utformning.

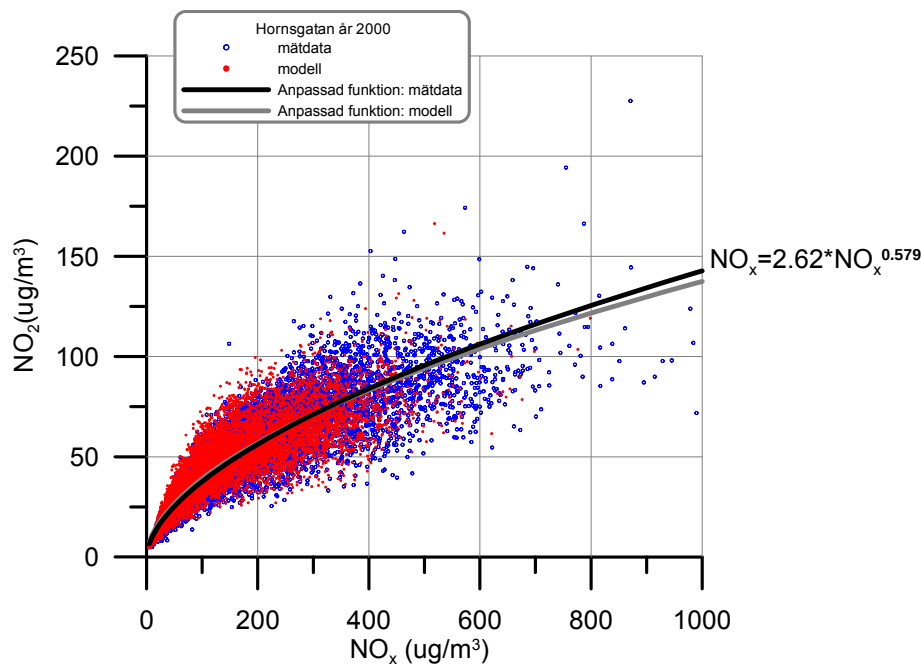
I SIMAIR modelleras dessa processer med hjälp av den metod som är implementerad i OSPM (Berkowicz, 2000; Hertel and Berkowicz, 1989).

Utgångspunkten för känslighetsanalysen är mätdata från Hornsgatan år 2000.

Kvävedioxidhalterna har här tidigare modellerats med SIMAIRs gaturumsmodell med relativt gott resultat. Sammanlagt var medeldygnstrafiken ca 38000 fordon/dygn och den genomsnittliga emissionsfaktorn uppskattats med hjälp av EVA modellen till 1.4 g/fkm (Foltescu et al., 2001).

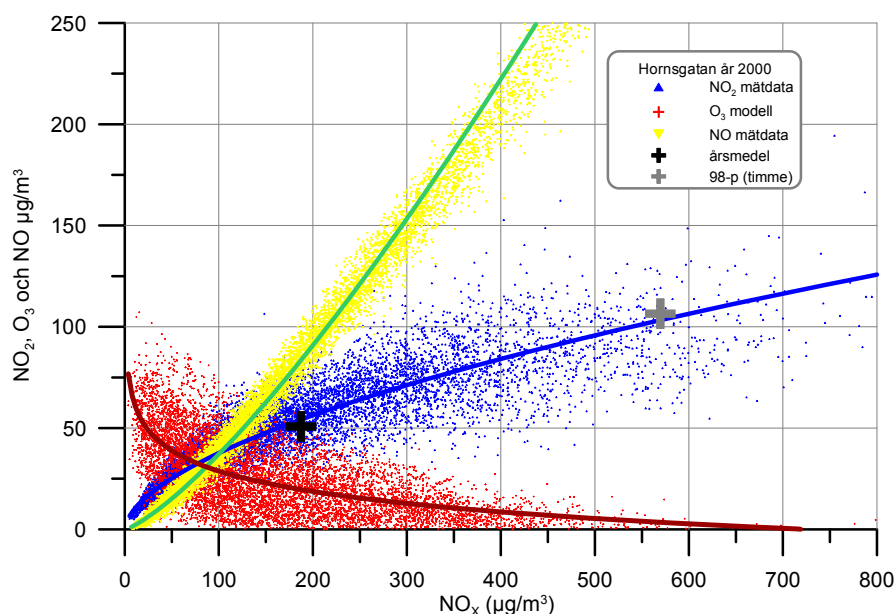
I Figur 15 jämförs sambanden mellan NO₂ och NO_x dels för uppmätta, dels för beräknade halter, för Hornsgatan år 2000. Till dessa data har också en funktion av typen $Y=aX^b$ anpassats och som sedan kommer att användas i känslighetsanalysen. Som framgår av figuren överensstämmer mätta och beräknade halter väl, fränsett att modellen inte lyckas

reproducera de allra högsta värdena. Det beror bland annat på den förenkling som gjorts i beräkningarna, nämligen att samma emissionsfaktor används för alla timmar under året. En mer detaljerad emissionsbeskrivning skulle troligen förbättra resultaten. De anpassade funktionerna för mätdata respektive modellerade data överensstämmer dock väl. Funktionerna är snarlika och korrelationskoefficienterna mellan funktionerna och mätdata respektive beräkningsdata är hög, 0.92 respektive 0.89. Figur 15 visar också att sambandet mellan NO_x - och NO_2 -halterna inte är linjärt. Orsaken till det är att bildningen av NO_2 till stor del bestäms av tillgången på O_3 som är begränsad i gaturummet, vilket framgår av Figur 16.



Figur 15. Jämförelse mellan uppmätta (blå cirklar) och beräknade (röda prickar) halter av NO_2 ($\mu\text{g m}^{-3}$) som funktion av NO_x ($\mu\text{g m}^{-3}$) för Hornsgatan/Stockholm år 2000.

I Figur 16 visas sambanden mellan NO - NO_2 - O_3 i gaturummet. O_3 mättes inte på Hornsgatan år 2000, därför används modellerade O_3 -halter i figuren. I figuren visas också uppmätt halt av NO_2 , dels som årsmedelvärde dels, som 98-percentil timmedelvärde. Som framgår av figuren minskar O_3 -halterna samtidigt som NO -halterna ökar, då NO_x -halterna ökar. För Hornsgatan år 2000 fanns det således ett kraftigt NO överskott och O_3 var då begränsande för bildningen av NO_2 . Det betyder att det behövs en relativt kraftig förändring av NO_x -halterna för att påverka NO_2 -halterna.



Figur 16. Samband mellan NO - NO_2 - O_3 för Hornsgatan/Stockholm. Timvisa data för år 2000 har använts. Figuren visar också NO_2 -halter ($\mu\text{g m}^{-3}$) som årsmedelvärden (svart kryss) och som 98-percentils timmedelvärde (grått kryss).

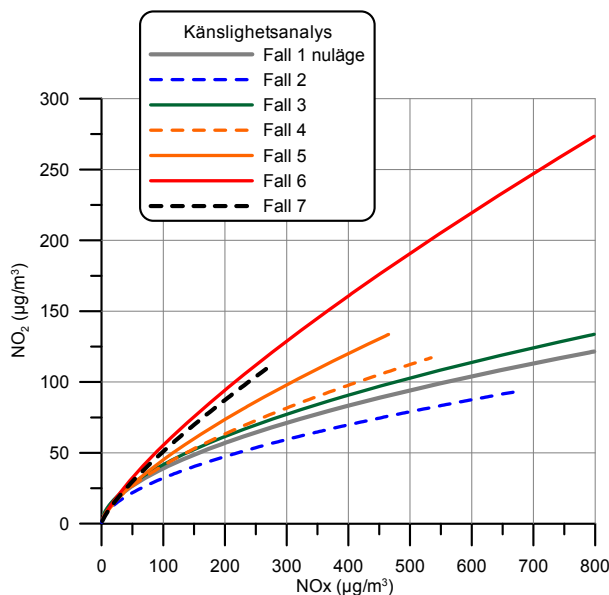
Känslighetsanalysen görs för nio olika beräkningsfall, se Tabell 4. Beräkningsfall 1 motsvarar förhållandena år 2000 och kallas nuläge. I beräkningsfallen 2-6 utgår vi från beräkningsfall 1 men ändrar en parameter i taget. Notera att i beräkningsfall 3 antas en 20 procents ökning av ozonhalten vilket motsvarar ca $9 \mu\text{g m}^{-3}$ (i överensstämmelse med resultaten för Stockholm i Figur 14, högra delen). I beräkningsfall 7 har vi tagit hänsyn till flera möjliga förändringar, genom beräkning av kombinationseffekten av tidigare fall. I beräkningsfallen 8 och 9 antar vi en viss trafikökning och att andelen personbilar som använder diesel ökar varvid också primäremissionen av NO_2 ökar, till 20 % år 2010 och 23 % år 2020 enligt uppskattningar för Köpenhamn och Danmark (Jensen och Ketzel, 2009). Övriga parametrar i beräkningsfallen 8 och 9 uppskattas gällande för åren 2010 och 2020.

Tabell 4. Känslighetsanalysens olika beräkningsfall.

Beräkningsfall	Beskrivning
1	nuläge, $f_{\text{NO}_2}=0.05^*$
2	50 % lägre bakgrundshalter av NO_x och NO_2
3	20 % högre bakgrundshalter av O_3
4	emissionsfaktorn för NO_x minskat med 50 %
5	emissionsfaktorn för NO_x minskat med 75 %
6	$f_{\text{NO}_2}=0.30^*$
7	kombinationseffekt av 2, 3, 5, 6.
8	Motsvarande år 2010: ökad trafik med 6 % från år 2000, $f_{\text{NO}_2}=0.20$, 20 % lägre bakgrundshalter av NO_x och NO_2 , 10 % högre halter av O_3 , emissionsfaktorn för NO_x minskad med 50 %
9	Motsvarande år 2020: ökad trafik med 13 % från år 2000, $f_{\text{NO}_2}=0.23$, 45 % lägre bakgrundshalter av NO_x och NO_2 , 20 % högre halter av O_3 , emissionsfaktorn för NO_x minskad med 75 %

* f_{NO_2} anger andelen NO_x som primäremitteras som NO_2

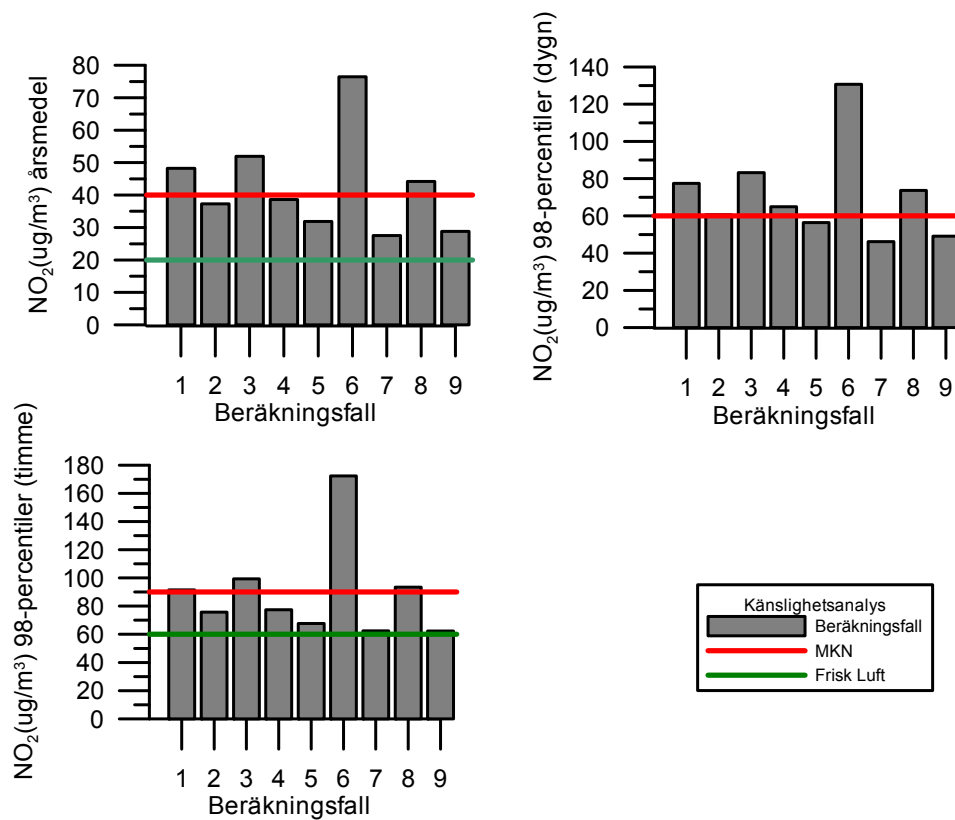
Resultaten av känslighetsanalysen för beräkningsfallen 1-7 visas i Figur 17 och för alla beräkningsfallen i Figur 18. Figur 17 visar hur förhållandet mellan NO_2 och NO_x förändras med hänsyn till de olika beräkningsfallen. Kvoten NO_2/NO_x ökar jämfört med nuläget för alla beräkningsfallen utom om enbart bakgrundshalterna av NO_x och NO_2 minskar (fall 2). Det betyder att även en minskning av emissionsfaktorn leder till att kvoten NO_2/NO_x ökar. Kraftigast förändring fås om primärproduktionen av NO_2 ökar (fall 6).



Figur 17. Känslighetsanalys för Hornsgatan/Stockholm. NO_2 -halter som funktion av NO_x -halter för de beräkningsfall som beskrivs i Tabell 4.

I Figur 18 visas vad dessa förändringar betyder på medelhalter och percentiler. Som framgår av figuren överskrids, enligt beräkningarna, miljö kvalitetsnormen (MKN) för Hornsgatan år 2000 för samtliga statistiska luftkvalitetsmått definierade för NO_2 . En minskning av bakgrundshalterna av NO_2 och NO_x med 50 % (fall 2) minskar NO_2 halterna i gaturum med ca 22 % för såväl årsmedel som 98-percentil dygnsmedel. För 98-percentil av timmedel är minskningen mindre, ca 17 %. En ökning av O_3 med 20 % (fall 3) medför att halterna stiger. Då emissionerna minskar (fall 4 och 5) minskar också halterna. En ökning av primäremissionerna (fall 6) medför en påtaglig ökning av halterna och det är detta beräkningsfall som höjer halterna mest. Tar man hänsyn till kombinationen av alla dessa effekter (beräkningsfall 7) minskar halterna. MKN underskrids då för samtliga statistiska haltmått, men halterna överskrider fortfarande miljömålet Frisk luft.

I beräkningsfall 8, motsvarande år 2010, minskar halterna men inte tillräckligt för att MKN skall klaras. För beräkningsfall 9, motsvarande år 2020, minskar halterna så att också MKN klaras och miljömålet Frisk luft tangeras. I avsnitt 6.3 diskuteras resultaten från denna känslighetsanalys.



Figur 18. Känslighetsanalys för Hornsgatan/Stockholm. Beräknade årsmedelvärden, 98-percentils dygnsmedelvärde och 98-percentils timmedelvärde för de beräkningsfall som presenterats i Tabell 4.

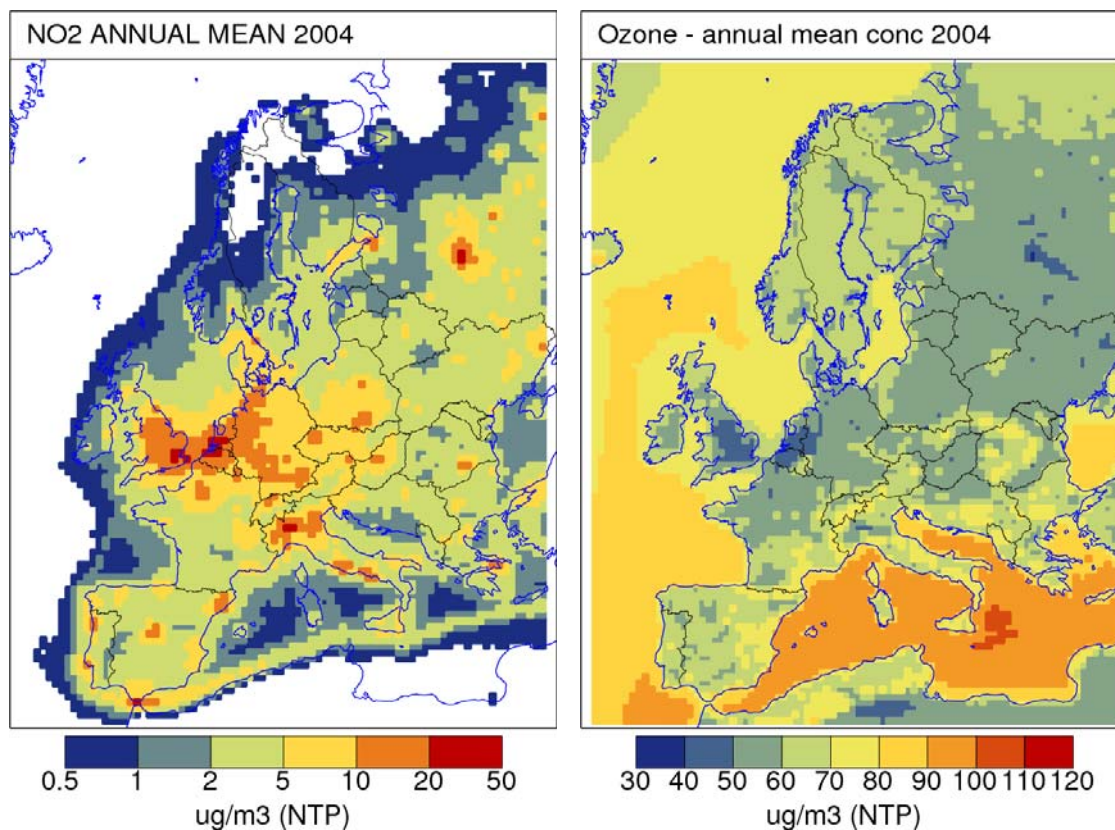
5. Resultat

5.1 Regionala beräkningar

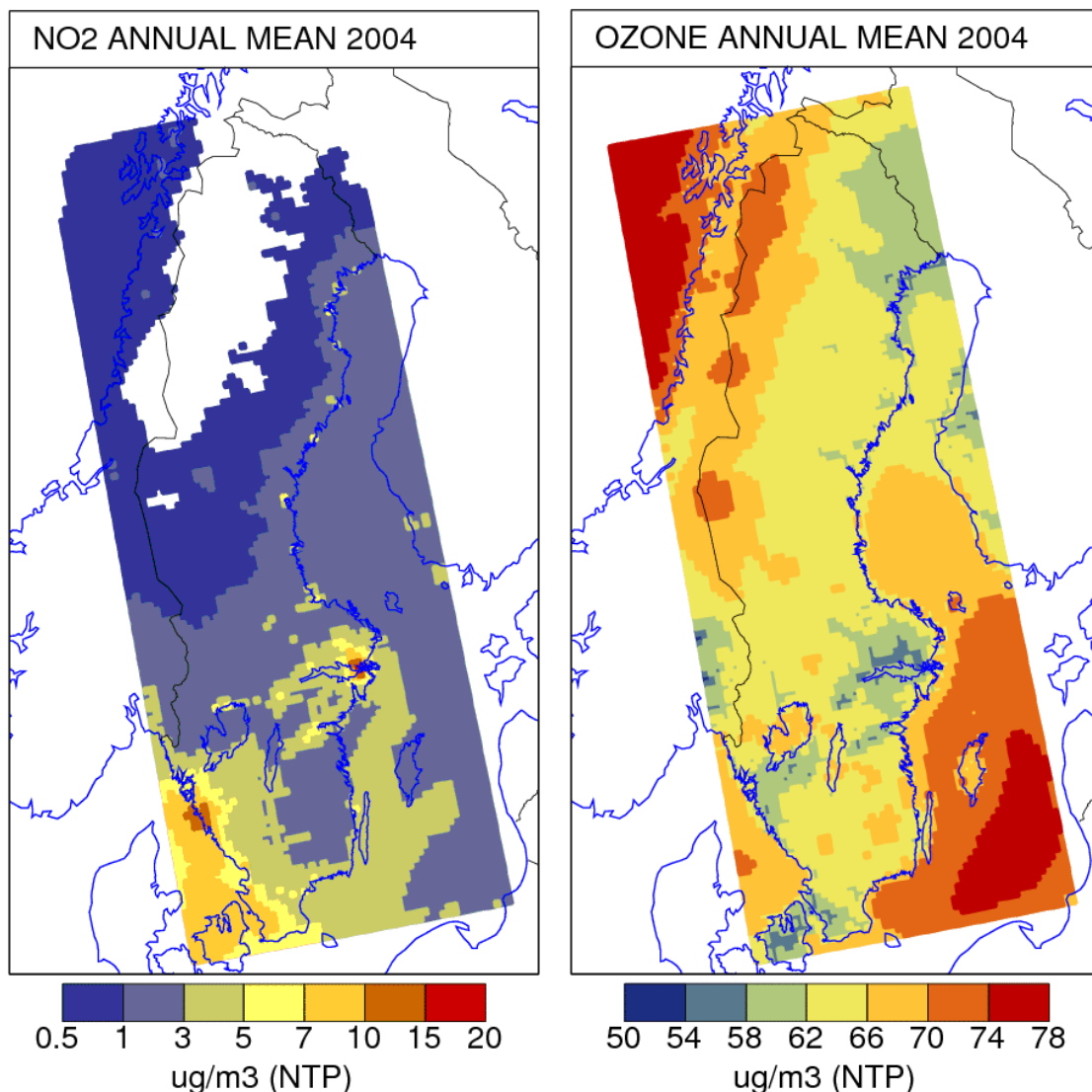
Resultaten från de regionala modellberäkningarna med MATCH-modellen illustreras i Figur 19-24.

Figur 19 visar beräkningar av årsmedelhalterna av kvävedioxid och ozon för 2004 på Europa-skalan. Beräkningar på denna skala (med beräkningsrutor av ca $44\text{km} \times 44\text{km}$ storlek) har använts som randvärden för mer högupplösta beräkningar för Sverige (med ca $11\text{km} \times 11\text{km}$ upplösning).

I Figur 20 illustreras årsmedelhalterna på Sverige-skalan. Den högre upplösningen gör att betydligt fler detaljer framträder än i den storskaliga modellen. Effekter av enskilda tätorter i Sverige syns både för NO_2 och O_3 med tydliga sänkningar av ozonhalterna i områden med stora NO_x -utsläpp.



Figur 19. Beräknade årsmedelhalter (2004) i regional bakgrundsluft av kvävedioxid (vänster) och ozon (höger). Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beräkningarna är gjorda med MATCH-modellen på Europa-skalan med geografisk upplösning på ca 44km . Halterna är alltså endast representativa på regional skala.



Figur 20. Beräknade årsmedelhalter (2004) i bakgrundsluft i Sverige av kvävedioxid (vänster) och ozon (höger). Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beräkningarna är gjorda med MATCH-modellen på Sverige-skalan med geografisk upplösning på ca 11km och med randkoncentrationer tagna från Europa-skalans modellberäkningar (se Figur 19). Inom Sverige har högupplösta emissionsdata från SMED använts så inom landet är resultaten representativa för 11km-skalan. Utanför landet har utsläppsdata med grövre upplösning (50 km) använts.

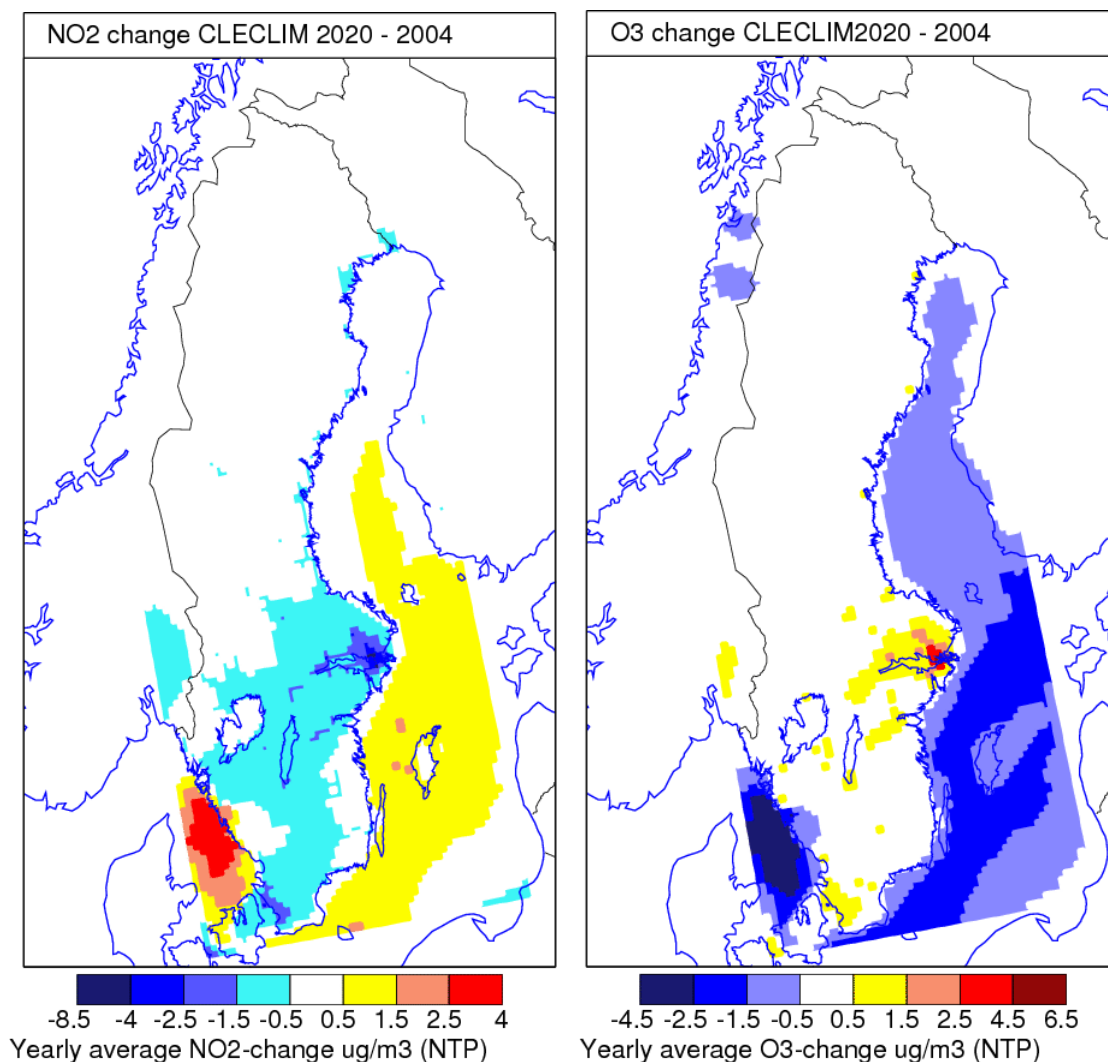
Beräknade förändringar av årsmedelhalterna av NO_2 och ozon i Sverige till år 2020 visas i Figur 21 (CLE-CLIM) och Figur 22 (CAFE-A).

Effekten av sjöfartens förväntade ökade NO_x utsläpp syns tydligt med ökande NO_2 -halter över hav (och motsvarande minskningar av ozonhalten, på grund av reaktionen mellan utsläppt NO och O_3).

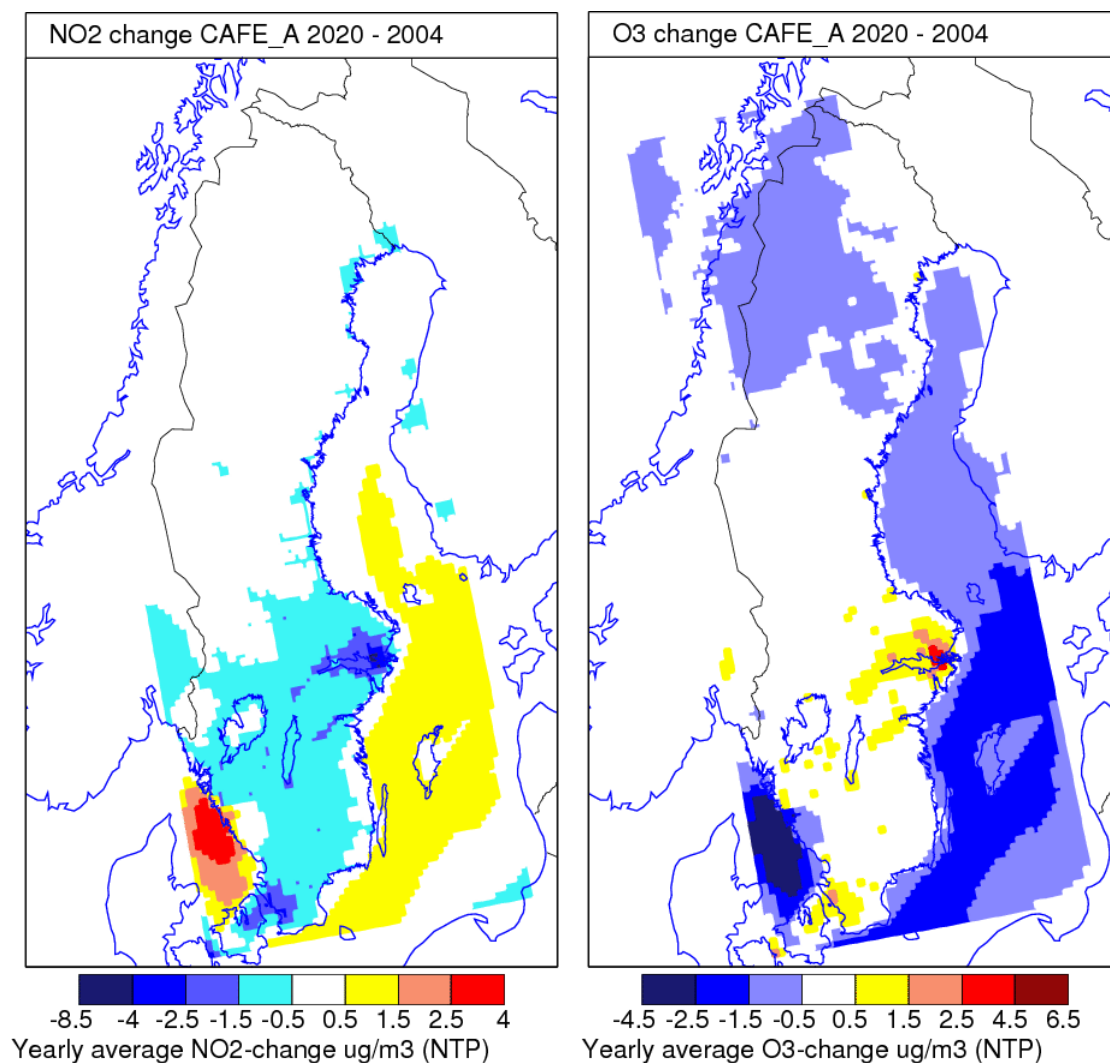
Över land blir förhållandena omvända med minskande NO_2 -halter (särskilt i Stockholm/Mälardalen och västra Skåne). Speciellt för Stockholm/Mälardalen påverkas

även ozonhalten av de minskande NO_x-utsläppen med ökande ozon som följd. En viss minskning av ozonhalten på grund av minskad långtransport kan ses över norra Norrland i det mer ambitiösa reduktionsscenariot, CAFE-A.

Eventuella förändringar av den storskaliga ozonhalten (utanför Europa) har inte inkluderats i dessa beräkningar och, som framgår av Figur 14 och Avsnitt 4.1, kan sådana ändringar komma att förändra ozonhalterna avsevärt i Sverige.



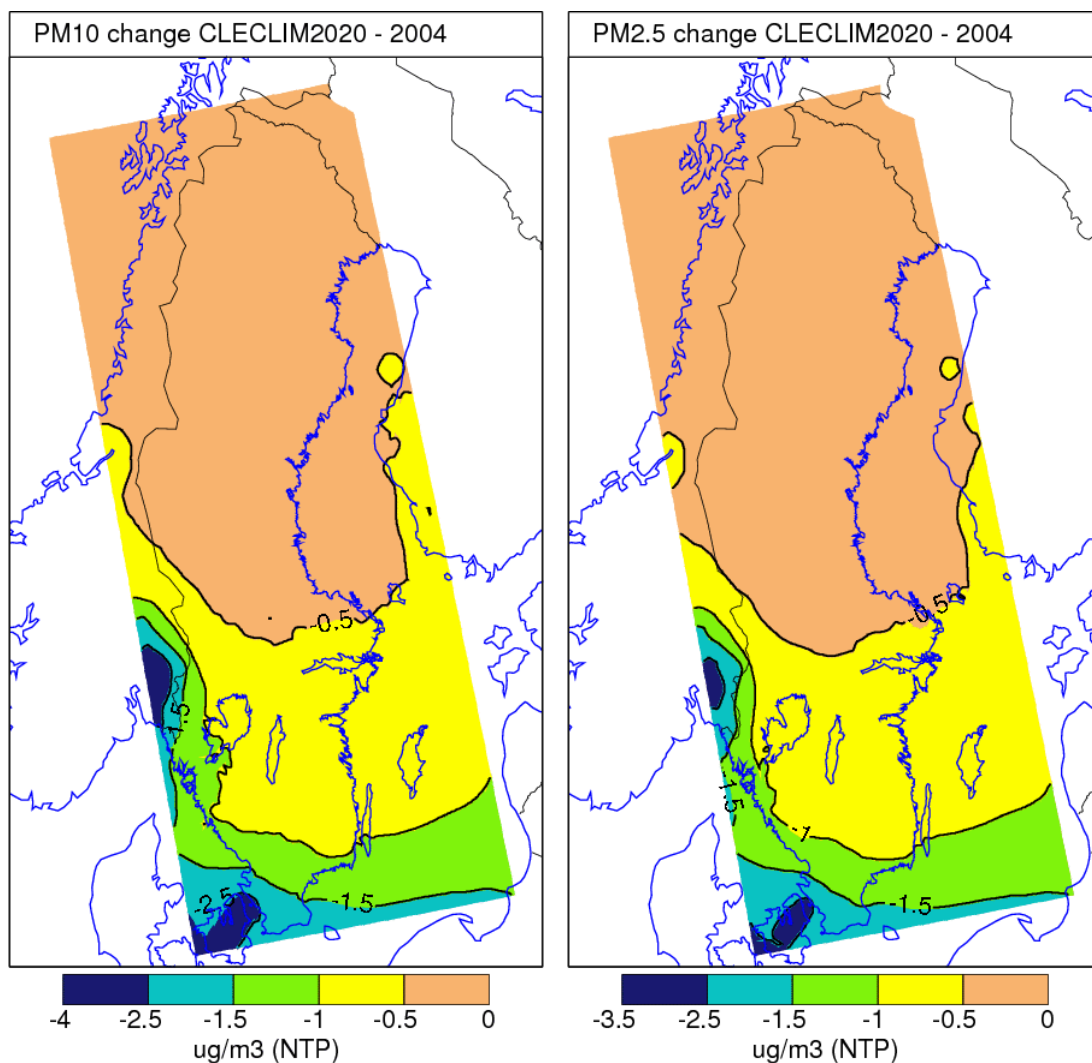
Figur 21. Beräknade förändringar av bakgrundshalter (årsmedel) av NO₂ (vänster) och ozon (höger) från 2004 till 2020 orsakade av utsläppsändringar i Europa enligt scenario CLECLIM. Utsläppen utanför Sverige är baserade på IIASA/CAFEs scenario CLE-CLIM (Current Legislation Emissions + CO₂-avgift 20 €/ton). De antagna förändringarna av de svenska utsläppen ges i Appendix A. Beräkningarna är utförda med oförändrad meteorologi, dvs endast effekten av förändrade antropogena utsläpp studeras (2004 års meteorologi har använts för båda emissionsscenarierna). Enhet $\mu\text{g m}^{-3}$.



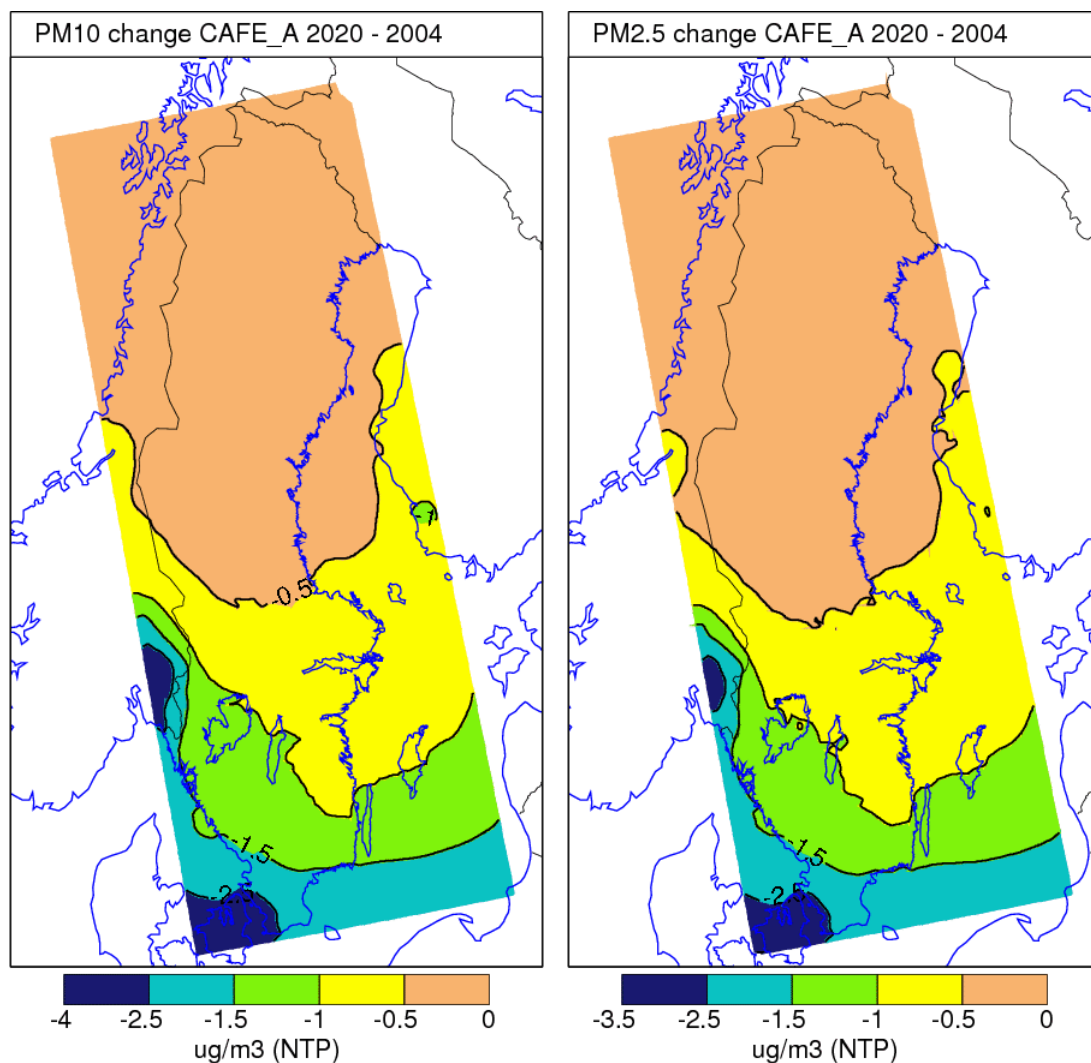
Figur 22. Beräknade förändringar av bakgrundshalter (årsmedel) av NO₂ (vänster) och ozon (höger) från 2004 till 2020 orsakade av utsläppsändringar i Europa enligt scenario CAFE-A. Utsläppen utanför Sverige är baserade på IIASA/CAFEs optimerade scenario CAFE-A. De antagna förändringarna av de svenska utsläppen ges i Appendix A. Beräkningarna är utförda med oförändrad meteorologi, dvs endast effekten av förändrade antropogena utsläpp studeras (2004 års meteorologi har använts för båda emissionsscenarierna). Enhet μgm^{-3} .

De beräknade förändringarna av den regionala PM₁₀ och PM_{2.5} halten på grund av ändringar i antropogena utsläpp från 2004 till 2020 visas i Figur 23 (CLE-CLIM) och Figur 24 (CAFE-A). En tydlig nord-sydlig gradient syns i resultaten med små förändringar i norra Sverige och störst förbättring i västra Skåne.

Skillnaden mellan de två studerade 2020-scenarierna är störst i södra Sverige. Detta beror bland annat på att både sjöfartsutsläppen och de norska emissionerna är identiska i de två scenarierna och skillnaden i de svenska utsläppen är också små (se Appendix A).



Figur 23. Beräknade förändringar av bakgrundshalter (årsmedel) av PM10 (vänster) och PM2.5 (höger) från 2004 till 2020 orsakade av utsläppsändringar i Europa enligt scenario CLECLIM. Utsläppen utanför Sverige är baserade på IIASA/CAFEs scenario CLE-CLIM (Current Legislation Emissions + CO₂-avgift 20 €/ton). De antagna förändringarna av de svenska utsläppen ges i Appendix A. Beräkningarna är utförda med oförändrad meteorologi, dvs endast effekten av förändrade antropogena utsläpp studeras (2004 års meteorologi har använts för båda emissionsscenarierna). Enhet $\mu\text{g m}^{-3}$.



Figur 24. Beräknade förändringar av bakgrundshalter av PM10 (vänster) och PM2.5 (höger) från 2004 till 2020 orsakade av utsläppsändringar i Europa enligt scenario CAFE-A. Utsläppen utanför Sverige är baserade på IIASA/CAFEs optimerade scenario CAFE-A. De antagna förändringarna av de svenska utsläppen ges i Appendix A. Beräkningarna är utförda med oförändrad meteorologi, dvs endast effekten av förändrade antropogena utsläpp studeras (2004 års meteorologi har använts för båda emissionsscenarierna). Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.2 Totalhalter i gaturum

Totalhalter av PM10, PM2.5 och NO₂ har beräknats för 15 gaturum (Tabell 2) med hjälp av modellen SIMAIR, regionala bakgrundshalter beräknades med MATCH-modellen (vars resultat redovisat separat i Avsnitt 5.1). Basåret för beräkningarna är 2004, vilket betyder att meteorologi och emissioner/emissionsfaktorer baseras på detta år. För scenarioräkningar för år 2020 används 2004 års meteorologi, men med emissionsscenarioer från EUs CAFE-program (regionala emissionsscenarioer) respektive från Vägverket (lokala emissionsscenarioer). För vidare beskrivning av emissionsscenarioerna, se Avsnitt 3.2.

Notera att scenarioräkningar för år 2020 antar en generell trafikökning med 13 %. Beräkningarna görs timvis och presenteras som statistiska haltmått i enlighet med miljökvalitetsnormerna.

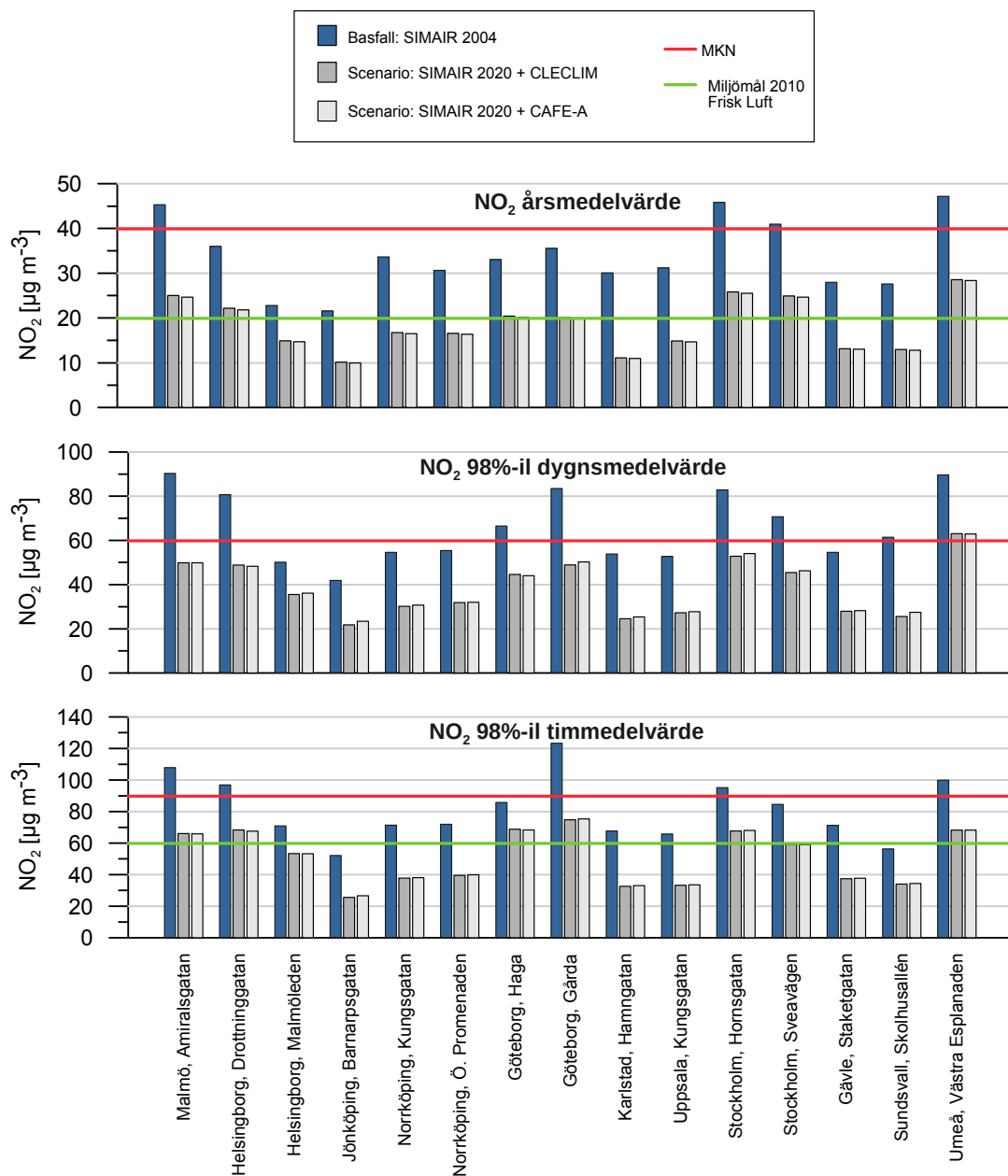
5.2.1 Kvävedioxid

Halter av kvävedioxid har beräknats för basåret 2004 samt scenarier för år 2020. Resultaten visas i Figur 25, där årsmedelvärden och 98-percentils dygns- och timmedelvärden visas för de 15 gaturummen. Motsvarande numeriska värden återfinns i Appendix B. Hur halterna förhåller sig till miljökvalitetsnormer och miljömål Frisk luft framgår också av figuren. I Figur 26 visas motsvarande minskning av haltnivåer från 2004 till 2020.

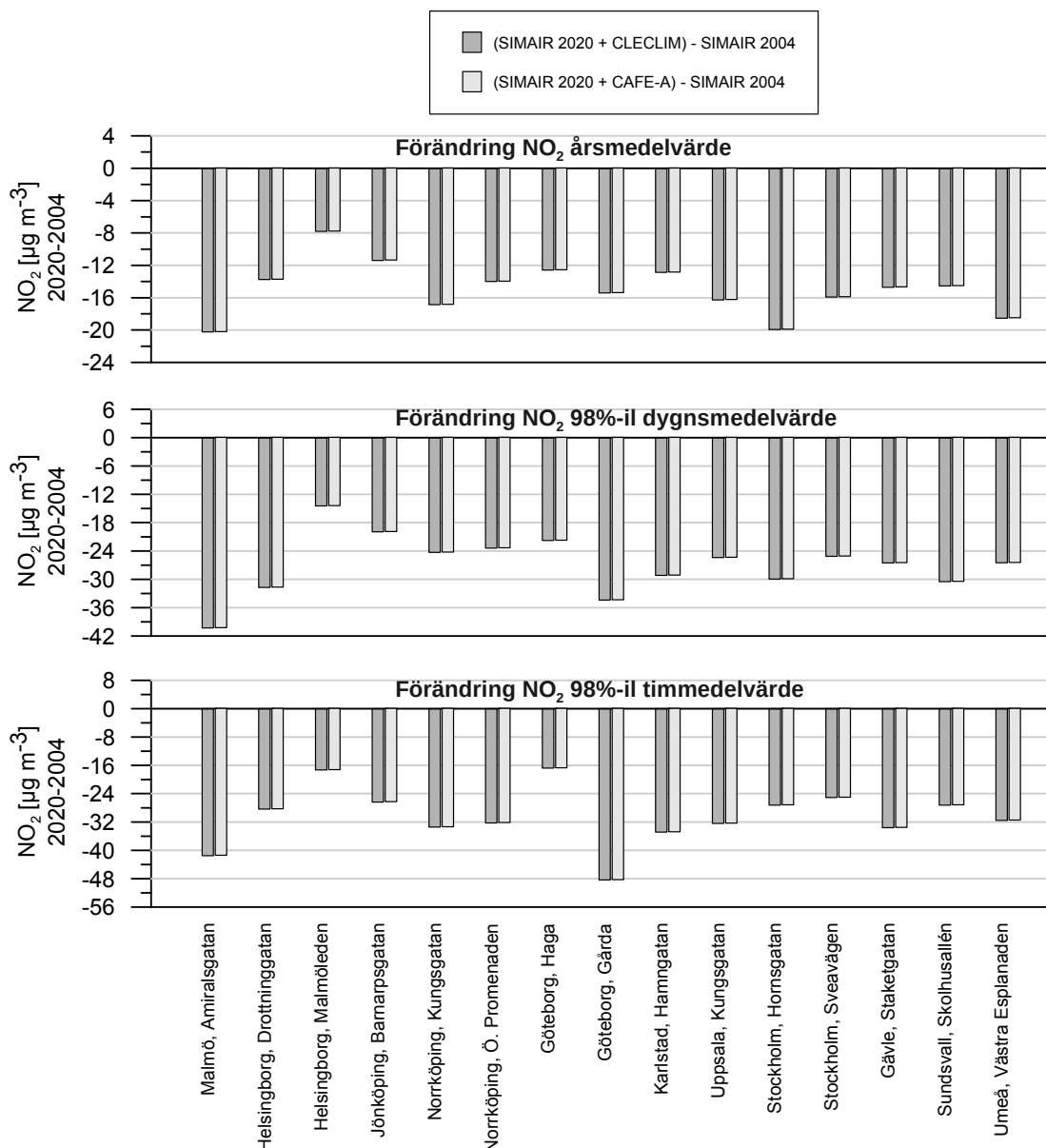
Årsmedelhalterna av NO₂ år 2004 varierar mellan 22-47 µgm⁻³, 98-percentils dygnsmedelvärde mellan 42-90 µgm⁻³ och 98-percentils timmedelvärde mellan 52-123 µgm⁻³. Samtliga gaturum har haltnivåer som överskrider gränsvärdet för miljömålet Frisk luft. För sex av dessa gaturum överskrider dessutom miljökvalitetsnormen.

De tätorter som har högst halter av NO₂ är dels storstäderna med höga urbana bakgrundshalter i kombination med stort lokalt bidrag från vägtrafiken, dels orter i Norrland som vintertid präglas av många tillfällen med stabil atmosfärisk skiktning, vilket leder till höga luftföroreningshalter.

Scenarioräkningar för år 2020 ger relativt kraftiga minskningar av NO₂-halterna. Årsmedelvärdet minskar med 8-20 µgm⁻³ vilket leder till halter på ca 10-30 µgm⁻³. Motsvarande haltnivåer för 98-percentils dygns- respektive timmedelvärde blir 21-63 µgm⁻³ och 26-75 µgm⁻³. Haltminskningen av NO₂ till år 2020 beror huvudsakligen på emissionsminskningar inom Sverige; långtransportens påverkan är liten. I södra Sverige kan 85-95 % av haltreduktionen förklaras av emissionsminskningar inom Sverige, medan andelen är något högre i norra Sverige, 96-98 %.



Figur 25. Beräknade halter av kvävedioxid i 15 svenska gaturum. Beräkningarna avser basåret 2004 (halter enligt SIMAIR) samt två emissionsscenarier för bakgrundshalter avseende år 2020; CLECLIM och CAFE-A. Vid beräkningarna år 2020 har SIMAIRs emissionsscenario för 2020 använts vad gäller det lokala haltbidraget. Figurerna visar haltnivåer (årsmedelvärde, 90-percentils dygnsmedelvärde samt 98-percentils timmedelvärde) av NO₂, i relation miljö kvalitetsnormer (MKN) och miljömål Frisk luft.



Figur 26. Samma som Figur 25, men förändringen av kvävedioxidhalt för de två emissionsscenarierna för bakgrundshalterna till år 2020; CLECLIM och CAFE-A. Förändringen av lokalt haltbidrag har beräknats med SIMAIRs emissionsscenario för 2020.

Mellan 2010 och 2020 anger känslighetsanalysen i Avsnitt 4.2 att halterna fortfarande är så höga att de riskerar överskrida miljö kvalitetsnormer och miljömål. Detta trots att NO_x-emissionerna minskar, eftersom andelen primäremitterat NO₂ kommer att öka. Däremot väntas halterna av NO₂ minska betydligt till år 2020 och miljö kvalitetsnormer klaras sannolikt i de flesta gaturum. Risk för överskridande av MKN för 98 %-il dygnsmedelvärde kvarstår dock fortfarande för de mest belastade gatorna i storstäderna (beroende på utvecklingen av primäremissionen av NO₂ från dieselfordon) och för Umeå, som präglas av kallt nordiskt klimat med ofta förekommande markinversioner vintertid. År 2020 överskrids miljömålet Frisk luft fortfarande för sex av de studerade gaturummen.

Det finns en viss osäkerhet i beräkningarna, bland annat vad gäller andelen primäremitterat NO₂. Notera att beräkningarna förutsätter att andelen primäremitterat NO₂ till 2020 ökar till 18 % för de lokala bidragen. Om andelen ökar ytterligare, exempelvis genom större andel dieseldrivna personbilar i fordonsparken, skulle sannolikt haltminskningen till år 2020 dämpas något (se känslighetsanalys i Avsnitt 4.2).

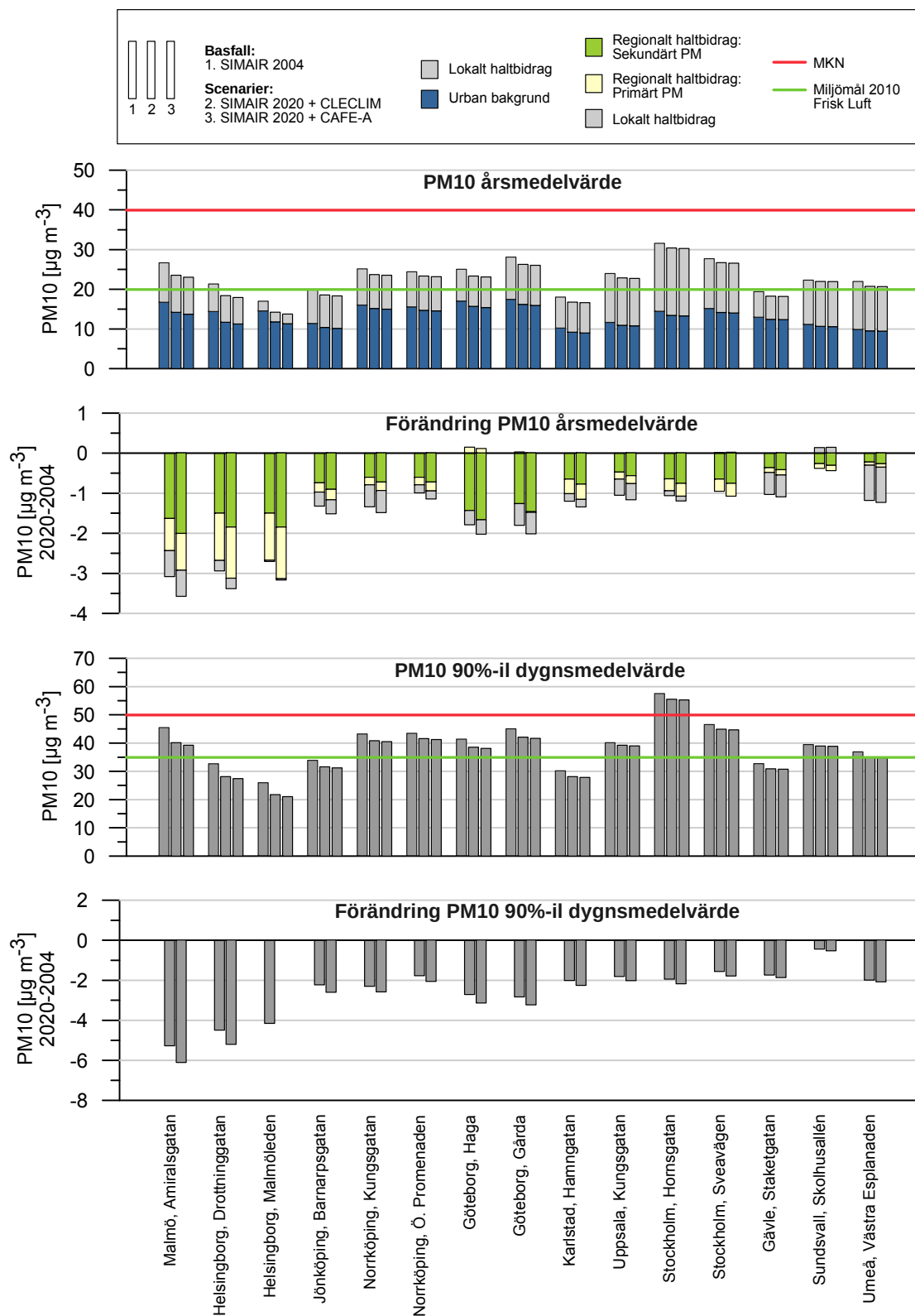
5.2.2 PM10

Beräkningar av PM10-halter (årsmedelvärden och 90-percentils dygnsmedelvärden) för basår 2004 samt scenarier gällande år 2020, visas i Figur 27. Motsvarande numeriska värden återfinns i Appendix B. Halterna delas upp i lokalt bidrag respektive bakgrundsbidrag och förändringen av bakgrundsbidraget ges dels som primärt emitterade partiklar dels som sekundärt, i atmosfären, bildade partiklar.

Beräkningarna avseende basåret 2004 ger årsmedelhalter (totala halter) av PM10 på 17-31 $\mu\text{g m}^{-3}$ och 90-percentils dygnsmedelvärden på 25-57 $\mu\text{g m}^{-3}$. Merparten (elva) av de undersökta gaturummen har partikelnivåer som överskrider miljömålet Frisk luft. En gata (Hornsgatan/Stockholm) överskrider även miljö kvalitetsnormen. Andelen lokalt bidrag till totalhalten av PM10 varierar mellan de olika platserna från 14 % till 55 %. Enligt beräkningarna är det lokala haltbidraget viktigast för gatorna i Norrland (på grund av lägre bakgrundshalter) och för gatorna i Stockholm (vars trafikmängder är höga).

Utsikterna att uppnå miljö kvalitetsnormer och miljömål för PM10 till år 2020 verkar vara mycket små. De lokala bidragen till PM10 minskar bara med 0-0.9 $\mu\text{g m}^{-3}$ (för vissa gator ökar till och med haltbidraget något). Minskningen i PM10-halt dämpas alltså av den förväntade trafikökningen på 13 %. Halter orsakade av långdistanstransport av partiklar minskar något mer; i södra Sverige en minskning på 1-3 $\mu\text{g m}^{-3}$ och norra Sverige 0.3-0.5 $\mu\text{g m}^{-3}$. Minskningen är störst vad gäller sekundärt producerade partiklar. Skillnaderna i halt mellan emissionsscenario CLECLIM och CAFE-A till år 2020 är små i svenska gaturum eftersom de svenska utsläppen antagits lika, eller nästan lika, i båda scenarierna för de flesta utsläppskällorna (se Appendix A); endast utlandets utsläpp skiljer sig markant mellan scenarierna.

Sammantaget minskar halten av PM10 mellan 0.2-3.6 $\mu\text{g m}^{-3}$ till år 2020. Denna minskning är inte tillräckligt stor för att klara miljö kvalitetsnormer eller miljömål. För att klara normer och miljömål kommer alltså andra, åtgärder att krävas, till exempel minskning av dubbdäcksanvändningen eller minskning av trafiken (vilket diskuteras i Avsnitt 6).



Figur 27. Beräknade halter och haltförändringar av PM10 för 15 svenska gaturum. Beräkningarna avser basåret 2004 (halter enligt SIMAIR) samt två emissionsscenarier för bakgrundshalter avseende år 2020; CLECLIM och CAFE-A. Vid beräkningarna år 2020 har SIMAIRs emissionsscenario

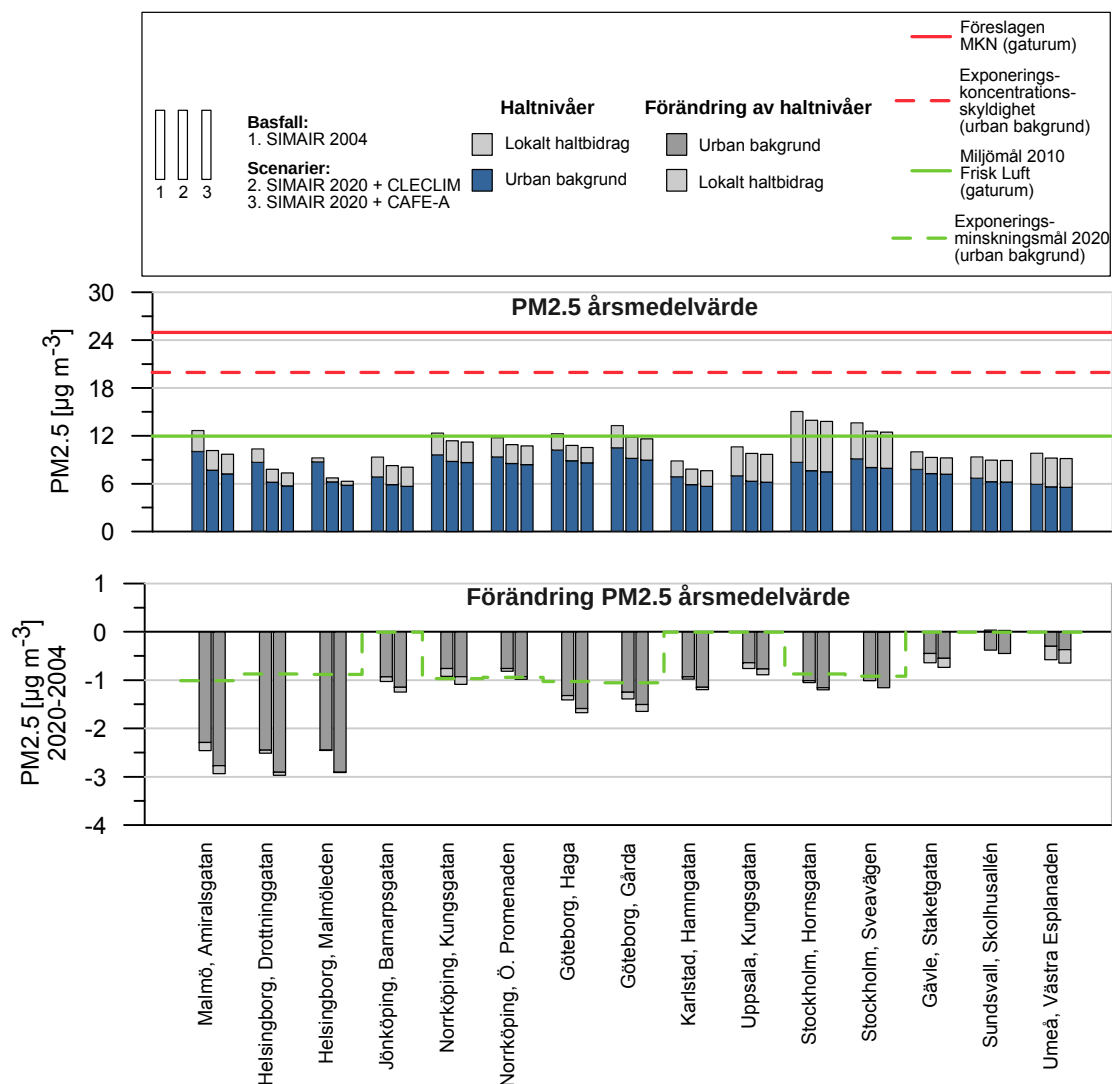
för 2020 använts vad gäller det lokala haltbidraget. De två översta figurerna visar haltnivåer och förändring av haltnivåer för årsmedelvärdet av PM10, i relation till miljökvalitetsnormer (MKN) och miljömål. De två nedre figurerna visar motsvarande resultat för PM10 90-percentils dygnsmedelvärde. Årsmedelhalterna är uppdelade i lokalt haltbidrag samt bakgrundshalter (urban bakgrund) och vad gäller förändringen av PM10 årsmedelhalt är minskningen i bakgrundshalt uppdelat i primäremitterade partiklar respektive sekundärt bildade partiklar.

5.2.3 PM2.5

I Figur 28 visas halter av fina partiklar för de undersökta gaturummen. Den övre figuren visar beräknade årsmedelvärden av PM2.5, uppdelade i lokalt bidrag och bakgrundshalter (urban bakgrund) och hur dessa halter förhåller sig till föreslagen miljökvalitetsnorm, Exponeringskoncentrationsskyldighet samt miljömål Frisk luft. Den nedre figuren visar minskningen av årsmedelvärde av PM2.5 mellan år 2020 och 2004 för de två emissionsscenarierna CLECLIM och CAFE-A (tillsammans med emissionsscenario för det lokala haltbidraget) och hur haltminskningen förhåller sig till Exponeringsminskningsmålet till 2020.

Årsmedelhalterna av PM2.5 varierar för utgångsläget 2004 för gaturummen i denna studie mellan $9\text{--}15\ \mu\text{g m}^{-3}$, vilket innebär att de med god marginal underskrider den föreslagna miljökvalitetsnormen på $25\ \mu\text{g m}^{-3}$ i gaturum. Likaså underskrids gränsvärdet för exponeringskoncentrationsskyldighet för urban bakgrund ($20\ \mu\text{g m}^{-3}$), och miljömålet för Frisk luft ($12\ \mu\text{g m}^{-3}$) klaras redan år 2004 för 10 av de studerade gatorna.

Scenarioberäkningarna för år 2020 indikerar att halterna av PM2.5 kommer att sjunka med mellan $0.8\text{--}3.0\ \mu\text{g m}^{-3}$ i södra Sverige och $0.3\text{--}0.7\ \mu\text{g m}^{-3}$ i norra Sverige. En övervägande del av denna minskning (50-100 %) kan förklaras av en minskning av lågdistanstransporten av fina partiklar från övriga Europa, vilket innebär att halterna i södra Sverige som ligger närmast det stora emissionsområdet i Centraleuropa, minskar mest. Minskningen är tillräckligt stor för att i stort sett alla tätorter ska klara exponeringsminskningsmålet till år 2020 (undantaget Norrköping som med liten marginal inte klarar målet). Det bör dock påpekas att exponeringsminskningsmålet ska gälla för haltförändring till år 2020 utgående från 3-årsmedelvärdet för åren 2010-2012, medan beräkningarna avser haltförändring mellan år 2004 och 2020, varför haltminskningen i beräkningarna kan vara något överskattad. miljömålet Frisk luft kommer också med stor sannolikhet att kunna uppnås för de flesta gaturum. Enda undantaget är gatorna i Stockholm som med liten marginal fortfarande överskrider miljömålet år 2020.



Figur 28. Beräknade halter och haltförändringar av PM2.5 i 15 svenska gaturum. Beräkningarna avser basåret 2004 (halter enligt SIMAIR) samt två emissionsscenarier för bakgrundshalter avseende år 2020; CLECLIM och CAFE-A. Vid beräkningarna år 2020 har SIMAIRs emissionsscenario för 2020 använts vad gäller det lokala haltbidraget. Figurerna visar haltnivåer och förändring av haltnivåer för årsmedelvärdet av PM2.5, i relation till föreslagna miljökalitetsnormer (gällande gaturum), exponeringskoncentrations-skyldighet (gällande urban bakgrund), miljömål Frisk luft (gällande gaturum) samt exponeringsminskningsmål (gällande urban bakgrund). Halterna är uppdelade i lokalt haltbidrag respektive bakgrundshalter (urban bakgrund).

6. Diskussion

I detta avsnitt jämförs modellberäkningarna med uppmätta halter, osäkerheter i scenarioberäkningarna diskuteras, konsekvenser av andra lokala luftkvalitetsåtgärder analyseras och resultaten från känslighetsanalysen av NO₂-halter diskuteras.

6.1 Jämförelse med mätdata

En nyligen genomförd validering av SIMAIR mot mätdata (Andersson och Omstedt, 2009) har visat att modellen överensstämmer väl med mätdata för halter av PM10 och NO₂. En sammanställning av resultat för de trafikmiljöer som ingår i denna studie, tillsammans med en översiktlig jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av PM2.5, visas i Figur 29. Motsvarande numeriska värden finns i Tabell 5-7.

För PM10 är resultaten goda och skillnaden mellan uppmätt och beräknad årsmedelhalt är 1-13 %. Även percentilerna visar god överensstämmelse. För PM2.5 är jämförelsen något mer översiktligt gjord då mätdata inte är lika detaljerat granskade och tidsperioden mellan uppmätta och beräknade halter inte är helt överensstämmande. Modellresultaten för PM2.5 är bra, med avvikelser mellan uppmätta och beräknade årsmedelhalter på 0-20%. Vad gäller NO₂ är korrelationen mellan uppmätt och beräknad halt hög men det finns en tendens till underskattning av halter för gatorna i Göteborg. Detta indikerar att det kan finnas en risk att scenarioberäkningarna för Göteborg ger något för låga halter, dvs. att det år 2020 finns viss risk för överskridanden av MKN för NO₂.

Tabell 5. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 90-percentils dygnsmedelhalter och 98-percentils dygnsmedelhalter av PM10. Dessutom anges det relativa felet, RPE, mellan mätt och beräknad halt, avseende medelvärden och percentiler. Tabellen innefattar mätdata, för gaturummen i denna studie, som har ingått i tidigare valideringar av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009; Omstedt och Gidhagen, 2007).

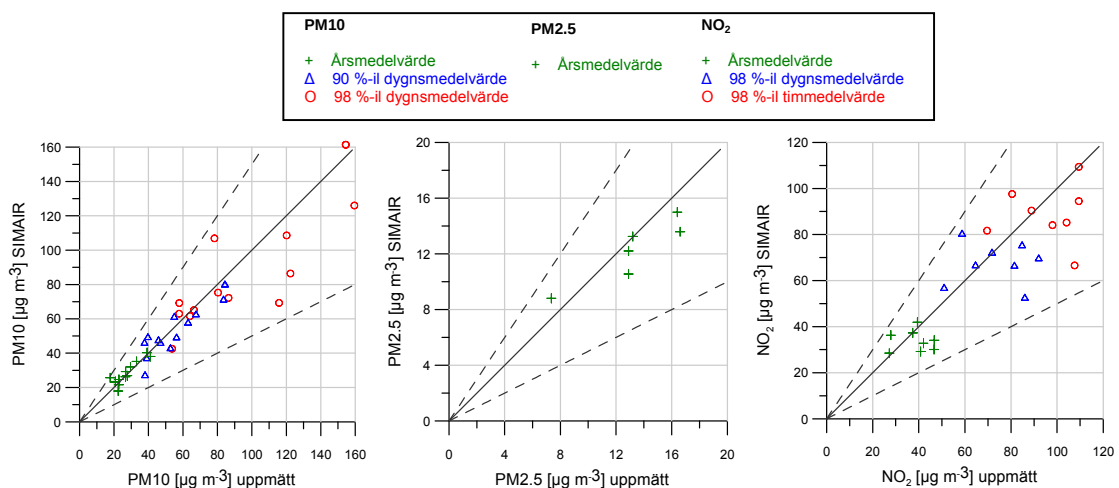
Ämne: PM10	Medelvärde [µg m ⁻³]		90 %-il dygnsmedel [µg m ⁻³]		98 %-il dygnsmedel [µg m ⁻³]		RPE medel	RPE 90 %-il dygn	RPE 98 %-il dygn
	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod			
Malmö, 2005	26.8	29.3	39.7	49.7	57.9	69.2	0.09	0.25	0.20
Helsingborg, M., 2005	22.4	18.0	38.0	27.5	53.7	42.6	0.20	0.28	0.21
Norrköping, K., 2004	17.8	25.7	37.7	46.4	57.8	63.0	0.44	0.23	0.09
Norrköping, Ö.P., 2004	22.9	24.7	52.8	43.2	80.4	75.3	0.08	0.18	0.06
Norrköping, Ö.P., 2005	27.7	26.9	63.0	58.1	122.4	86.4	0.03	0.08	0.29
Göteborg, Gårda, 2005	29.6	32	55.0	61.5	78.3	106.9	0.08	0.12	0.37
Karlstad, 2005	22.8	21.6	45.8	47.9	66.4	65.1	0.05	0.05	0.02
Uppsala, 2001	20.8	23.5	39.0	37.4	64.1	61.6	0.13	0.04	0.04
Uppsala, 2004	26.7	26.3	56.3	49.5	115.8	69.3	0.01	0.12	0.40
Stockholm, H., 2003	39.2	40.3	84.4	80.3	154.5	161.4	0.03	0.05	0.04
Stockholm, H., 2004	41.1	38.1	83.6	71.5	159.5	126.0	0.07	0.14	0.21
Stockholm, Sv., 2003	39.2	40.3	84.4	80.3	154.5	161.4	0.03	0.05	0.04
Stockholm, Sv., 2004	33.1	35.2	67.6	62.9	120.2	108.6	0.06	0.07	0.10
Sundsvall, 2002	20.8	23.2	47.0	46.3	86.5	72.2	0.12	0.01	0.17

Tabell 6. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter av PM2.5. RPE är det relativa felet mellan mätt och beräknad halt. Tabellen innefattar tillgängliga mätdata av PM2.5 från undersökta gaturum i denna studie. Notera att tidsperioden mellan mätt och beräknad halt inte är helt överensstämmande, varför denna jämförelse bör ses som översiktlig. Om fler år med mätdata finns som ej överensstämmer med tidsperioden för beräkningen, beräknas RPE som medelvärdet för tillgängliga år.

Ämne: PM2.5	Medelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		RPE medel	Uppmätt år (samt antal dygn)	Beräknat år (samt antal dygn)
	mätt	mod			
Göteborg, Haga	11.7 14.1	12.2	0.053	2007 (365) 2008 (366)	2004 (366)
Göteborg, Gårda	13.2	13.3	0.0040	2007 (338)	2004 (366)
Karlstad, Hamngatan	8.0 6.7	8.8	0.20	2007 (133) 2008 (307)	2004 (366)
Uppsala, Kungsgatan	12.9	10.6	0.18	2006 (323)	2004 (366)
Stockholm, Hornsgatan	16.4	15.0	0.086	2004 (359)	2004 (366)
Stockholm, Sveavägen	16.6	13.6	0.18	2004 (365)	2004 (366)

Tabell 7. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 98-percentils dygnsmedelhalter och 98-percentils timmedelhalter av NO₂. Dessutom anges det relativa felet, RPE, mellan mätt och beräknad halt, avseende medelvärden och percentiler. Tabellen innefattar mätdata, för gaturummen i denna studie, som har ingått i tidigare valideringar av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009; Omstedt och Gidhagen, 2007).

Ämne: NO ₂	Medelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		98 %-il dygnsmedel [$\mu\text{g m}^{-3}$]		98 %-il timmedel [$\mu\text{g m}^{-3}$]		RPE medel	RPE 98 %-il dygn	RPE 98 %-il tim
	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod			
Malmö, 2003	39.4	41.9	71.8	72.4	98.0	84.1	0.06	0.01	0.14
Helsingborg, Dr., 2004	27.9	36.3	58.8	80.6	80.5	97.6	0.30	0.37	0.21
Göteborg, Gårda, 2004	46.7	34.1	84.8	75.6	109.4	109.4	0.27	0.11	0.00
Göteborg, Gårda, 2005	46.6	30.1	92.0	69.9	109.4	94.5	0.35	0.24	0.14
Göteborg, Haga, 2004	42.0	32.8	81.5	66.7	104.1	85.2	0.22	0.18	0.18
Göteborg, Haga, 2005	40.8	29.2	86.0	52.8	107.6	66.6	0.28	0.39	0.38
Uppsala, st 1, 2001	27.2	28.5	51.0	57.1	69.6	81.7	0.05	0.12	0.17
Uppsala, st 2, 2001	37.4	37.3	64.6	66.9	88.9	90.4	0.00	0.04	0.02



Figur 29. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av PM10 (till vänster), PM2.5 (mitten) och NO₂ (till höger) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Helledragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 5-7.

6.2 Osäkerhet

Alla beräkningar är baserade på meteorologiska data från 2004, men det finns naturligtvis haltvariationer från år till år beroende på meteorologisk variabilitet. Halterna år 2020 kan därför, beroende på de meteorologiska förutsättningarna, komma att avvika från de beräknade. Variationerna beror på flera olika faktorer, som vilket ämne som avses, vilket statistiskt haltmått som studeras (årsmedelvärde, percentil), om merparten av haltbidragen kommer från regionala eller lokala källor mm. För PM_{2.5} har den meteorologiska variabiliteten i Skandinavien uppskattats till ca 10 % under åren 1958 till 2001 (Andersson et al., 2007). Jensen and Ketzler (2009) uppskattar den meteorologiska variabiliteten för årsmedelvärden av NO₂ till 5-10 %. Det betyder att beräknade halter för år 2020 kan vara något större eller något mindre på grund av meteorologisk variabilitet, men att denna påverkan är relativt begränsad.

Alla använda emissionsscenarier för år 2020 är osäkra. Den framtida utvecklingen beror av en rad olika faktorer som ekonomisk och teknisk utveckling, politiska beslut, beskattningar etc. De scenarier som används här har bara tagit hänsyn till en del möjliga emissionstrender. Osäkerheten är stor när det gäller hur stor andel dieselfordon som kommer användas och primäremission av NO₂ från dessa fordon. Detta är viktigt att följa upp i den fortsatta miljöövervakningen.

I beräkningarna i denna studie har dubbdäcksanvändningen till år 2020 hållits konstant på 2005 års nivå och beräkningarna indikerar att miljö kvalitetsnormer och miljömål blir svåra att klara år 2020. Osäkerheten är givetvis stor vad gäller den framtida dubbdäcksanvändningen, men betydelsen av denna är stor. I en studie (Omstedt och Andersson, 2008) har dubbdäcksanvändningens påverkan på luftkvaliteten utretts genom scenarioberäkningar för minskning av andelen dubbdäck i svenska gaturum (där gator från denna studie har ingått). Med en sänkning av dubbdäcksanvändningen med 30 % skulle, enligt beräkningsresultaten, totalhalterna av PM₁₀ minska med ca 10 %. Denna minskning skulle innebära att miljömålet Frisk luft skulle uppnås för en del av gatorna som år 2020 fortfarande överskrider miljömålet. Kraftigare dubbdäcksreduktion skulle sänka halterna ytterligare. För trafikmiljöer utan dubbdäck kan PM₁₀-halterna reduceras med närmare 40 %.

Förutom problematik med att klara normer och miljömål för PM₁₀, har studien även påvisat viss risk för fortsatt framtida överskridande av NO₂-halter i storstäderna och Norrland. De meteorologiska förutsättningarna i norra Sverige, med många tillfällen vintertid med mycket stabil atmosfärisk skiktning och därmed lägre vindhastigheter, turbulens och omblandning, påverkar halterna i så hög utsträckning att förbättringarna genom emissionsminskningar till år 2020 inte får tillräckligt stort genomslag. En nyligen genomförd mät- och modelleringsstudie för Umeå (Johansson et al., 2010) har gjorts i syfte att öka kunskapsläget vad gäller kväveoxidhalter i norra Sverige, men denna rapport understryker vikten av att följa upp detta även i framtiden.

6.3 Känslighetsanalysen av kväveoxider i gaturum

Halterna av NO₂ i gaturum beror på flera olika faktorer. I hårt trafikerade gaturumsmiljöer råder ofta NO överskott och O₃ är då begränsande för bildningen av NO₂. Detta är fallet för Hornsgatan i Stockholm, som känslighetsanalysen i denna studie gjorts för, och i *nuläget* troligen för de flesta hårt trafikerade miljöer vi studerat här. NO_x halterna och NO₂ halterna är inte linjärt beroende. Det behövs därför en relativt stor förändring av NO_x emissionerna för att NO₂ halterna skall minska på ett betydelsefullt sätt.

Förändringar i bakgrundshalterna av NO och NO₂ är av mindre betydelse. För en minskning av bakgrundshalterna av NO och NO₂ med 50 % minskar NO₂ halterna i gaturum med ca 22 % för såväl årsmedelvärde som 98 %-il dygnsmedelvärde. För 98 %-il timmedelvärde är minskningen mindre, ca 17 %. Mer betydelsefullt är förändringar i bakgrundshalterna av O₃. Ökningen av O₃-halten till år 2020 bedöms bli relativt liten vilket medför att påverkan på NO₂-bildningen i gaturum trots allt blir begränsad. Mellan åren 2004 till 2020 uppskattas O₃ ökningen maximalt till ca 9 µgm⁻³, orsakat dels av minskade urbana NO_x-emissioner men också på grund av ökade globala O₃-halter (se högra delen av Figur 14). Denna förändring, som motsvarar en ökning av bakgrundshalterna av O₃ med ca 20 % (fall 3, Tabell 4), medför att halterna av NO₂ i gaturummet ökar med ca 7-8 %.

Viktigare för NO₂-halterna i gaturum är utvecklingen av de lokala emissionerna. Vägverket prognostiserar att vägtrafikens totala emissioner kommer minska med ca 72 % från åren 2000 till 2020 (Figur 3).

En annan viktig faktor som kan komma att få betydelse för NO₂-halterna i olika trafikmiljöer är utvecklingen av primäremissionen av NO₂. Andelen NO₂/NO_x ökar i olika trafikmiljöer i Europa (Grice et al., 2009; Jensen och Ketzel, 2009). Orsaken till det är att andelen dieselfordon ökar. Liknande utveckling är trolig även för Sverige. En högre andel dieslbilar, med högre primäremission av NO₂, kan leda till att NO₂-emissionen ökar trots minskande NO_x-emissioner.

Resultaten av beräkningarna visar att halterna kommer minska något men att MKN inte klaras år 2010. För år 2020 är dock minskningen större och förutsättningarna för att klara MKN bättre. Med en trolig ökande användning av dieslbilar, och därigenom ökande andelar NO₂ som primäremitteras, är det därför troligt att MKN kommer överskridas under år 2010 och flera år framåt, men att MKN kan komma att klaras om ett årtionde. För att klara miljö kvalitetsnormen för NO₂ de närmsta åren, för de trafikmiljöer som studerats här, kommer det därför fordras lokala åtgärder av olika slag, som syftar till att minska emissionerna av både NO_x och NO₂.

7. Slutsatser

Denna studie har påvisat att det är den svenska vägtrafiken som är den dominerande källan till förhöjda halter av NO₂ och PM₁₀ i svenska trafikmiljöer. Framtida minskad intransport till följd av reducerade emissioner i Europa kommer att påverka dessa halter i begränsad omfattning och det är istället den svenska emissionsutvecklingen och lokala åtgärder som blir betydelsefulla.

Däremot är förhållandena omvända för fina partiklar, där en dominerande del av halterna kan förklaras av långdistanstransport. Således påverkas halten av PM_{2.5} i hög grad av framtida europeiska emissionsförändringar.

Nedan listas de viktigaste slutsatserna, indelade efter typ av luftförorening.

7.1 Kvävedioxid

- Mätningar av kvävedioxid har påvisat kraftiga minskningar av halterna i urban bakgrund mellan åren 1980-2000. Under 2000-talet har halterna planat ut eller till och med ökat något. En svag nedgång kan även observeras i regional bakgrund, men för gaturum är variabiliteten mellan åren större.
- Uppmätta årsmedelhalter för basåret 2004 var 0.5-5 µgm⁻³ i regional bakgrund, 15-25 µgm⁻³ i urban bakgrund och 20-50 µgm⁻³ i gaturum.
- Beräkningarna med SIMAIR för år 2004 för de 15 undersökta gatorna ger haltnivåer av NO₂ på 20-45 µgm⁻³ som årsmedelvärde, 40-90 µgm⁻³ som 98 %-il dygnsmedelvärde och 50-125 µgm⁻³ som 98 %-il timmedelvärde. En dominerande andel av totalhalten av NO₂ utgörs av lokala och urbana haltbidrag. Samtliga gaturum överskrider miljömålet Frisk luft; sex av dem överskrider även MKN.
- Betydande förbättringar av NO₂-halter beräknas till år 2020. Årsmedelvärdet minskar med 8-20 µgm⁻³ vilket leder till årsmedelhalter mellan 10 och 30 µgm⁻³. Detta beror till övervägande del på emissionsminskningar för källor inom Sverige där dessa utgör 85-95 % av haltminskningen i södra Sverige och 95-98 % i norra Sverige.
- NO₂-halterna i svenska gaturum påverkas till största delen av framtida emissionsutveckling *inom* Sverige.
- Utgående från undersökta regionala och lokala emissionsscenarier är utsikterna goda att klara MKN i svenska gaturum år 2020. Risk för överskridande av MKN för 98%-il dygnsmedelvärde kvarstår dock för de mest belastade gatorna i storstäderna (beroende av utvecklingen av primäremissionen av NO₂ från dieselfordon) och för Umeå, som präglas av kallt nordiskt klimat med ofta förekommande markinversioner vintertid.
- Miljömålet Frisk luft överskrids fortfarande i de mest belastade gaturummen; sex av gaturummen i studien klarar inte miljömålet till år 2020.

Följande slutsatser kan dras från känslighetsanalysen av NO₂:

- Förändringar i halter av NO₂ i gaturum beror på flera olika faktorer, bland annat emissionen av NO_x, O₃-halten i bakgrundsluften och primäremissionen av NO₂. Sambandet mellan NO_x-halter och NO₂-halter är inte linjärt, dvs. det behövs relativt stora minskningar av NO_x-halterna för att NO₂-halterna skall minska på ett betydelsefullt sätt. Med ökad O₃-halt i bakgrundsluften och ökad primäremission av NO₂ ökar NO₂-halterna. Det är balansen mellan dessa faktorer som bestämmer utvecklingen av NO₂-halterna.
- Med en trolig ökande användning av dieselbilar i Sverige och därigenom ökande andelar NO₂ som primäremitteras finns det risk för fortsatta höga halter av NO₂ i olika trafikmiljöer. Det finns också en tendens till att O₃ i urban bakgrundsluft ökar. MKN och miljömålet Frisk luft kommer därför förmodligen att överskridas flera år framåt i tiden. För att uppnå MKN och miljömålet Frisk luft de närmsta åren behövs därför ytterliga åtgärder för minskning av NO_x och NO₂ emissionerna.
- För den fortsatta miljöövervakningen blir det därför viktigt att följa upp hur primäremissionen av NO₂ förändras, framförallt i gaturumsmiljö.
- Med den kraftiga minskningen av NO_x-emissionerna som Vägverket prognostiserat är det troligt att MKN för NO₂ kommer klaras till år 2020 för de flesta trafikmiljöer. Miljömålet Frisk luft blir dock svårt att uppnå.

7.2 PM10

- Mätdata från stationer i Sverige ger årsmedelhalter av PM10 av storleksordningen 6-16 µgm⁻³ för regional bakgrund (där det råder en nord-sydlig gradient av halterna), 12-24 µgm⁻³ för urban bakgrund och 15-40 µgm⁻³ i gaturum. Motsvarande värden för 90 %-il dygnsmedelvärde är 10-25 µgm⁻³ i regional bakgrund, 20-30 µgm⁻³ i urban bakgrund och 30-90 µgm⁻³ i gaturum.
- Tidsserier av mätdata anger relativt kraftiga minskningar av det regionala bakgrundsbidraget av PM10. Motsvarande minskningar kan inte observeras för mätstationer i urban bakgrund där halterna har varit relativt konstanta eller ökat något under 2000-talet. Inte heller i gaturum kan det skönjas någon nedgång, men där är den årliga variabiliteten större.
- Beräkningar med SIMAIR för basåret 2004 anger halter för de 15 undersökta gaturummen i intervallet 17-31 µgm⁻³ för PM10 årsmedelvärde och 25-57 µgm⁻³ för 90 %-il dygnsmedelvärde. 11 av 15 gator överskrider miljömålet Frisk luft, varav en gata även överskrider även MKN. För gatorna i studien utgör andelen lokalt haltbidrag 14-55 % av totalhalten av PM10.
- Scenarioberäkningarna för år 2020 indikerar en minskning av PM10-halterna med 1.0-3.5 µgm⁻³ i södra Sverige (där svenska emissionskällor står för 10-35 % av

minskningen) och 0.5-1.0 μgm^{-3} i norra Sverige (där svenska emissionskällor står för 50-70 % av minskningen). Denna reducering är inte tillräcklig för att uppnå MKN eller miljömålet Frisk luft.

- Utsikterna att uppnå MKN och miljömålet Frisk luft, enbart till följd av minskade framtida emissioner, verkar mycket små. Behovet av andra åtgärder, såsom dubbdäcksminskning, trafikminskningar mm, bör utredas ytterligare.

7.3 PM2.5

- Årsmedelhalter av PM2.5 i Sverige ligger enligt mätdata på 6-12 μgm^{-3} i regional bakgrund (nord-sydlig gradient), 9-12 μgm^{-3} i urban bakgrund och 10-18 μgm^{-3} i gaturum.
- Inga trender kan observeras i mätdata (mätserierna är för korta).
- Beräkningar för år 2004 ger årsmedelhalter på 9-15 μgm^{-3} för de 15 undersökta gaturummen, varav urban bakgrund svarar för merparten av totalhalten, 60-85%. Halterna underskrider med mycket stor marginal föreslagen MKN för PM2.5 i gaturum (25 μgm^{-3}) och exponeringskoncentrationsskyldighet i urban bakgrund (20 μgm^{-3}). Däremot överskrider miljömålet Frisk luft (12 μgm^{-3}) för sex av gatorna.
- Halterna av fina partiklar väntas sjunka till år 2020, huvudsakligen på grund av minskad intransport från övriga Europa. I södra Sverige väntas halterna sjunka 0.8-3.0 μgm^{-3} (där svenska emissionskällor står för 0-15% av minskningen) och i norra Sverige väntas halterna minska med 0.3-0.7 μgm^{-3} (där svenska emissionskällor står för 25-50% av minskningen). Minskningen är tillräcklig för att på i stort sett samtliga platser klara exponeringsminskningsmålet till år 2020 (dock gäller beräkningarna skillnaden mellan år 2020 och 2004, medan exponeringsminskningsmålet ska gälla skillnaden mellan uppmätt halt 2020 och 3-årsmedelvärde 2010-2012; minskningen i beräkningarna kan alltså vara något överskattad).
- Studien visar att fina partiklar är ett regionalt problem och att utsläppen i ett land påverkar halterna i ett annat. Emissionsutvecklingen i Europa som helhet kommer därför att spela stor roll för Sveriges PM2.5-halter.
- Möjligheterna för Sverige att till år 2020 uppnå MKN, exponeringskoncentrationsskyldighet, exponeringsminskningsmål och miljömål Frisk luft bedöms vara mycket goda. Möjligen riskerar miljömålet att överskridas för de värst belastade gatorna.

Tack

Denna studie har gjorts på uppdrag av Naturvårdsverket (avtalsnr. 501 0913). Tack till Lars Gidhagen på SMHI och Maria Ullerstam på Naturvårdsverket som har gett värdefulla synpunkter under arbetets gång.

Referenser

- Amann, M., Cabala, R., Cofala, J., Heyes, C., Klimont, Z., Schöpp, W., Tarrason, L., Simpson, D., Wind, P., Jonson, J.-E., 2004: *The "Current Legislation" and the "Maximum Technically Feasible Reduction" cases for the CAFE baseline emissions projections*. Version 2 November 2004 – CAFE Scenario Analysis Report Nr. 2, IIASA: http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-MFR3.pdf
- Amann, M., Bertok, I., Cabala, R., Cofala, J., Heyes, C., Gyarfas, F., Klimont, Z., Schöpp, W. och Wagner, F., 2005: *A final set of scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) programme*. CAFE Scenario Analysis Report Nr. 6, IIASA: http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-D3.pdf
- Andersson, C., Langner J. och Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, 59, 77-98.
- Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G. och Engardt, M., 2008: *Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM_{2.5} enligt nytt luftdirektiv*. SMHI Meteorologi, Nr. 133, 35 pp.
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2009: *Validering av SIMAIR mot mätningar av PM₁₀, NO₂ och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005*. SMHI Meteorologi, Nr. 137, 125 pp.
- Bergström, R., 2007: *Nytt delmål för ozon – kan det nås till 2015?* Rapport till Naturvårdsverket, Avtal 5010710, Naturvårdsverkets diarienummer: 235-4857-07Me.
- Berkowicz, R., 2000: *OSPM: a parameterised street pollution model*. Environment Monitoring and Assessment, Vol. 65, pp.323–331.
- Carlaw, D.C., 2005: *On the changing seasonal cycles and trends of ozone at Mace Head, Ireland*. Atmos. Chem. Phys. 5, 3441-3450.
- Carlaw, D.C., Beevers, S.D., 2005: *Estimations of road vehicle primary NO₂ exhaust emission fractions using monitoring data in London*. Atmospheric Environment, Vol 39, 167-177.
- Cofala, J., Amann, M., Heyes, C., Wagner, F., Klimont, Z., Posch, M., Schöpp, W., Tarasson, L., Jonson, J., Whall, C., Stavrakaki, A., 2007: *Analysis of policy measures to reduce ship emissions in the context of the reversion of the national emission ceilings directive*. European Commission, DGH Environment, Unit ENV/C1.
- EEA, 2007: *Air pollution in Europe 1990-2004*. European Environmental Agency Report No 2/2007 Available from: <http://www.eea.europa.eu>
- EEA, 2009: <http://www.eea.europa.eu/themes/air>
- EEA Emission database: <http://www.eea.europa.eu/themes/air/air-emissions-data/air-pollutant-emissions-eea-datasets>
- Foltescu, V., Gidhagen, L. och Omstedt, G., 2001: *Nomogram för uppskattning av halter av PM₁₀ och NO₂ – reviderad version*. SMHI rapport Meteorologi nr 102.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. och Olivares, G., 2004: *Model simulation of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish Highway*. Environment Science and Technology 38, 6730-6740.
- Gidhagen, L., Johansson, H. och Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*, Atmospheric Environment, Vol. 43, 1029–1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Grice, S., Stedman, J., Kent, A., Hobson, M., Norris, J., Addott, J., Cooke, S., 2009: *Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe*. Atmospheric Environment, Vol 43, 2154-2167.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. och Olofsson, P.O., 2000: *Mesan, an operational mesoscale analysis system*. Tellus 52 A, 1-20.
- Hertel, O. och Berkowicz, R., 1989: *Modelling NO₂ concentrations in a street canyon*. DMU Luft A-131, 31pp.

- IVL, 2009a: *Luftkvaliteten i Sverige 2007 och vintern 2007/2008*. Resultat från mätningar inom Urbanmättnätet. IVL Rapport, Nr. B1801.
- IVL, 2009b: Datavärdskapet för luftkvalitet. Nås via:
<http://www.ivl.se/vanstermeny/miljodata/datavardskap/datavardskapluft.4.360a0d56117c51a2d30800064417.html>
- Jensen, S. och Ketzel, M., 2009: *NO₂ virkemiddelkatalog- virkemidler til begrensning af overskridelser af NO₂ graensvaerien for luftkvalitet i større byer*. Danmarks Miljøundersøkelser, Miljøprojekt Nr. 1268.
- Johansson, C. och Forsberg, B., 2005: *Kvävedioxid och ozon i tätortsluften*. Naturvårdsverket Rapport, Nr. 5519.
- Johansson, C., Andersson, S., Omstedt, G., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2010: *Mätningar och modellberäkningar av NO_x-halternas tidsmässiga och rumsmässiga variationer i Umeå*. ITM Rapport, Nr. 188.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., During, I., Pohjola, M., Dieterman, O., Gidhagen, L., Wåhlin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M. och Berkowicz, R., 2007: *Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhausted and non-exhausted emission factors for practical street pollution modelling*. Atmospheric Environment 41, 9370-9385.
- Lelieveld, J., van Aardenne, J., Fischer, H., de reus, M., Williams, J. och Winkler, P., 2004: *Increasing Ozone over the Atlantic Ocean*. Science 304, 1483-1487.
- Omstedt, G., Bringfelt, B. och Johansson, C., 2005: *A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads*. Atmospheric Environment, 39, 6088-6097.
- Omstedt, G., 2007: *VEDAIR – ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning. Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007*. SMHI Meteorologi, Nr. 123, 37pp.
- Omstedt, G. och Gidhagen, L., 2007: *Validering av SIMAIR mot mätningar*. SMHI rapport 2007. På uppdrag av Naturvårdsverket, avtal nr 503 0503.
- Omstedt, G. och Andersson, S., 2008: *Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarier*. SMHI Meteorologi Nr 134.
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. Journal of Applied Meteorology, Vol. 38, 190–210.
- SCB, 2009: *Personbilar i trafik 1923-2008*, http://www.scb.se/Pages/TableAndChart_34762.aspx
- SMHI och Vägverket, 2007: *Luftföroreningar i svenska tätorter 2004, 2010 och 2020*. SMHI rapport.
- Simmonds, P.G., Derwent, R.G., Manning, A.L. och Spain, G., 2004: *Significant growth in surface ozone at Mace Head, Ireland, 1987-2003*. Atmospheric Environment 38, 4769-4778.
- Simpson, D., K.E. Yttri, Z. Klimont, K. Kupiainen, A. Caseiro, A. Gelencsér, C. Pio, H. Puxbaum och M. Legrand, 2007: *Modeling carbonaceous aerosol over Europe: Analysis of the CARBOSOL and EMEP EC/OC campaigns*. J. Geophys. Res., 112, D23S14.
- Tunved, P., Hansson, H-C., Kerminen, V-M., Ström, J., Dal Maso, M., Lihavainen H., Viisanen, Y., Aalto P.P., Komppula M. och Kulmala, M., 2006: *High Natural Aerosol Loading over Boreal Forests*. Science, 312, 261-263.
- Tunved, P., Ström, J., Kulmala, M., Kerminen V-M., Dal Maso, M., Svenningsson, B., Lunder, C. och Hansson, H-C, 2008: *The natural aerosol over Northern Europe and its relation to anthropogenic emissions – Implications of important climate feedbacks*. Tellus B, 60, 473-484.
- Vestreng, V., Rigler, E., Adams, M., Kindbom, K., Pacyna, J.M., van der Goon, H.D., Reis, S., and Travníkov, O., 2006: *Inventory Review 2006. Emission data reported to the LRTAP Convention and NEC directive. Stage 1, 2 and 3 review. Evaluation of inventories of HMs and POPs*. EMEP MSC-W Technical Report 1/06 (available from www.emep.int).

Vägverket, 2009a: Årsredovisning. Publikation 2009:13.

http://publikationswebbutik.vv.se/upload/4774/2009_13_vagtransportsektorn_sektorsrapport_2008.pdf

Vägverket, 2009b. *Undersökning av däckstyp samt mönsterdjup i Sverige*. Publikation 2009:4.

Appendix A: Considered changes in Swedish⁵ emissions in the regional calculations (MATCH model) from 2004 to 2020

(where two figures are given the first is for the CLECLIM scenario and the second for the CAFE-A scenario; where one figure is given it is used in all the 2020-scenarios; when no figure is given the same emissions are used in the 2020-scenarios as for 2004)

	SO _x	NO _x	PPM	NMVOC	NH ₃
Road traffic (exhaust)	-37 %	-63 %/-69 %	-69 %	-62 %	-70 %
Road wear			+13 %		
S1-Combustion in energy and transformation industries	-16 %				-54 %
S2-Non-industrial combustion	-15 %				
S3-Combustion in manufacturing industry	-16 %				
S4-Production processes	-8 %				
S5-Extraction and distribution of fossil fuels				-32 %/-36 %	
S6-Solvent and other product use				-22 %/-26 %	
S8-Other mobile sources and machinery (excl. international shipping)	-55 %			-46 %	+3 %
S9-Waste treatment and disposal	-65 %				
S10-Agriculture					-11 %/-24 %

Changes in international shipping emissions from 2004 to 2020 within the Sweden-domain (11km-resolution)

	SO _x	NO _x	PPM	NMVOC
Baltic Sea	-96 %	+77 %	+43 %	+89 %
North Sea	-97 %	+54 %	+21 %	+63 %

⁵ Land based emissions *outside* Sweden were taken directly from the CAFE-scenarios for the two different 2020 cases (see Amann et al., 2004 and 2005 for details) and from EMEP (Vestreng et al., 2006) for the 2004 emissions.

Appendix B: Halter i gaturum

PM10: Halter

	2004			
	PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]			PM10 90 %-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt	Totalhalt
Malmö, Amiralsgatan	9.97	16.65	26.62	45.39
Helsingborg, Drottninggatan	6.98	14.31	21.37	32.60
Helsingborg, Malmöleden	2.45	14.48	16.93	25.90
Jönköping, Barnarpsgatan	8.54	11.34	19.88	33.80
Norrköping, Kungsgatan	9.09	15.95	25.03	43.11
Norrköping, Ö. Promenaden	8.81	15.51	24.32	43.35
Göteborg, Haga	8.02	16.97	24.99	41.26
Göteborg, Gårda	10.64	17.41	28.06	44.93
Karlstad, Hamngatan	7.80	10.18	17.99	30.11
Uppsala, Kungsgatan	12.32	11.58	23.90	40.03
Stockholm, Hornsgatan	17.11	14.39	31.50	57.44
Stockholm, Sveavägen	12.54	15.10	27.64	46.47
Gävle, Staketgatan	6.42	12.90	19.31	32.64
Sundsvall, Skolhusallén	11.17	11.07	22.23	39.38
Umeå, Västra Esplanaden	12.10	9.80	21.90	36.79

	2020 CLECLIM			
	PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]			PM10 90 %-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt	Totalhalt
Malmö, Amiralsgatan	9.32	14.21	23.53	40.12
Helsingborg, Drottninggatan	6.71	11.71	18.42	28.11
Helsingborg, Malmöleden	2.42	11.80	14.22	21.75
Jönköping, Barnarpsgatan	8.19	10.38	18.57	31.56
Norrköping, Kungsgatan	8.54	15.16	23.70	40.81
Norrköping, Ö. Promenaden	8.61	14.72	23.32	41.58
Göteborg, Haga	7.67	15.68	23.35	38.55
Göteborg, Gårda	10.10	16.19	26.29	42.10
Karlstad, Hamngatan	7.62	9.17	16.78	28.11
Uppsala, Kungsgatan	11.93	10.93	22.86	39.22
Stockholm, Hornsgatan	17.00	13.44	30.44	55.50
Stockholm, Sveavägen	12.56	14.16	26.71	44.90
Gävle, Staketgatan	5.86	12.42	18.29	30.90
Sundsvall, Skolhusallén	11.30	10.68	21.99	38.93
Umeå, Västra Esplanaden	11.22	9.50	20.72	34.80

	2020 CAFE-A			
	PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]			PM10 90 %-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt	Totalhalt
Malmö. Amiralsgatan	9.32	13.71	23.02	39.27
Helsingborg. Drottninggatan	6.71	11.24	17.95	27.39
Helsingborg. Malmöleden	2.42	11.33	13.75	21.03
Jönköping. Barnarpsgatan	8.19	10.15	18.35	31.19
Norrköping. Kungsgatan	8.54	14.99	23.53	40.52
Norrköping. Ö. Promenaden	8.61	14.55	23.16	41.28
Göteborg. Haga	7.67	15.41	23.08	38.11
Göteborg. Gårda	10.10	15.93	26.03	41.69
Karlstad. Hamngatan	7.62	9.02	16.63	27.84
Uppsala. Kungsgatan	11.93	10.80	22.73	39.00
Stockholm. Hornsgatan	17.00	13.30	30.30	55.24
Stockholm. Sveavägen	12.56	14.02	26.57	44.67
Gävle. Staketgatan	5.86	12.34	18.20	30.76
Sundsvall. Skolhusallén	11.30	10.62	21.92	38.83
Umeå. Västra Esplanaden	11.22	9.44	20.66	34.70

PM10: Förändring av halter

	2020-2004 CLECLIM				
	PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]				PM10 90 %-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	Lokalt bidrag	Reg + Urb		Totalhalt	Totalhalt
		Prim	Sek		
Malmö. Amiralsgatan	-0.65	-0.80	-1.63	-3.09	-5.27
Helsingborg. Drottninggatan	-0.26	-1.18	-1.50	-2.94	-4.49
Helsingborg. Malmöleden	-0.032	-1.17	-1.50	-2.71	-4.15
Jönköping. Barnarpsgatan	-0.35	-0.23	-0.74	-1.31	-2.23
Norrköping. Kungsgatan	-0.55	-0.19	-0.60	-1.33	-2.30
Norrköping. Ö. Promenaden	-0.20	-0.19	-0.60	-0.99	-1.77
Göteborg. Haga	-0.36	+0.15	-1.43	-1.64	-2.71
Göteborg. Gårda	-0.54	+0.029	-1.26	-1.77	-2.83
Karlstad. Hamngatan	-0.19	-0.36	-0.65	-1.20	-2.01
Uppsala. Kungsgatan	-0.40	-0.18	-0.47	-1.05	-1.81
Stockholm. Hornsgatan	-0.12	-0.30	-0.64	-1.06	-1.94
Stockholm. Sveavägen	+0.016	-0.30	-0.65	-0.93	-1.56
Gävle. Staketgatan	-0.55	-0.12	-0.36	-1.03	-1.74
Sundsvall. Skolhusallén	+0.14	-0.12	-0.26	-0.24	-0.44
Umeå. Västra Esplanaden	-0.88	-0.080	-0.22	-1.18	-1.99

	2020-2004 CAFE-A				
	PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]				PM10 90 %-il dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]
	Lokalt bidrag	Reg + Urb		Totalhalt	Totalhalt
		Prim	Sek		
Malmö. Amiralsgatan	-0.65	-0.92	-2.01	-3.59	-6.12
Helsingborg. Drottninggatan	-0.26	-1.28	-1.85	-3.42	-5.21
Helsingborg. Malmöleden	-0.032	-1.29	-1.85	-3.19	4.87
Jönköping. Barnarpsgatan	-0.35	-0.26	-0.91	-1.53	-2.61
Norrköping. Kungsgatan	-0.55	-0.21	-0.73	-1.50	-2.59
Norrköping. Ö. Promenaden	-0.20	-0.22	-0.73	-1.16	-2.07
Göteborg. Haga	-0.36	+0.11	-1.67	-1.91	-3.15
Göteborg. Gårda	-0.54	-0.012	-1.47	-2.03	-3.24
Karlstad. Hamngatan	-0.19	-0.38	-0.78	-1.36	-2.27
Uppsala. Kungsgatan	-0.40	-0.20	-0.57	-1.18	-2.03
Stockholm. Hornsgatan	-0.12	-0.32	-0.76	-1.20	-2.19
Stockholm. Sveavägen	+0.016	-0.32	-0.76	-1.07	-1.80
Gävle. Staketgatan	-0.55	-0.13	-0.42	-1.11	-1.88
Sundsvall. Skolhusallén	+0.14	-0.13	-0.31	-0.31	-0.54
Umeå. Västra Esplanaden	-0.88	-0.087	-0.27	-1.24	-2.09

PM2.5: Halter

	2004		
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt
Malmö, Amiralsgatan	2.62	9.99	12.61
Helsingborg, Drottninggatan	1.67	8.63	10.31
Helsingborg, Malmöleden	0.51	8.69	9.20
Jönköping, Barnarpsgatan	2.49	6.80	9.29
Norrköping, Kungsgatan	2.74	9.57	12.30
Norrköping, Ö. Promenaden	2.41	9.31	11.71
Göteborg, Haga	2.04	10.18	12.21
Göteborg, Gårda	2.80	10.45	13.25
Karlstad, Hamngatan	2.00	6.81	8.81
Uppsala, Kungsgatan	3.61	6.95	10.56
Stockholm, Hornsgatan	6.37	8.63	15.00
Stockholm, Sveavägen	4.53	9.06	13.59
Gävle, Staketgatan	2.22	7.74	9.96
Sundsvall, Skolhusallén	2.66	6.64	9.30
Umeå, Västra Esplanaden	3.90	5.88	9.78

	2020 CLECLIM		
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt
Malmö. Amiralsgatan	2.46	7.70	10.16
Helsingborg. Drottninggatan	1.61	6.18	7.73
Helsingborg. Malmöleden	0.50	6.24	6.74
Jönköping. Barnarpsgatan	2.39	5.88	8.27
Norrköping. Kungsgatan	2.57	8.81	11.38
Norrköping. Ö. Promenaden	2.35	8.55	10.90
Göteborg. Haga	1.94	8.86	10.80
Göteborg. Gårda	2.66	9.18	11.86
Karlstad. Hamngatan	1.95	5.88	7.83
Uppsala. Kungsgatan	3.50	6.30	9.80
Stockholm. Hornsgatan	6.32	7.62	13.95
Stockholm. Sveavägen	4.54	8.05	12.59
Gävle. Staketgatan	2.03	7.28	9.31
Sundsvall. Skolhusallén	2.69	6.26	8.95
Umeå. Västra Esplanaden	3.62	5.59	9.20

	2020 CAFE-A		
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt
Malmö. Amiralsgatan	2.46	7.23	9.69
Helsingborg. Drottninggatan	1.61	5.73	7.35
Helsingborg. Malmöleden	0.50	5.79	6.29
Jönköping. Barnarpsgatan	2.39	5.67	8.05
Norrköping. Kungsgatan	2.57	8.64	11.22
Norrköping. Ö. Promenaden	2.35	8.38	10.74
Göteborg. Haga	1.94	8.60	10.55
Göteborg. Gårda	2.66	8.95	11.61
Karlstad. Hamngatan	1.95	5.67	7.62
Uppsala. Kungsgatan	3.50	6.18	9.68
Stockholm. Hornsgatan	6.32	7.49	13.81
Stockholm. Sveavägen	4.54	7.92	12.45
Gävle. Staketgatan	2.03	7.20	9.23
Sundsvall. Skolhusallén	2.69	6.21	8.89
Umeå. Västra Esplanaden	3.62	5.53	9.14

PM2.5: Förändring av halter

	2020-2004 CLECLIM		
	PM2.5 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt
Malmö. Amiralsgatan	-0.17	-2.29	-2.46
Helsingborg. Drottninggatan	-0.062	-2.45	-2.51
Helsingborg. Malmöleden	-0.0067	-2.45	-2.46
Jönköping. Barnarpsgatan	-0.10	-0.93	-1.03
Norrköping. Kungsgatan	-0.16	-0.76	-0.92
Norrköping. Ö. Promenaden	-0.056	-0.76	-0.82
Göteborg. Haga	-0.090	-1.32	-1.41
Göteborg. Gårda	-0.14	-1.25	-1.40
Karlstad. Hamngatan	-0.048	-0.93	-0.97
Uppsala. Kungsgatan	-0.12	-0.64	-0.76
Stockholm. Hornsgatan	-0.043	-1.01	-1.05
Stockholm. Sveavägen	+0.0059	-1.01	-1.01
Gävle. Staketgatan	-0.19	-0.45	-0.65
Sundsvall. Skolhusallén	+0.033	-0.38	-0.34
Umeå. Västra Esplanaden	-0.28	-0.30	-0.58

	2020-2004 CAFE-A		
	PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
	Lokalt bidrag	Reg + Urb	Totalhalt
Malmö. Amiralsgatan	-0.17	-2.76	-2.93
Helsingborg. Drottninggatan	-0.062	-2.90	-2.96
Helsingborg. Malmöleden	-0.0067	-2.90	-2.90
Jönköping. Barnarpsgatan	-0.10	-1.14	-1.24
Norrköping. Kungsgatan	-0.16	-0.92	-1.09
Norrköping. Ö. Promenaden	-0.056	-0.92	-0.98
Göteborg. Haga	-0.090	-1.58	-1.67
Göteborg. Gårda	-0.14	-1.50	-1.64
Karlstad. Hamngatan	-0.048	-1.14	-1.19
Uppsala. Kungsgatan	-0.12	-0.76	-0.88
Stockholm. Hornsgatan	-0.043	-1.15	-1.19
Stockholm. Sveavägen	+0.0059	-1.15	-1.14
Gävle. Staketgatan	-0.19	-0.54	-0.73
Sundsvall. Skolhusallén	+0.033	-0.44	-0.40
Umeå. Västra Esplanaden	-0.28	-0.36	-0.64

NO₂: Halter

	2004		
	NO ₂ [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
	Årsmedelvärde	98 %-il dygnsmedelvärde	98 %-il timmedelvärde
Malmö, Amiralsgatan	45.24	90.20	107.62
Helsingborg, Drottninggatan	35.93	80.62	96.66
Helsingborg, Malmöleden	22.74	49.97	70.65
Jönköping, Barnarpsgatan	21.52	41.77	51.99
Norrköping, Kungsgatan	33.60	54.50	71.19
Norrköping, Ö. Promenaden	30.57	55.27	71.75
Göteborg, Haga	33.02	66.40	85.61
Göteborg, Gårda	35.53	83.35	123.15
Karlstad, Hamngatan	29.98	53.74	67.52
Uppsala, Kungsgatan	31.14	52.66	65.60
Stockholm, Hornsgatan	45.75	82.82	94.92
Stockholm, Sveavägen	40.90	70.61	84.38
Gävle, Staketgatan	27.87	54.46	71.07
Sundsvall, Skolhusallén	27.51	61.32	56.10
Umeå, Västra Esplanaden	47.11	89.54	99.74

	CLECLIM		
	NO₂ [µg m⁻³]		
	Årsmedelvärde	98 %-il dygnsmedelvärde	98 %-il timmedelvärde
Malmö, Amiralsgatan	25.02	49.91	66.11
Helsingborg, Drottninggatan	22.18	48.91	68.30
Helsingborg, Malmöleden	14.92	35.52	53.37
Jönköping, Barnarpsgatan	10.13	21.82	25.64
Norrköping, Kungsgatan	16.73	30.22	37.78
Norrköping, Ö. Promenaden	16.58	31.87	39.51
Göteborg, Haga	20.41	44.62	68.84
Göteborg, Gårda	20.11	48.96	74.79
Karlstad, Hamngatan	11.10	24.58	32.67
Uppsala, Kungsgatan	14.87	27.25	33.23
Stockholm, Hornsgatan	25.81	52.89	67.68
Stockholm, Sveavägen	24.96	45.47	59.29
Gävle, Staketgatan	13.16	27.95	37.42
Sundsvall, Skolhusallén	12.96	25.58	34.06
Umeå, Västra Esplanaden	28.57	63.04	68.19

	CAFE-A		
	NO₂ [µg m⁻³]		
	Årsmedelvärde	98 %-il dygnsmedelvärde	98 %-il timmedelvärde
Malmö, Amiralsgatan	24.64	49.87	65.92
Helsingborg, Drottninggatan	21.81	48.30	67.63
Helsingborg, Malmöleden	14.70	36.09	53.26
Jönköping, Barnarpsgatan	9.98	23.35	26.67
Norrköping, Kungsgatan	16.53	30.72	38.10
Norrköping, Ö. Promenaden	16.39	32.01	39.85
Göteborg, Haga	20.19	44.00	68.36
Göteborg, Gårda	19.90	50.24	75.34
Karlstad, Hamngatan	10.96	25.35	33.05
Uppsala, Kungsgatan	14.67	27.75	33.60
Stockholm, Hornsgatan	25.51	54.01	68.01
Stockholm, Sveavägen	24.66	46.26	58.94
Gävle, Staketgatan	13.02	28.16	37.70
Sundsvall, Skolhusallén	12.81	27.43	34.41
Umeå, Västra Esplanaden	28.37	62.95	68.21

NO₂: Förändring av halter

	2020 – 2004 (CLECLIM)		
	NO ₂ [µg m ⁻³]		
	Årsmedelvärde	98 %-il dygnsmedelvärde	98 %-il timmedelvärde
Malmö, Amiralsgatan	-20.23	-40.30	-41.50
Helsingborg, Drottninggatan	-13.75	-31.70	-28.36
Helsingborg, Malmöleden	-7.81	-14.45	-17.27
Jönköping, Barnarpsgatan	-11.39	-19.95	-26.35
Norrköping, Kungsgatan	-16.87	-24.28	-33.41
Norrköping, Ö. Promenaden	-14.00	-23.40	-32.24
Göteborg, Haga	-12.60	-21.78	-16.77
Göteborg, Gårda	-15.42	-34.40	-48.37
Karlstad, Hamngatan	-12.88	-29.17	-34.85
Uppsala, Kungsgatan	-16.27	-25.40	-32.37
Stockholm, Hornsgatan	-19.94	-29.94	-27.24
Stockholm, Sveavägen	-15.93	-25.14	-25.09
Gävle, Staketgatan	-14.71	-26.51	-33.60
Sundsvall, Skolhusallén	-14.55	-30.51	-27.25
Umeå, Västra Esplanaden	-18.53	-26.50	-31.55

	2020 – 2004 (CAFE-A)		
	NO ₂ [µg m ⁻³]		
	Årsmedelvärde	98 %-il dygnsmedelvärde	98 %-il timmedelvärde
Malmö, Amiralsgatan	-20.60	-40.33	-41.71
Helsingborg, Drottninggatan	-14.11	-32.33	-29.03
Helsingborg, Malmöleden	-8.03	-13.89	-17.38
Jönköping, Barnarpsgatan	-11.55	-18.41	-25.32
Norrköping, Kungsgatan	-17.06	-23.79	-33.09
Norrköping, Ö. Promenaden	-14.19	-23.26	-31.90
Göteborg, Haga	-12.82	-22.40	-17.25
Göteborg, Gårda	-15.63	-33.11	-47.81
Karlstad, Hamngatan	-13.02	-28.39	-34.47
Uppsala, Kungsgatan	-16.47	-24.91	-32.00
Stockholm, Hornsgatan	-20.25	-28.82	-26.90
Stockholm, Sveavägen	-16.24	-24.36	-25.43
Gävle, Staketgatan	-14.85	-26.30	-33.37
Sundsvall, Skolhusallén	-14.70	-28.67	-26.91
Umeå, Västra Esplanaden	-18.71	-26.59	-31.53

SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sju rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationell publik och skrivs därför oftast på engelska. I de övriga serierna används vanligen svenska.

Seriernas namn	Publiceras sedan
RMK (Rapport Meteorologi och Klimatologi)	1974
RH (Rapport Hydrologi)	1990
RO (Rapport Oceanografi)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985
KLIMATOLOGI	2009

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

1985

- | | | | |
|---|---|----|---|
| 1 | Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi. | 10 | Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985. |
| 2 | Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985)
Helsingborgsluft. | 11 | Laurin, S., Bringfelt, B. (1985)
Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö. |
| 3 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggningar i Sofielund och Högdalen. | 12 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Sofielund. |
| 4 | Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för SUPRAs anläggningar i Köping. | 13 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Högdalen. |
| 5 | Andersson, C., Kvick, T. (1985)
Vindmätningar på tre platser på Gotland. Utvärdering nr 1. | 14 | Vedin, H., Andersson, C. (1985)
Extrema köldperioder i Stockholm. |
| 6 | Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för Ericsson, Ingelstafabriken. | 15 | Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla. |
| 7 | Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för olika plymlyft vid avfallsvärmeverket Sävenäs. | 16 | Kindell, S. Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn (koncentrations- och luktberäkningar). |
| 8 | Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985)
NO _x - och NO ₂ -beräkningar vid Vasaterminalen i Stockholm. | 17 | Laurin, S., Persson, Ch. (1985)
Beräknad formaldehydspridning och deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik. |
| 9 | Wern, L. (1985)
Spridningsberäkningar för ASEA transformers i Ludvika. | 18 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industri-kombinatet i Nynäshamn – depositions- |

- beräkningar av koldamm.
- 19 Fredriksson, U. (1985)
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
 - 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energicentralen.
 - 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för fabrikerna.
 - 22 Karlsson, K.-G. (1985)
Information från Meteosat - forskningsrön och operationell tillämpning.
 - 23 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för AB Åkerlund & Rausings fabrik i Lund.
 - 24 Färnlöf, S. (1985)
Radarmeteorologi.
 - 25 Ahlström, B., Salomonsson, G. (1985)
Resultat av 5-dygnsprognos till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
 - 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
 - 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 3/1985.
 - 2 Olsson, L.-E., Kindell, S. (1986)
Air pollution impact assessment for the SABAH timber, pulp and paper complex.
 - 3 Ivarsson, K.-I. (1986)
Resultat av byggväderprognoser - säsongen 1984/85.
 - 4 Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridnings- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning i Skövde.
 - 5 Laurin, S. (1986)
Bilavgaser vid intagsplan - Eskilstuna.
 - 6 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning vid Ryaverken i Borås.
 - 7 Laurin, S. (1986)
Luften i Avesta - föroreningsbidrag från trafiken.
 - 8 Robertson, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för bromcyan.
 - 9 Wern, L. (1986)
Extrema byvindar i Orrefors.
 - 10 Robertson, L. (1986)
Koncentrations- och depositionsberäkningar för Halmstads avfallsförbränningsanläggning vid Kristinehed.
 - 11 Törnevik, H., Ugnell (1986)
Belastningsprognoser.
 - 12 Joelsson, R. (1986)
Något om användningen av numeriska prognoser på SMHI (i princip rapporten till ECMWF).
 - 13 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 4/1985.
 - 14 Dahlgren, L. (1986)
Solmätning vid SMHI.
 - 15 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för ett kraftvärmeverk i Sundbyberg.
 - 16 Kindell, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.
 - 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
 - 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)
En klimatstudie för Arlanda stad.
 - 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige.
 - 20 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.

- 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.
- 22 Kvik, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylylyckan - En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn, SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleåverken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamnsverket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986) använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvik, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.
- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanvätehalter.
- 45 Kvik, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från syrgas- och bensenupplag inom SSAB Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tidaholm.

- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed May 15, 1984, to June, 1984, by the SMHI.
- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperaturobservationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO_x inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)
Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO₂, CO, NO_x samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987)
Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för AB Åetå- Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)
Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)
En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.
- 69 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetselement. Tillämpning på ett energiskogsområde.
- 70 Lindström, Kjell (1987)
Weather and flying briefing aspects.
- 71 Häggkvist, K. (1987)
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetselement. En koefficientbestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)
Förbättrad väderinformation i jordbruket - behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)
Aeronautic wind shear and turbulence. A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)
Parameterisering av diabatiska processer i numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)
Extrem arealnederbörd i Sverige 1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B. (1989)
Preliminär handledning för korrektion av nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)
Torv-väder. Behovsanalys med avseende på väderprognoser och produktion av bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)
Satellitmeteorologi.

- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)
Background report on air pollution situation in the Baltic states - a prefeasibility study.
IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S. (1991)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler.
- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M. (1991)
Utnyttjande av persistens i temperatur och nederbörd för vårflödesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)
Lufttemperaturen i Stockholm 1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter och urbaniseringseffekt.
Naturgeografiska Institutionen, Stockholms Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)
Normalvärden för perioden 1961-90 av globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)
Några huvuddrag i det svenska temperatur-klimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)
En jämförelse mellan automatiska och manuella fältmätningar av temperatur och nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström, C. och Laurin S. (1997).
Några huvuddrag i det svenska nederbörds-klimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)
Växthuseffekten och klimatet i Norden - en översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J., Peterson, K. (IVL)
Persson, C. Roos, E., Bergström, R. (SMHI). (1998)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)
Jämförelse mellan observationer och fält med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G. (1999)
SCANDIA – its accuracy in classifying LOW CLOUDS
- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 µm imagery for snow, cloud and sunglint discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU (Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI)
Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.

- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM₁₀ och NO₂
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av PM_{2.5} data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 - 2001
- 105 Persson, Ch. (2002)
Kvaliteten hos nederbördskemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)
Kvaliteten i uppmätta nederbördsmängder inom svenska nederbörskemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A.(2004)
Nowcasting SAF – IOP
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using weather radar data
Visiting Scientist report
- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)
Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen
Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)
UV-radiation measured in Norrköping 1983-2003.
- 115 Martin, Judit, (2004)
Var tredje timme – Livet som väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L. (2004)
NORDIC – A database for evaluation of dispersion models on the local, urban and regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M. (2004)
Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län – Beräkningar för 1999
- 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2005)
CM-SAF Validating the Cloud Top Height product using LIDAR data
- 119 Rummukainen, M. (2005)
Växthuseffekten
- 120 Omstedt, G. (2006)
Utvärdering av PM₁₀-mätningar i några olika nordiska trafikmiljöer.
- 121 Alexandersson, H. (2006)
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
- 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A., (2006)
The land-surface scheme of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3)
- 123 Omstedt, G. (2007)
VEDAIR – ett internetverktyg för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning
Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007
- 124 Persson, G., Strandberg, G., Barring, L., Kjellström, E. (2007)
Beräknade temperaturförhållanden för tre platser i Sverige – perioderna 1961-1990 och 2011-2040

- 125 Engart, M., Foltescu, V. (2007)
Luftföroreningar i Europa under framtida klimat
- 126 Jansson, A., Josefsson, W. (2007)
Modelling of surface global radiation and CIE-weighted UV-radiation for the period 1980-2000
- 127 Johnston, S., Karlsson, K-G. (2007)
METEOSAT 8 SEVIRI and NOAA Cloud Products. A Climate Monitoring SAF Comparison Study
- 128 Eliasson, S., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2007)
Prototyping an improved PPS cloud detection for the Arctic polar night
- 129 Trolez, M., Karlsson, K-G., Johnston, S., Albert, P (2008)
The impact of varying NWP background information on CM-SAF cloud products
- 130 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2008)
Total ozone from zenith radiance measurements. An empirical model approach
- 131 Willén, U (2008)
Preliminary use of CM-SAF cloud and radiation products for evaluation of regional climate simulations
- 132 Bergström, R (2008)
TESS Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures Part 2:
Exposure of the European population to atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm
- 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G., Engardt, M (2008)
Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv
- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarier
- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning. Tillämpningar av SIMAIR ved för några kommuner
- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2009)
Measurements of total ozone 2006-2008
- 137 Andersson, S., Omstedt, G (2009)
Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen.
Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005
- 138 Wern, L., Bärring, L (2009)
Sveriges vindklimat 1901 – 2008
Analys av förändring i geostrofisk vind
- 139 Wern, L., German, J (2009)
Korttidsnederbörd i Sverige, 1995 - 2008



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 NORRKÖPING
Tel 011-495 80 00 Fax 011-495 80 01

ISSN 0283-7730