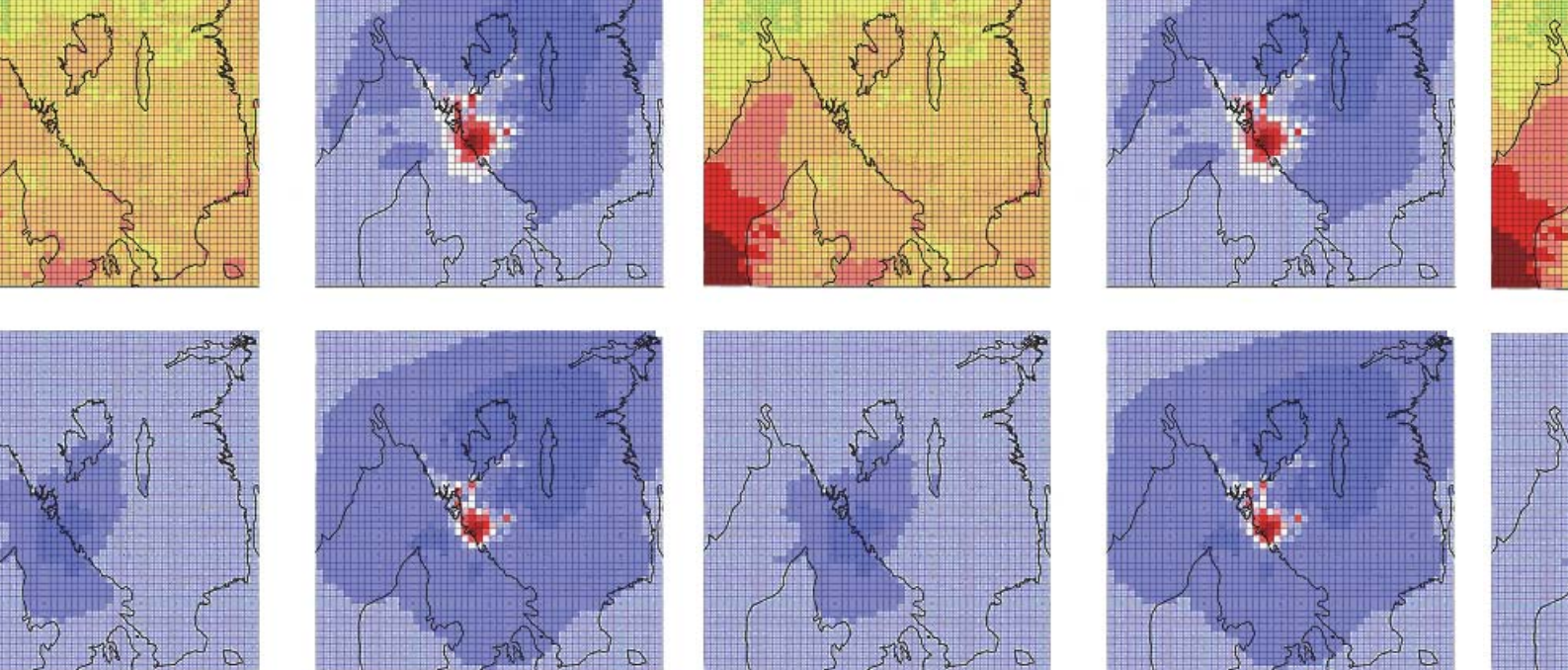
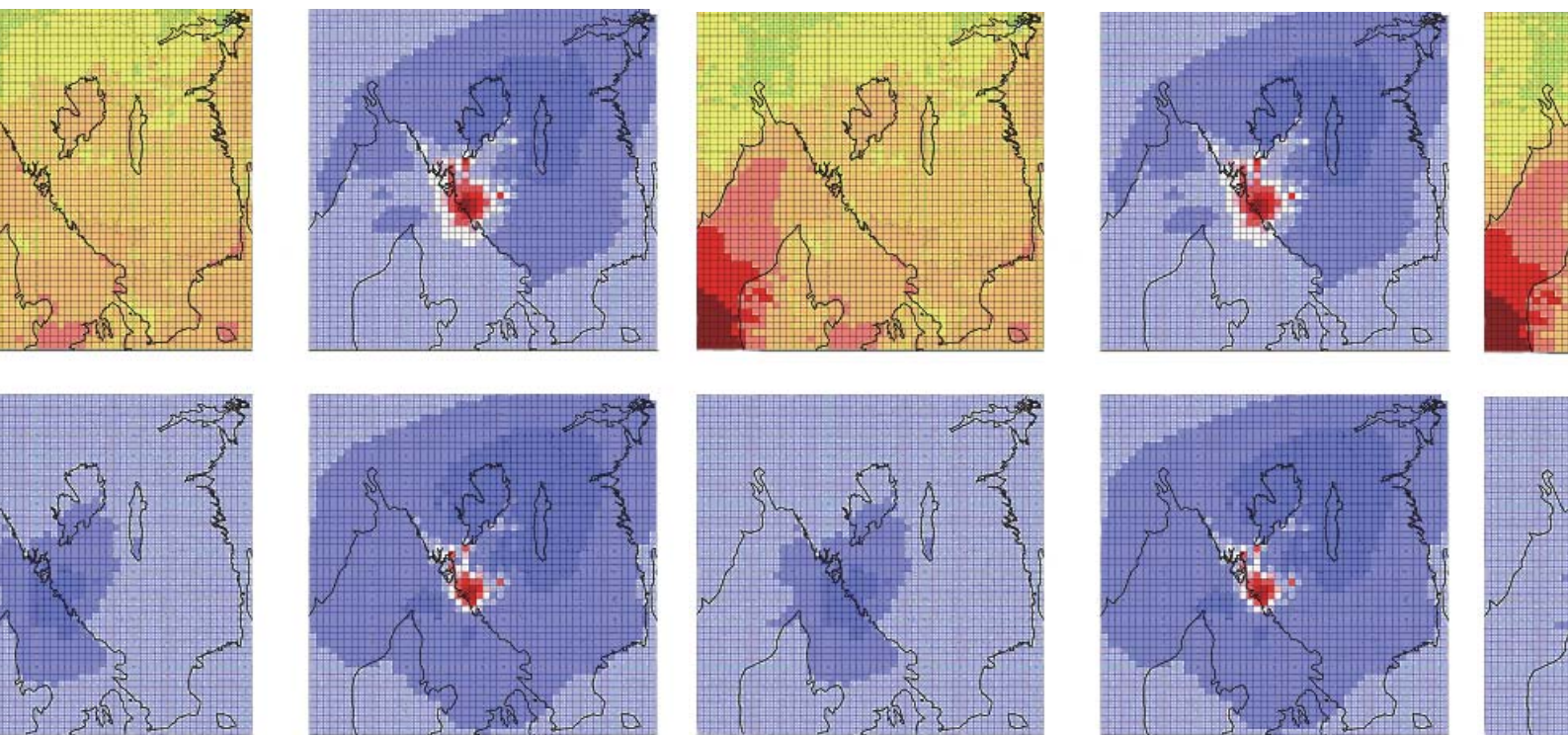




Nuläge och scenarier för inverkan på
MARKNÄRA OZON
av emissioner från Västra Götalands län
beräkningar för 1999



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN
Rapport 2004:55



Meteorologi
Nr. 117, 2004

Nuläge och scenarier för inverkan på
MARKNÄRA OZON
av emissioner från Västra Götalands län
beräkningar för 1999



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN
Rapport 2004:55



Meteorologi
Nr. 117, 2004

FÖRFATTARE Joakim Langner, Robert Bergström, Thomas Klein och Malin Skagerström
SMHI Meteorologi • 601 76 NORRKÖPING • tfn 011-495 80 00

UPPDRAGSGIVARE Länsstyrelsen i Västra Götalands län • Miljöskyddsenheten • tfn 031-60 50 00

RAPPORT Länsstyrelsen rapportserie 2004:55 • SMHI Meteorologi Nr 117, 2004

ISSN 1403-168X

TRYCK Göteborgs Länsstryckeri AB • December 2004

INNEHÅLL

Sammanfattning	1
1. Inledning	2
2. Syfte och metodik	3
3. Marknära ozon	4
3.1 Gränsvärden och nivåer i södra Sverige.....	4
3.2 Bildning av marknära ozon.....	5
3.3 Atmosfärskemiska reaktioner.....	6
4. Modellsystemet MATCH	8
4.1 MATCH modellbeskrivning.....	8
4.1.1 Atmosfärisk transport.....	8
4.1.2 Emissioner.....	9
4.1.3 Fotokemiskt beräkningsschema.....	9
4.1.4 Fysiografi (markanvändning).....	9
4.1.5 Deposition.....	9
4.2 Något om osäkerheten i beräkningarna.....	10
5. Utsläppsdata	11
6. Meteorologiska data	13
7. Atmosfärkemiska mätningar	13
7.1 Mätningar av ozon i bakgrundsluft.....	13
8. Resultat	14
8.1 Jämförelser med uppmätta halter av ozon i bakgrundsluft för basfallet.....	14
8.1.1 Jämförelser mellan beräknade och maximala dygnsvärden av ozon i bakgrundsluft för basfallet.....	15
8.1.2 Jämförelser mellan beräknade och uppmätta överskridanden av 120 µg/m ³ (60 ppb(v)) ozon i bakgrundsluft för basfallet.....	15
8.1.3 Jämförelser mellan beräknade och uppmätta värden för AOT40 för ozon i bakgrundsluft för basfallet.....	15
8.1.4 Sammanfattning av jämförelser.....	16
8.2 Påverkan på ozonhalter från Västra Götalands läns emissioner.....	17
8.2.1 Påverkan på medelhalten av marknära ozon under april-september 1999.....	17
8.2.2 Påverkan på timvisa halter av marknära ozon under april-september 1999.....	17
8.2.3 Påverkan på dygnsmaximum av ozonhalten.....	18
8.2.4 Påverkan på överskridanden av 120 µg/m ³ (60 ppb(v)).....	19
8.2.5 Påverkan på ackumulerad ozonbelastning, AOT40.....	19
8.2.6 Ackumulerad produktion av ozon.....	20
8.3 Slutsatser.....	20
9. Några synpunkter på framtida studier av marknära ozon	22
Referenser	23
Bilaga I och Figurer (i separat pdf-fil, 3 Mb).....	25

SAMMANFATTNING

SMHI har på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län studerat hur olika scenarier för reducerade NO_x och VOC-utsläpp från Västra Götaland påverkar fördelningen av marknära ozon över södra Sverige. Studien har utnyttjat den atmosfärkemiska spridningsmodellen MATCH (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry model). Modellen har först applicerats över hela Europa för år 1999 med aktuella emissioner. Resultaten från dessa beräkningar har sedan kopplats till en högupplöst modell, MATCH-O-län, som täcker södra Sverige.

Beräkningar med MATCH har genomförts för ett nuläge (basfall) med utsläppsdata för år 2000/2001 och tre scenarier där utsläppen har reducerats. Scenarier med reduktion av NO_x och VOC-utsläppen från Västra Götalands län med 45 respektive 44% var för sig respektive sammantaget har studerats. För basfallet har jämförelser gjorts med mätningar av marknära ozon i området för år 1999. Med utgångspunkt från dessa jämförelser bedömer vi att MATCH ger en tillräckligt god beskrivning av de verkliga ozonhalterna för att kunna utnyttjas för studier av scenarier.

Beräkningarna visar att utsläppen från Västra Götaland har en signifikant påverkan på halterna av marknära ozon i södra Sverige. Reducerade utsläpp leder generellt till reducerade halter av marknära ozon i södra Sverige och lägre värden för olika mått på kritiska nivåer av halten av marknära ozon. Effekterna av reducerade utsläpp berör inte bara närområdet utan täcker ett område som är flera gånger större än det område där utsläppen har ändrats.

I området närmast Göteborg leder emellertid reducerade NO_x-utsläpp till ökade halter av ozon. Denna effekt är mindre vid en samtidig reduktion av NO_x och VOC.

Bortsett från området med stora NO_x-utsläpp i västra delen av Västra Götaland så är reduktioner av NO_x effektivare när det gäller att reducera halterna av marknära ozon än reduktion av VOC-utsläpp. Reduktion av NO_x-utsläpp är mer än sju gånger effektivare än reduktion av VOC-utsläpp när det gäller att reducera bildningen av ozon inom modellområdet för MATCH-O-län under perioden april-september 1999.

Reducerade utsläpp av NO_x och VOC från Västra Götaland beräknas, i större delen av länet, leda till en viss minskning av antalet dagar med 8-timmars medelhalter som överskrider 120 µg/m³ (60 ppb(v)) under sommarperioden april-september. Reducerad NO_x-utsläpp förväntas dock leda till ett ökat antal dagar med överskridanden i Göteborgsområdet.

Reducerade utsläpp från Västra Götaland leder till en reduktion av AOT40¹ med 0.1 ppm(v) h över en stor del av södra Sverige under perioden maj-juli. Den

maximala reduktionen överstiger 0.5 ppm(v) i enstaka beräkningsrutor. För perioden april-september reduceras AOT40 med mer än 0.1 ppm(v) h i en större del av södra Sverige och en reduktion med mer än 0.5 ppm(v) h beräknas för en stor del av Västra Götaland.

1. INLEDNING

SMHI har successivt utvecklat ett modellsystem för simulering av regional spridning och bildning av luftföroreningar, som benämns MATCH (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry model) [1]. MATCH-systemet kan tillämpas för flera olika skalor och problemställningar. En modell som täcker Sverige och angränsande havsområden (Sverigemodellen) utnyttjas sedan 1994 inom den nationella miljöövervakningen [2].

Inom ramen för det generella MATCH-systemet har ett antal mer högupplösta studier gjorts för enskilda mindre områden (län) i Sverige inklusive Västra Götaland och Halland [3]. De föroreningskomponenter som inkluderas i dessa tillämpningar av MATCH är olika former av oxiderat svavel (SO_x -svavel), oxiderat kväve (NO_x -kväve) och reducerat kväve (NH_x -kväve).

Inom MATCH-systemet finns också en mer fullständig fotokemisk modell. Syftet med denna är att beskriva bildning av marknära ozon på ett realistiskt sätt. De kemiska processerna för svavel och oxiderat och reducerat kväve finns med även i denna modellversion. Modellen tillämpas på Europaskala, för dagliga prognoser av bl.a. marknära ozon. Den fotokemiska modellen kan också tillämpas med högre upplösning över ett begränsat område för att studera ozonbildning från lokala utsläpp mer i detalj. Det är en sådan studie som presenteras här.

Olika tillämpningar av MATCH-systemet har presenterats i flera rapporter och vetenskapliga publikationer. En uppdaterad lista med publikationer rörande MATCH finns på SMHI:s hemsida

(www.smhi.se/sgn0106/if/FoUl/en/models/match/match_publications.html)

Denna studie avser i första hand marknära ozon. En liknande men mer begränsad studie av marknära ozon har gjorts för Skåne och Sjöland [4]. Utvärderingar av MATCH-modellens resultat för marknära ozon på Europaskala finns presenterade i [5-9].

¹ AOT40 (Accumulated Ozone exposure over Threshold 40 ppb(v)) är ett mått på ackumulerad ozonbelastning.

Definition:
$$\int_{t=0}^{t=T} \max(c(\text{O}_3) - 40 \text{ ppb(v)}, 0) dt$$

där $\max(x, 0) = x$ om $x > 0$, $\max(x, 0) = 0$ om $x < 0$

1 ppb(v) = 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

2. SYFTE OCH METODIK

Syftet med denna studie är att:

- Uppskatta påverkan på marknära ozon av mänskliga utsläpp av kväveoxider (NO_x) och kolväten (VOC) från Västra Götalands län.
- Uppskatta hur påverkan förändras vid olika scenarier för hur utsläppen förändras.
- Jämföra modellberäkningarna med regionala miljöövervakningsmätningar i och omkring Västra Götaland och andra tillgängliga mätningar i området.

Studien bygger på en kombination av modellberäkningar med MATCH över hela Europa med 44x44 km horisontell upplösning och beräkningar med högre horisontell upplösning, 11x11 km, över ett område som täcker en stor del av södra Sverige centrerat kring Västra Götaland. Modellområden visas i Figur 1. Modellerna kopplas så att resultaten från Europamodellen levererar indata på randen till modellen för Västra Götaland, s.k. nästling av modeller. MATCH-Europa har körts för perioden Mars-September 1999 för ett basfall med samtliga emissioner i modellområdet inkluderade. Den högupplösta modellen (MATCH-O-län) har körts för följande fyra fall²:

- **Nuläge** – Nuläge för marknära ozon
- **Scenario 1** – Effekten av en minskning av utsläppen av NO_x från Västra Götaland med 45%
- **Scenario 2** – Effekten av en minskning av utsläppen av VOC från Västra Götaland med 44%
- **Scenario 3** – Effekten av en minskning av utsläppen av både NO_x och VOC från Västra Götaland med 45 respektive 44%

Beräkningarna har genomförts för sommarperioden (mars-september 1999) vilket är den period då förhöjda ozonhalter normalt uppträder. Resultaten från ”Nuläget” har använts för jämförelser med uppmätta halter av olika föroreningar. Skillnaden mellan nuläget och de tre scenarierna visar påverkan av de antropogena emissionerna NO_x och VOC från Västra Götalands län på halten av marknära ozon.

² I samtliga fyra fall har randvärden tagits från basfallets MATCH-Europa beräkning.

3. MARKNÄRA OZON

3.1 Gränsvärden och nivåer i södra Sverige

Marknära ozon har negativa hälsoeffekter och är skadligt för växter. Under sommarhalvåret överskrids relativt ofta de halter av ozon som anses ge skadliga effekter på växter i Sverige. Även WHO:s riktvärde (från 2000) för skydd av allmänhetens hälsa överskrids under vissa perioder i södra Sverige enligt tillgängliga mätningar. Gällande gränsvärden för marknära ozon redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Gällande gränsvärden för marknära ozon inom Sverige och EU (Directive 2002/3/EC related to ozone in ambient air [10]) samt riktvärden publicerade av Världshälsoorganisationen, WHO [11]

EU	Halt som ej ska överskridas på grund av risk för <i>hälsoeffekter</i>	120 µg/m ³ som medelvärde under 8 timmar
	Halt som innebär skyldighet att <i>informera</i> allmänheten	180 µg/m ³ som timmedelvärde
	Halt som innebär skyldighet att <i>varna</i> allmänheten	240 µg/m ³ som timmedelvärde för tre på varandra följande timmar
WHO	Skydd av allmänhetens hälsa	Max ozonkoncentration, som 8h-medelvärde: 120 µg/m ³
	Skydd av grödor mot 5% skördebortfall	AOT40 ^a för perioden maj-juli (endast dagsljus-timmar) < 3 ppm h
	Skydd av grödor mot 10% skördebortfall	AOT40 ^a för perioden maj-juli (endast dagsljus-timmar) < 6 ppm h
	Skydd av naturlig vegetation	AOT40 för perioden maj-juli (endast dagsljus-timmar) < 3 ppm h
	Skydd av träd (skogar)	AOT40 för perioden april-september (endast dagsljus-timmar) < 10 ppm h

^a AOT40 (Accumulated Ozone exposure over Threshold 40 ppb(v)) är ett mått på ackumulerad ozonbelastning. 1 ppb(v) = 2 µg/m³

Definition:
$$\int_{t=0}^{t=T} \max(c(O_3) - 40 \text{ ppb(v)}, 0) dt$$

där $\max(x, 0) = x$ om $x > 0$, $\max(x, 0) = 0$ om $x < 0$

De senaste åren har antalet dagar med överskridanden av gränsvärdet för hälsoeffekter (120 µg/m³ som 8h-medelhalt [11]) varierat kraftigt i södra Sverige. För åren 1998-2003 har antalet varit mellan 2 och 29 dagar för de fyra mätstationerna Vavihill (Skåne), Rörvik/Råö (Halland), Norra Kivik (Kalmar län) och Aspvreten (Södermanland), som ingår i övervakningssystemet för marknära ozon i Sverige [12].

Det bör påpekas att senare års forskning kring ozonets hälsopåverkan tyder på att ozon är skadligt även vid låga halter (se WHO:s rapporter [13]). I framtiden

kommer hälsoeffekter av ozon att utvärderas med det lägre tröskelvärdet 35ppb(v), för maximal 8h-medelhalt per dygn. Hälsopåverkan relateras till indikatorn SOMO35 (sum of means over 35)³.

WHOs riktvärden för skydd av grödor och naturlig vegetation (AOT40 < 3000 ppb h för maj-juli) har överskridits vid de fyra stationerna samtliga år 1999-2003 (under 1998 överskreds gränsvärdet endast vid Rörviks station). Graden av överskridande har varierat. För stationerna Rörvik/Råö har AOT40, för maj-juli, varierat från ca 3600 ppb h (1998) till ca 9400 ppb h (2002). Detta innebär att marknära ozon har orsakat omfattande skador på grödor och naturlig vegetation i södra Sverige under de senaste åren.

Det nu gällande EU-direktivet för marknära ozon [10] lägger fast mål för framtida ozonhalter i Europa. Målet för år 2010, för skydd av växtlighet, är att AOT40 ej ska överstiga 9000 ppb h (som medelvärde över fem år). För skydd av människors hälsa är målet att antalet dagar med överskridanden av gränsvärdet för hälsoeffekter ska vara högst 25 per kalenderår (som medelvärde över tre år). Dessa mål uppfylls i dagsläget i Sverige.

EU-direktivet innehåller också mer långsiktiga mål (uppfyllda omkring år 2020). AOT40 för maj-juli ska då vara maximalt 3000 ppb h. För skydd av människors hälsa är målet att *inga* överskridanden av gränsvärdet för hälsoeffekter ska ske, dvs den maximala 8h-medelhalten av ozon ska inte överskrida 120µg/m³.

För att nå de långsiktiga målen kommer kraftiga reduktioner av NO_x- och VOC-emissionerna i Europa att krävas. Enligt Göteborgsprotokollet från 1999 till CLRTAP (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution)[14] åtar sig Sverige att till 2010 reducera NO_x-utsläppen till 148 000 ton/år, vilket jämfört med utsläppen 2000 innebär en reduktion med ca 40%.

3.2 Bildning av marknära ozon

Utsläpp av kväveoxider och organiska ämnen ger under inverkan av solljus upphov till bildning av marknära ozon och andra fotokemiska oxidanter.

Processerna som ger upphov till ozonbildning sker endast dagtid och är effektivast vid stark solinstrålning och höga temperaturer. Detta medför att kolväten och NO_x som emitteras vid förhållanden med svag solinstrålning kan transporteras relativt långt innan ozonbildning hinner ske. Förhöjningar av ozonhalten kan därför uppkomma på ganska stort avstånd från ett utsläppsområde. Dessutom kan ozon transporteras långa sträckor innan det lämnar atmosfären genom deposition på mark och vegetation eller bryts ner genom kemiska reaktioner. Ozonbildning är därför i första hand ett *regionalt* problem snarare än ett lokalt problem.

³ SOMO35 beräknas som summan av dygnsmaxima av 8h-medelhalt av ozon, som överskrider 35ppb(v). Enhet: ppb dagar. Endast de dagar där 8h-medelhalten någon gång överskrider 35ppb(v) bidrar till SOMO35 och endast halten över 35ppb(v) adderas. Ex. om ett dygns maximala 8h-medelhalt är 37ppb(v) så bidrar dygnet med 2 ppb dagar till SOMO35. SOMO35 ska beräknas för hela året, till skillnad från AOT-värden, som ofta beräknas för endast sommarhalvåret eller en växtsäsong.

Nära lokala utsläpp kan reaktioner mellan emitterad kväveoxid och ozon, speciellt under den mörka delen av dygnet och vintertid, leda till en sänkning av ozonhalterna och en motsvarande ökning av kvävedioxidhalten.

En mycket stor del av det marknära ozonet i Sverige har sitt ursprung i mer förorenade delar av Europa eller kommer från högre lager i atmosfären där ozonhalterna är högre än vid marken.

3.3 Atmosfärskemiska reaktioner

Marknära ozon (O_3) bildas genom reaktioner mellan syremolekyler (O_2) och fria syreatomer (O).



Fria syreatomer bildas i den marknära delen av atmosfären genom fotolytisk sönderdelning av kvävedioxid (NO_2) eller ozon.



($h\nu$ symboliserar en foton)

Eftersom reaktion (3) inte kan ge upphov till någon nettobildning av ozon så är kvävedioxid en nödvändig komponent för bildning av ozon nära marken. Dessutom behövs solljus för att driva den reaktion som spjälkar av en syreatom från NO_2 .

Största delen av emissionen av kväveoxider (NO_x) utgörs normalt av kvävemoxid (NO). Denna kan oxideras till kvävedioxid genom olika reaktioner i atmosfären. NO reagerar till exempel snabbt med ozon och bildar NO_2 och syremolekyler.



Utsläppt NO_x växlar form från NO till NO_2 och tillbaka via ett cykliskt reaktionsförlopp (reaktionerna (1),(2) och (4)). Några minuter efter utsläpp brukar man kunna anta att ett jämviktstillstånd råder mellan halterna av NO , NO_2 och O_3 . Proportionerna mellan de tre ämnena är beroende av bland annat ljusintensiteten och temperaturen.

Om all kvävedioxid bildas genom reaktion (2) sker ingen nettoproduktion av ozon eftersom lika mycket ozon förbrukas i reaktion (4) som bildas i reaktion

(1). NO kan dock oxideras till NO₂ genom reaktioner med andra ämnen än ozon, till exempel peroxiradikaler (RO₂, där R kan vara antingen en väteatom eller ett kolväte):



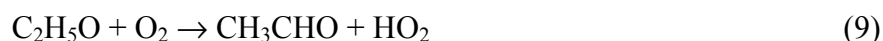
Atmosfärisk nedbrytning av organiska ämnen leder till bildning av peroxiradikaler. Ett exempel på en sådan reaktion är den mellan etan (C₂H₆) och hydroxylradikaler (OH):



Första reaktionssteget består i att en OH-radikal spjälkar av en väteatom från etan varvid en etylradikal (C₂H₅) och en vattenmolekyl (H₂O) bildas. Etylradikalen reagerar sedan mycket snabbt med en syremolekyl och bildar en etylperoxiradikal (C₂H₅O₂). Om NO finns tillgängligt kan etylperoxiradikalen oxidera denna till kvävedioxid:



Etoxyradikalen (C₂H₅O) reagerar snabbt med en syremolekyl och då bildas acetaldehyd (CH₃CHO) och en väteperoxiradikal (HO₂):



HO₂-radikalen kan i sin tur oxidera ännu en NO-molekyl till NO₂:



Den fortsatta nedbrytningen av acetaldehyden kan leda till ytterligare bildning av peroxiradikaler genom flera olika reaktionsvägar (se bilaga 1).

Andra organiska föreningar som släpps ut bryts ner kemiskt i atmosfären på liknande sätt som etan och dessa processer kan, i kombination med fotokemisk omvandling av kväveoxider, leda till bildning av marknära ozon.

Den mängd ozon som ett utsläpp av kolväten och NO_x verkligen ger upphov till är starkt beroende av vädersituationen och av halten OH-radikaler i luften. Under vinterhalvåret är halten av OH-radikaler låg på grund av låg fotokemisk aktivitet. Detsamma gäller även sommartid under nätterna.

Under vinterhalvåret (oktober - mars) förväntas utsläppen från Västra Götalands län inte leda till ozonbildning i någon väsentlig omfattning. Snarare leder utsläpp av NO under vintern till sänkningar av ozonhalten i, och i närheten av, utsläpps-områden. Vintertid är halten av marknära ozon i allmänhet låg och den beror i första hand på storskalig transport, bland annat från stratosfären, och inte på lokal fotokemisk bildning via NO_x -kolväte-reaktionskedjor. Därför har endast sommarperioden (april - september) studerats.

4. MODELLSYSTEMET MATCH

I det inledande avsnittet gavs en kort bakgrund till den numeriska spridningsmodellen MATCH och de olika modellversionerna; modellen på Europaskala för marknära ozon, den relativt storskaliga Sverigemodellen och de mer högupplösta länsmodellerna, som hittills tagits fram för olika områden i Sverige. Av Figur 1 framgår det modellområde med 44×44 km beräkningsrutor som har använts för MATCH-Europa. I höjddled görs en indelning av atmosfären i ett antal skikt från markytan upp till ca 6 km. Antalet skikt i den aktuella tillämpningen är 14. Nedan ges en översiktlig beskrivning av MATCH-modellen. En relativt fullständig beskrivning av den fotokemiska modellen ges i [5]. Där redovisas även modellparametrar såsom depositions hastigheter, uttvättningskoefficienter och kemiska randvärden. En del ändringar har emellertid införts i modellen sedan publiceringen av [5] och dessa kommenteras nedan. En detaljerad beskrivning av själva spridningsmodellen finns redovisad i [1,15].

4.1 MATCH modellbeskrivning

Den grundläggande spridningsmodellen MATCH, som ligger till grund för såväl Europamodellen, Sverigemodellen, som länsmodellerna, är en tredimensionell Eulersk spridningsmodell. MATCH inkluderar fysikaliska och kemiska processer som styr utsläpp, atmosfärisk transport och spridning, kemisk omvandling samt våt- och torrdeposition⁴ av olika föroreningar i luft. De modellberäkningar som redovisas här har utförts med Version 4.4.0 av MATCH.

4.1.1 Atmosfärisk transport

Den horisontella advektionen beräknas genom att man använder ett fjärde ordningens flödeskorrektionschema [16, 17]. Schemat utnyttjar polynomanpassning av koncentrationsfältet mellan närbelägna gridpunkter för att simulera det advektiva flödet genom gränsytorna mellan intilliggande gridboxar.

Den vertikala advektionen beräknas genom att man utnyttjar ett andra ordningens schema. Den vertikala turbulenta omblandningen i gränsskiktet beskrivs med en vertikal turbulent diffusionskoefficient, K_z , som varierar med höjden. För det konvektiva fallet beräknas K_z genom en bestämning av omsättningstiden för hela

⁴ Med torrdeposition avses direkt upptag på mark, vatten och vegetation. Våtdeposition avser nedfall via nederbörd.

gränsskiktet baserad på similaritetsteori. För de neutrala och stabila fallen används en formulering utvecklad för väderprognosmodeller [18].

För att kunna genomföra beräkningar med MATCH krävs en mängd meteorologiska indata för den period man vill simulera. För varje gridpunkt och vertikalnivå interpoleras dessa data till timvisa värden. Det övergripande tidssteget i spridningsmodellen är 5-15 minuter, men vissa beräkningar, som t ex delar av de kemiska processerna, görs med kortare tidssteg.

4.1.2 Emissioner

Föroreningsemissionerna kan i modellen specificeras både som yt- och punktkällor med tidsupplösningen en timme. Emissionernas variation i tiden kan specificeras med hjälp av olika tidsfunktioner, alternativt kan timvisa emissioner läsas direkt från en emissionsdatabas, till exempel SMHI-Airviro. I de simuleringar som redovisas här har tidsvariationer och utsläppshöjder kopplats till den sektor (trafik, industri, uppvärmning etc.) som emissionen kommer ifrån. För behandlingen av emissionerna se vidare under avsnitt 5.

4.1.3 Fotokemiskt beräkningsschema

Den kemiska mekanismen bygger i huvudsak på EMEP⁵ MSC-W-modellkemin [19, 20] och inkluderar ca 130 termiska och fotokemiska reaktioner mellan 60 olika kemiska komponenter. Modellkemin är konstruerad för att ge en god beskrivning av ozonbildningen både vid låga och höga NO_x-halter. Kemimekanismen redovisas i detalj i Bilaga 1.

4.1.4 Fysiografi (markanvändning)

För MATCH finns databaser avseende topografi, markskrovlighet och fysiografi. Fysiografidatabasen innehåller information om markanvändningen i varje beräkningsruta uppdelat i ett antal klasser. I denna tillämpning har en indelning med 4 klasser använts: vattenyta, öppen mark utan vegetation, öppen mark med vegetation och skog. Andra tillämpningar av MATCH (t ex Sverigemodellen) utnyttjar en mer detaljerad beskrivning av markanvändningen med 10 klasser. Det depositionsschema som använder fler klasser är emellertid inte fullt utprovat på Europaskala och vi har därför valt ett schema med färre klasser för denna studie. Fysiografin utnyttjas för beräkning av turbulensen, för beräkning av torrdepositionen av föroreningar samt även för beräkningen av biogena utsläpp av kolvätet isopren. I det senare fallet görs en ytterligare indelning av andelen skog i olika trädslag. I Figur 2 visas hur klasserna skog och låg vegetation fördelar sig över Europa och över modellområdet för MATCH-O-län.

4.1.5 Deposition

Den beräknade våtdepositionen av de olika ämnena är proportionell mot nederbördsintensiteten och en ämnesspecifik uttvättningskoefficient. Uttvättningen med nederbörden är i hög grad beroende av vilket ämne som avses. Torrdepositionen är proportionell mot koncentrationen i lägsta modellnivå och en ämnes-

⁵ EMEP, "Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe", är ett europeiskt samarbetsprojekt för studier av långväga föroreningstransport. Se www.emep.int.

specifik torrdepositionshastighet. Eftersom det lägsta modellskiktet har en tjocklek på ca 60 m, görs en transformering av torrdepositionens flödesberäkning till mitten på detta skikt genom att man utnyttjar similaritetsteorin för det atmosfäriska ytskiktet.

De parametervärden avseende sänkprocesserna (torrdeposition och våtdeposition) som har utnyttjats har hämtats från en rad aktuella publikationer och redovisas i [7]. Modellen innehåller information om markytans fysiografi och en beskrivning av sänkprocessernas variation under året och under dygnet samt vid olika väderförhållanden och olika nederbördsintensitet. Därmed fås en stor variation i värdena för depositions-hastighet och uttvättningskoefficient för varje ämne som studeras. Så kan t ex torrdepositionshastigheten för ozon variera från 0 (över vatten) till 1.0 cm/s (över land vid kraftig turbulens under sommardagar). Liknande variationer förekommer även för andra ämnen.

4.2 Något om osäkerheten i beräkningarna

MATCH-systemet utnyttjar en mängd indata vid beräkningarna av halter och deposition av olika föroreningar. Detta gör det mycket svårt att precisera osäkerheten i de olika resultat som erhålls. Rent allmänt kan dock sägas att osäkerheten i de slutresultat som presenteras beror på osäkerheten i:

- de teoretiska formuleringarna i MATCH-modellen
- meteorologiska indata till modellen
- emissionsdata för Västra Götaland och Sverige samt övriga Europa
- utnyttjade värden för depositionsparametrar och markanvändningsdata
- utnyttjade värden för reaktionshastigheter och randvärden av kemiska komponenter

Det enklaste sättet att bedöma osäkerheten i beräkningarna är att, så långt det är möjligt, jämföra beräkningsresultat med observationer, vilket har gjorts för halter i luft och för våtdeposition för ett antal av de kemiska komponenter som beräknas i modellen [5-9].

Vid en sådan jämförelse måste man dock vara medveten om att osäkerheter också kan finnas i dessa mätdata eller i deras representativitet på den skala som modellsystemet beskriver. MATCH-Europa modellen har en horisontell upplösning på 44x44 km och MATCH-O-län 11x11 km och lägsta skiktet är ca 60 m tjockt. Det innebär att de beräknade depositionsvärdena avser ytmedelvärden över 1936 km² respektive 121 km² och de beräknade halterna i marknära luft avser ett volymsmedelvärde över motsvarande yta och en vertikal utsträckning på 60 m. För att ta hänsyn till den vertikala gradienten i halter av ämnen som tas upp vid markytan har halterna på 3 m höjd uppskattats med hjälp av profilfunktioner, som bygger på similaritetsteori.

Resultat från jämförelser med mätdata inom och i närheten av Västra Götaland presenteras i avsnitt 7.1.

5. UTSLÄPPSDATA

Modellen kräver indata i form av emissioner av SO₂, NO_x, CO, NH₃ och VOC (flyktiga organiska ämnen). VOC-emissionen är given som totalt antropogent utsläpp av flyktiga organiska föreningar (utom metan). I beräkningsmodellen används en uppdelning av detta utsläpp på ett tiotal ämnen. Dessa används i den kemiska mekanismen för att representera det stora antal olika organiska föreningar, som egentligen släpps ut (se Bilaga 1). Förutom antropogent utsläppta VOC behandlar modellen även utsläpp från växter av det reaktiva kolvätet isopren (C₅H₈).

Modellberäkningarna på Europaskala kräver utsläppsdata för hela Europa och emissionsdata rapporterade under Luftvårdskonventionen och sammanställda inom EMEP har därför utnyttjats som indata för MATCH-Europa. Länderna inom Luftvårdskonventionen rapporterar årligen nationella emissioner och vart femte år även geografisk fördelning (50x50 km) av emissioner. Den senaste informationen om geografisk fördelning gäller för år 2000 och denna information har använts här [21,22]. Fördelningen av emissionerna över Europa redovisas i Figur 3. De samlade utsläppen för hela Europa redovisas i Tabell 2.

För beräkningarna med högre upplösning krävs mer detaljerade emissionsdata för Sverige. Samma emissionsdata som används i MATCH-Sverige inom miljöövervakningen (Sverigemodellen) har utnyttjats här. Dessa data är framtagna inom ramen för SMED (Svenska Miljöemissionsdata, www.smed.se) och är konsistenta med de data som har rapporterats till Luftvårdskonventionen. Från SMED har emellertid data för 2001 använts eftersom dessa har bedömts hålla en högre kvalitet än för år 2000.

Utsläppen från raffinaderier i de data som redovisas av SMED för 2001 har visat sig innehålla en del brister. I denna studie har därför raffinaderiernas bidrag i Västra Götaland korrigerats med utgångspunkt från information från Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Fördelningen av emissionerna över modellområdet för MATCH-O-län redovisas i Figur 4. De samlade utsläppen för Västra Götaland och för Sverige redovisas i Tabell 3.

Förutom NO_x, SO₂ och VOC används även utsläpp av CO och NH₃. Högupplösta emissioner av CO fanns inte tillgängliga från SMED. Istället har emissionerna från EMEP på 50x50 km rutnät använts även för MATCH-O-län. Även emissioner av NH₃ har tagits från EMEP. Denna förenkling bedöms ha en obetydlig påverkan på bildningen av marknära ozon inom modellområdet för MATCH-O-län.

Tre scenarier har konstruerats med utgångspunkt emissionerna i Tabell 3 genom att reducera emissionerna från Västra Götaland med olika andelar. Scenario 1 innebär en reduktion av utsläppen av NO_x med 45%. Scenario 2 innebär en reduktion av utsläppen av VOC med 44% och Scenario 3 innebär en samtidig reduktion av utsläppen av NO_x med 45% och av utsläppen av VOC med 44%.

Tabell 2. Årliga emissioner från Sverige och övriga Europa som har använts i basfallet med MATCH-Europa. Utsläppen gäller för 2000 och är hämtade från <http://www.emep.int>. Biogena emissioner av C₅H₈ har beräknats timvis i MATCH utgående från meteorologiska och fysiografiska data. Enhet: tusental ton som SO₂, NO₂, CO, VOC och C₅H₈-C.

Kemisk komponent	Sverige	Övriga Europa	Summa
SO ₂	58	21 352	21 410
NO _x	252	20 936	21 188
VOC	304	16 714	17 018
CO	830	61 336	62 167
NH ₃	57	6 542	6 599
C ₅ H ₈	-	-	4 000

Tabell 3. Årliga emissioner av SO₂, NO_x och VOC för Västra Götaland och Sverige som har använts i MATCH-O-län. Värdena bygger på data från den internationella rapporteringen till CLRTAP för 2001 men har uppdaterats avseende emissioner från raffinaderier.

Sektor	Västra Götalands län (ton/år)			Sverige (ton/år)		
	SO ₂	NO _x [*]	VOC	SO ₂	NO _x [*]	VOC
Stationär förbränning [#]	6607	7307	20 990	37 879	47 233	99 836
Industriprocesser	437	995	3 415	16 590	13 320	14 299
Vägtrafik	79	17 798	12 467	460	104 599	71 930
Arbetsmaskiner	10	9 636	3 453	84	67 631	29 398
Övriga mobila källor ⁺	54	1 266	4 452	885	16 052	25 982
Lösningsmedel			12 249			59 803
Summa	7 187	37 002	57 026	55 898	248 835	301 248

*Räknat som NO₂. #Inklusive utsläpp från raffinaderier. ⁺Inkluderar emissioner från inrikes sjöfart som har bunkrat i Sverige.

6. METEOROLOGISKA DATA

Som meteorologiska indata till MATCH-Europa används analyser och korta prognoser beräknade med den numeriska väderprognosmodellen HIRLAM (High Resolution Limited Area Model). HIRLAM utnyttjas vid SMHI, och i de övriga nordiska länderna, för operationella väderprognoser upp till 48 timmar. Väderdata finns tillgängliga för var tredje timme och innefattar bland annat horisontell vind, temperatur och fuktighet på olika nivåer samt tryck, molnighet och nederbörd.

Beräkningarna i den här studien avser perioden mars - september 1999. Några kommentarer kring väderåret 1999 för södra Sverige kan därför vara av intresse.

Hela året var mildare än normalt och årsnederbörden var upp till 50% större än normalt i sydvästra Sverige. April var mycket varmare än normalt med temperaturöverskott på 2-3 grader i södra Sverige och även stora överskott i nederbörd. I maj och juni var temperaturerna något under de normala och nederbörden var större än normalt särskilt i sydvästra Sverige i juni som var en av de regnigaste junimånaderna någonsin. Juli, augusti och september var varmare än normalt. Särskilt varmt var det i september med temperaturöverskott på 3-4 grader i hela södra Sverige vilket är unikt. Nederbörden var mindre än normal i juli, större än normal i augusti och nära normal i september.

7. ATMOSFÄRISKA BERÄKNINGAR

7.1 Mätningar av ozon i bakgrundsluft

Inom modellområdet för MATCH-O-län finns tio atmosfärkemiska bakgrundstationer som rapporterar marknära ozon till EMEP. Stationernas geografiska placering visas i Figur 5. Mätningarna i Sverige drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet AB och av Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms Universitet (Aspvreten), i Danmark av Danmarks Miljöundersökelse och i Norge av Norsk institutt for luftforskning (NILU). För samtliga dessa stationer har timvärden funnits tillgängliga. Data har hämtats från EMEP Chemical Co-ordinating Centre, vid NILU. Mätningarna görs vanligen några meter över markytan. Den exakta höjden varierar från station till station.

Förutom dessa mätningar har vi haft tillgång till timvärden för marknära ozon från mätningar utförda vid Östad säteri i samarbete mellan Göteborgs Universitet och IVL. För Östad har mätdata från 1m höjd använts.

IVL har även genomfört regionala mätningar i Västra Götalands län av månadsmedelvärden av ozonhalter i marknära luft vid två mätstationer (se Figur 5). För dessa haltmätningar utnyttjades passiva provtagare. Resultaten finns redovisade av IVL i [23].

8. RESULTAT

Med MATCH har vi gjort beräkningar för ett basfall där alla utsläpp inom modellens beräkningsområde har inkluderats. För att ge en uppfattning om hur väl modellberäkningarna överensstämmer med mätningar redovisar vi först några jämförelser med mätningar för 1999 från området som täcks av MATCH-O-län.

När man bedömer modellens kvalitet är det viktigt att komma ihåg att en begränsad horisontell upplösning har utnyttjats i modellen, 11x11 km. En punktmätning ger naturligtvis en korrekt bild av halterna där mätningarna görs men den är i allmänhet inte representativ för ett område som är lika stort som modellens beräkningsrutor. Ytterligare problem med tolkningen uppstår om en mätpunkt ligger nära skärningen mellan närbelägna beräkningsrutor i modellen. För att göra en så rättvisande jämförelse som möjligt har vi valt att endast jämföra med mätningar vid bakgrundsstationer.

En annan aspekt som är viktig att notera är att flera av de mått som används som gränsvärden för marknära ozon är mycket känsliga för små variationer i halterna. Det gäller särskilt mått som utnyttjar överskridande av vissa nivåer som t.ex. AOT40 eller 8-timmars medelvärde över $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För dessa mått kan små systematiska avvikelser mellan modell och mätning leda till stora relativa förändringar i måtten. Om man som ett idealiserat exempel tar en station där modellen förutsäger en konstant halt på 41 ppb(v) under perioden maj-juli och mätningen ger en halt på 42 ppb(v). Skillnaden i medelhalt är endast 1 ppb(v) eller 2,5% medan skillnaden i AOT40 är en faktor 2 (50%). En liknande betraktelse kan göras för överskridanden av $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som 8-timmars medelvärde.

Modellen innefattar ett stort antal kemiska komponenter, men här presenteras endast resultat för ozon. Fler jämförelser med tillgängliga atmosfärkemiska mätningar över hela Europa finns redovisade i [5-9].

8.1 Jämförelser med uppmätta halter av ozon i bakgrundsluft för basfallet

Figur 6 visar en jämförelse mellan beräknade och uppmätta timhalter av ozon för stationen Östad för augusti 1999. Både modell och mätningar uppvisar en tydlig dygnsykel med höga värden dagtid och låga värden nattetid. Denna variation är typisk för landbaserade stationer sommartid och orsakas av en kombination av flera faktorer. Den fotokemiska balansen mellan NO, NO₂ och ozon förskjuts mellan dag och natt så att ozonhalten är störst dagtid. Fotokemisk bildning sker endast dagtid. Nattetid blir atmosfären stabilt skiktad, i marknära skikt, vilket leder till minskad omblandning och reduktion av ozonhalterna på grund av torrdeposition. Dagtid är omblandningen kraftigare och ozon från högre luftlager blandas ned och kompenserar förlusten på grund av torrdeposition vid markytan.

Överlagrat på dygnsvariationen finns långsamma variationer på en tidsskala av flera dygn. Dessa variationer orsakas dels av förändringar av cirkulationsmönstren i atmosfären och regional transport av ozon och ozonbildande ämnen och dels av variation i andra meteorologiska parametrar, som temperatur, luftfuktighet och molnighet. För denna period är korrelationen mellan mätningar och modellberäkningar god men modellen överskattar halterna både dagtid och nattetid.

En del av överskattningen kan förklaras av att mätningarna är gjorda på 1m höjd medan modelldata är beräknade med ett ca 60m tjockt lägsta skikt. Modellhalten på 3m höjd uppskattas med utgångspunkt från stabiliteten i gränsskiktet men denna ”nedräkning” har ganska stora osäkerheter och baseras inte på lokala förhållanden vid en viss mätpunkt utan på medelförhållanden för en hel beräkningsruta.

För att reducera datamängderna har vi valt att i det följande redovisa jämförelser för olika medelvärden och ackumulerade värden. När det gäller effekter av marknära ozon är de höga halterna särskilt intressanta. Figur 7 visar en jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsmaxima av ozonhalter för perioden april-september 1999. Resultat redovisas för stationerna Östad, Rörvik och Prestebakke. Sett över hela perioden april – september ligger modell och mätningar på samma nivå. Modellen fångar också en stor del av de variationer som kan ses i tidsserierna men även här kan stora avvikelser mellan modell och mätningar noteras för enskilda dagar och kortare perioder.

Figur 8 visar motsvarande jämförelser för dygnsmedelvärden av ozon. För Rörvik ligger värdena i nivå med mätningarna medan modellen ger för höga värden i Östad och Prestebakke speciellt under juni-september. Denna skillnad hänför sig delvis till stora skillnader mellan modell och mätningar nattetid då modellen ger högre värden än observerat. Orsaken till detta är troligtvis lokala förhållanden kring mätplatsen som modellen inte beskriver tillräckligt bra till exempel den vertikala stabiliteten.

Figur 9 visar en jämförelse mellan beräknade och uppmätta månadsmedelhalter för ozon för de regionala bakgrundsstationerna i Västra Götalands län. Modellberäkningar och mätningar ligger på ungefär samma nivå under april och maj medan modellen ger högre halter än observerat under juni - september.

8.1.1 Jämförelser mellan beräknade och maximala dygnsvärden av ozon i bakgrundsluft för basfallet

Figur 10 visar en jämförelse mellan beräknade och observerade maximala dygnsvärden för elva stationer inom modellområdet för MATCH-O-län. För de flesta stationer överskattar modellen dygnsmaximum något. Undantagen är Aspvreten och Norra Kvill.

8.1.2 Jämförelser mellan beräknade och uppmätta överskridanden av 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (60 ppb(v)) ozon i bakgrundsluft för basfallet

När det gäller hälsoeffekter finns det inom EU ett gränsvärde på 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (60 ppb(v)) ozon som 8-timmars medelvärde. Längre fram kommer vi att studera hur emissionerna i Västra Götalands län påverkar detta gränsvärde. Figur 11 visar en jämförelse mellan beräknat och observerat antal dagar gränsvärdet överskrids för elva stationer inom modellområdet för MATCH-O-län. Överensstämmelsen varierar kraftigt från station till station för detta mått. För Östad och Rörvik, i respektive strax utanför O-län, ger MATCH-modellen 6 respektive 9 dagar med överskridanden medan observationerna ger 4 respektive 7 dagar.

8.1.3 Jämförelser mellan beräknade och uppmätta värden för AOT40 för ozon i bakgrundsluft för basfallet

Effekter av marknära ozon på växter kan relateras till ackumulerad ozonbelastning. Ofta används AOT40 som ett mått på skadlig ozonpåverkan på växter.

AOT40 är ett mått på sammanlagd ozonbelastning över 40 ppb under en given tidsperiod (växstsäsong). (Definition av AOT40, se Tabell 1.)

För jordbruksgrödor används (i Europa) tidsperioden maj-juli och för skogar perioden april-september, för beräkning av AOT40. WHO har satt ett gränsvärde för AOT40 (maj-juli) på 3 ppm h för skydd av grödor i Europa. Under detta värde antages skördebortfallet, orsakat av marknära ozon, vara mindre än 5%. För skogar används gränsvärdet 10 ppm h (för perioden april-september), men vilket produktionsbortfall detta motsvarar är ej fastställt.

Överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta AOT40-värden varierar. I Figur 12 och 13 jämförs AOT40-värden framtagna utgående från mätdata och från ozonhalter beräknade med MATCH-modellen.

För stationerna Rörvik och Östad överskattar modellen AOT40 för grödor med ca 60 respektive 120%. En viss del av den stora överskattningen för Östad kan bero på att mätningarna gjorts nära marken (1m höjd). Ozonhaltens vertikala gradient kan lokalt vara mycket stor. Detta är svårt att reproducera i modellen där haltprofilerna baseras på medelförhållanden i en beräkningsruta. Dessutom är modellhalten beräknad för 3m höjd och skillnaden i AOT40 för 3m och 1m kan vara betydande. Tidigare års mätningar av ozon, på olika höjder över grödor, vid Östad har visat att skillnaden i AOT40 för 1m-nivån och 9m-nivån kan vara upp till en faktor 2 för vissa år [24]. AOT40-måttet är, som tidigare nämnts, mycket känsligt, även för relativt små skillnader i absoluta ozonhalter. För Vavihill och Frederiksborg är överskattningen av AOT40 för grödor också större än en faktor två. För Norra Kvill och Aspöreten underskattar dock modellen AOT40 något.

När det gäller AOT40 för skog (Figur 13) är överensstämmelsen mellan beräkning och observationer något bättre.

8.1.4 Sammanfattning av jämförelser

Jämförelser har gjorts mellan modellberäkningarna för basfallet och mätdata för ozon. Dessa jämförelser visar att MATCH beräknar ozonhalter som ligger väl i nivå med uppmätta halter vid bakgrundsstationer. Modellen uppvisar en variabilitet i halterna på såväl korta tidsskalor (timmar) som långa som är i nivå med vad som observeras även om överensstämmelsen för enskilda dagar eller kortare perioder är mindre god.

Modellen har en tendens att överskatta halterna för de flesta stationerna i sydvästra Skandinavien. Orsaken till detta är sannolikt en kombination av begränsningar i både modellformulering och indata.

Med utgångspunkt från jämförelserna bedömer vi att MATCH ger en tillräckligt god beskrivning av de verkliga ozonhalterna för att kunna utnyttjas för studier av scenarier.

8.2 Påverkan på ozonhalter från Västra Götalands läns emissioner

8.2.1 Påverkan på medelhalten av marknära ozon under april-september 1999

Figur 14 visar det beräknade medelvärde av ozonhalten för perioden april-september 1999 beräknade med MATCH-Europa. De högsta halterna återfinns i södra Europa kring medelhavsområdet. Figur 15 visar motsvarande resultat beräknade med MATCH-O-län för basfallet samt den beräknade förändringen för de tre olika emissionsscenarierna med reducerade utsläpp från Västra Götalands län.

Reduktion av VOC-utsläppen med 44% i Västra Götaland leder till reducerade ozonhalter överallt i modellområdet. Den största förändringen med upp till 0.5 ppb(v) beräknas i ett område centrerat kring Göteborg.

Även en reduktion av NO_x-utsläppen med 45% i Västra Götaland leder huvudsakligen till reducerade halter av marknära ozon. I området kring Göteborg och en stor del av västra delen av Västra Götaland beräknas dock ökade medelhalter av marknära ozon med upp till 1 ppb(v). Detta sker i ett område med relativt höga NO_x-utsläpp. I detta område leder utsläppen av NO_x till lägre ozonhalter p.g.a. förluster av ozon vid reaktion med emitterad NO (reaktion (4) i avsnitt 3.3). När emissionerna reduceras i dessa områden ökar därför ozonhalterna. Utsträckningen av området med lägre ozonhalter är större vid reduktion av NO_x än för reduktion av VOC. Samtidig reduktion av utsläppen av NO_x och VOC leder till lägre ozonhalter överallt utom i området kring Göteborg och i några beräkningsrutor med större tätorter i Västra Götaland.

8.2.2 Påverkan på timvisa halter av marknära ozon under april-september 1999

Effekterna av utsläppsreduktionerna studerades mer i detalj för fyra olika platser i Västra Götaland: en punkt i centrala Göteborg (Femman), Östad, en punkt i centrala delen av länet (latitud 58.25N longitud 13.00Ö, ca 15km norr om Herrljunga) och en punkt i nordöstra delen av länet (latitud 58.75N longitud 14.25Ö). För dessa punkter har påverkan på ozonhalten av de olika scenarierna studerats på timbasis.

Den genomsnittliga påverkan på ozonhalterna och minsta och största påverkan för de fyra punkterna sammanfattas i Tabell 4. Reduktion av VOC-utsläppen med 44% leder i genomsnitt till en minskning av ozonhalterna för samtliga punkter. Reduktion av enbart NO_x-utsläppen leder dock till ökningsar av den genomsnittliga ozonhalten i Göteborg och Östad. Detta gäller även för scenariet med både NO_x- och VOC-utsläppen reducerade.

Som framgår av tabellen är variationen i påverkan störst i Göteborg med en modellerad ökning av ozonhalten med, som mest, 12 ppb(v) i NO_x-scenariet och en största minskning med 16 ppb(v) i VOC-scenariet. I det kombinerade scenariet erhålls timvisa ökningsar upp till +9 ppb(v) och minskningsar ner till -9 ppb(v). Ökningarna dominerar dock och i genomsnitt beräknas ozonhalten under april-september öka med ca 1 ppb(v).

Tabell 4. Effekter på timvisa ozonhalter på 3m höjd av utsläppsreduktioner i Västra Götaland för fyra platser i länet under perioden april-september 1999. Enhet ppb(v), positiva tal innebär höjda halter och negativa sänkta halter

	Göteborg (Femman)	Östad	Lat 58.25N Lon 13.00Ö	Lat 58.75N Lon 14.25Ö
VOC-reduktion:				
Ozonpåverkan medel	-0,29	-0,13	-0,07	-0,04
största ökning	+0,86	+0,18	+0,09	+0,08
största minskning	-16,42	-5,70	-2,51	-1,43
NO_x-reduktion:				
Ozonpåverkan medel	+1,36	+0,15	-0,04	-0,10
största ökning	+12,10	+5,08	+2,65	+1,96
största minskning	-3,80	-5,39	-3,93	-3,64
VOC+NO_x-reduktion:				
Ozonpåverkan medel	+1,09	+0,07	-0,09	-0,13
största ökning	+8,61	+4,99	+2,44	+1,72
största minskning	-9,05	-7,49	-4,21	-4,00

I Figur 16 visas spridningsdiagram med de beräknade förändringarna i ozonhalter plottade mot de beräknade (nuläges) halterna av ozon. Det är tydligt att förändringar i NO_x-emissioner har en betydligt större påverkan på ozonhalterna än motsvarande förändringar av VOC-utsläpp. Minskningar i NO_x-utsläppen för dock, under en stor del av tiden, med sig förhöjda ozonhalter, speciellt i Göteborg och Östad. Sänkta VOC-utsläpp medför i stort sett enbart sänkta eller oförändrade ozonhalter.

I spridningsdiagrammen kan vissa mönster urskiljas. För punkterna i centrala och nordöstra delen av länet tycks tendensen till reducerade ozonhalter vara störst då halterna ligger i intervallet 30-60 ppb(v). Ökningar av ozonhalten med mer än 1 ppb(v) erhålls, för samma punkter, i stort sett bara då halten ligger under 30 ppb(v) och bör därför vara av liten betydelse.

För Göteborg ser inte bilden lika positiv ut, speciellt inte i scenariet med enbart NO_x-reduktioner då ganska stora ökningar av ozonhalten beräknas även för vissa timmar med relativt höga ozonhalter. Vid en samtidig minskning av VOC-utsläppen mildras dessa effekter betydligt.

8.2.3 Påverkan på dygnsmaximum av ozonhalten

Figur 17 visar det beräknade medelvärde av dygnsmaxima för ozonhalterna för perioden april-september 1999 beräknade med MATCH-O-län för basfallet samt den beräknade förändringen för de tre olika emissionsscenarierna. Liksom för medelhalter av ozon leder reducerade emissioner från Västra Götaland till lägre värden för medelvärde av dygnsmaximum av marknära ozon. Ökade värden be-

räknas dock i närheten av Göteborg vid reducerade NO_x-utsläpp. Området med ökade värden är emellertid betydligt mindre för medelvärdet av dygnsmaximum än för medelvärdet av ozonhalten. Vid samtidig reduktion av NO_x och VOC är det endast tre beräkningsrutor i Göteborg som beräknas få en ökning av halterna.

8.2.4 Påverkan på överskridanden av 120 µg/m³ (60 ppb(v))

Figur 18 visar beräknat antal dagar när 8-timmars medelvärdet för ozon överskrider 120 µg/m³ (60 ppb(v)) för basfallet samt den beräknade förändringen för de tre olika emissionsscenarierna. Antalet dagar med överskridanden i södra Sverige ligger mellan 5 och 20 för basfallet.

Effekterna av reducerade utsläpp från Västra Götaland är relativt splittrade. Detta beror på att antalet fall är så litet och att detta mått på ozonhalter är väldigt känsligt för små skillnader i ozonhalterna (jmf diskussionen i inledningen av avsnitt 7). Den geografiska fördelningen av förändringarna av antalet dagar måste därför tolkas med försiktighet. Motsvarande beräkning för ett annat år skulle sannolikt ge förändringar i delvis andra beräkningsrutor. För att få ett säkrare underlag för förändringar av detta mått på marknära ozon krävs att man gör beräkningar för flera år. Reducerade utsläpp leder emellertid huvudsakligen till reducerat antal dagar med överskridanden. Reduktion av VOC leder till upp till 2 färre dagar med överskridande i vissa beräkningsrutor och en ökning av antalet dagar endast i en beräkningsruta. I genomsnitt över *hela modellområdet* reduceras antalet dagar med ca 0.3%.

Reduktion av NO_x-utsläpp leder till både fler och färre antal dagar med överskridanden. Ökningen är störst i Göteborg med 3 ytterligare dagar med överskridande. För flera beräkningsrutor erhålls en reduktion med upp till 2 färre dagar med överskridanden. Den genomsnittliga förändringen av antalet dagar med överskridanden i hela modellområdet är en minskning med ca 0.6%.

Effekten av en samtidig reduktion av NO_x och VOC-utsläppen är relativt lika resultaten för enbart reduktion av NO_x. I genomsnitt minskar antalet dagar med överskridanden med ca 0.8% i modellområdet som helhet och med något mer i O-län (ca 1%, eller i genomsnitt ca 0.14 färre dagar med överskridanden under perioden april-september 1999).

8.2.5 Påverkan på ackumulerad ozonbelastning, AOT40

I Figur 19 visas beräknade AOT40-värden för grödor (maj-juli) för 1999 för basfallet samt den beräknade förändringen för de tre olika emissionsscenarierna. Som framgår av figuren överskrids den kritiska nivån, 3 ppm h, i hela södra Sverige. Enligt naturvårdsverkets hemsida värderas produktionsbortfallet, som drabbar det svenska jordbruket, på grund av marknära ozon till minst en miljard kronor per år.

Fördelningen av effekterna av reducerade utsläpp från Västra Götaland liknar mycket resultaten för medelvärdet av dygnsmaximum av ozon med enbart lägre AOT40 vid reducerade VOC-utsläpp. Reduktionen av AOT40 är upp till 0.25 ppm(v) h.

Vid reducerade NO_x -utsläpp fås en reduktion med upp till 0.25 ppm(v) h över ett betydligt större område samtidigt som en ökning beräknas kring Göteborg. Den kombinerade effekten av en samtidig reduktion av NO_x och VOC-utsläppen beräknas leda till en reduktion av AOT40 som överstiger 0.5 ppm(v) h

för enstaka beräkningsrutor . Antalet rutor med ökade AOT40-värden kring Göteborg reduceras till 4 stycken.

Figur 20 visar motsvarande resultat för AOT40 för skog (april-september) för 1999. Reducerade utsläpp från Västra Götaland leder till reduktioner av AOT40 som överstiger 0.5 ppm(v) h i alla tre scenarier utom för området kring Göteborg där en ökning erhålls i de fall där NO_x-utsläppen reduceras.

8.2.6 Ackumulerad produktion av ozon

Genom att summera skillnaderna i flöden av ozon över ränderna och flöden på grund av deposition i MATCH-O-län mellan basfallet och de olika scenarierna kan effektiviteten i produktionen av ozon från emissioner av NO_x och VOC i Västra Götaland beräknas. Kvoten mellan förändringen av bildningen av ozon och emissionsförändringen av NO_x (respektive VOC) ger effektiviteten av utsläppsändringen uttryckt i kg O₃ per kg NO_x (eller VOC). Det bör noteras att de resultat som kan tas fram på detta sätt avser hela den del av atmosfären som simulerats med MATCH-O-län inte bara marknära lager.

Resultatet av beräkningarna redovisas i Tabell 5. Det framgår att reduktion av NO_x-utsläpp är mer än sju gånger effektivare än reduktion av VOC-utsläpp när det gäller att reducera bildningen av ozon inom modellområdet för MATCH-O-län.

Tabell 5. Utsläppsreduktioner, integrerade förändringar i flöden av ozon ut ur modellområdet för MATCH-O-län under perioden april-september 1999 samt effektivitet i reduktion av ozon. Flöden i Gg . Ett Gg motsvarar 1 tusen ton.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
NO _x utsläppsreduktion Gg	8,58	-	8,58
VOC utsläppsreduktion Gg	-	13,50	13,50
O ₃ flödesreduktion Gg	24,20	4,94	27,70
Utsläppsreduktionens effektivitet kg O ₃ /kg NO _x	2,82	-	-
Utsläppsreduktionens effektivitet kg O ₃ /kg VOC	-	0,37	-

8.3 Slutsatser

MATCH har tillämpats för att studera effekten av reducerade utsläpp av NO_x och VOC från Västra Götalands län på halterna av marknära ozon. Jämförelser med mätdata för basfallet visar på god överensstämmelse med mätningar av ozon vid bakgrundsstationer inom modellområdet för MATCH-O-län.

Beräkningarna visar att utsläppen från Västra Götaland har en signifikant påverkan på halterna av marknära ozon i södra Sverige. Reducerade utsläpp leder generellt till reducerade halter av marknära ozon i södra Sverige och lägre värden för olika mått på halten av marknära ozon. Effekterna av de reducerade utsläppen berör inte bara närområdet utan täcker ett område som är flera gånger större

än det område där utsläppen har ändrats. I området närmast Göteborg leder emellertid reducerade NO_x-utsläpp till ökade halter av ozon. Denna effekt är mindre vid en samtidig reduktion av NO_x och VOC.

Bortsett från området med stora NO_x-utsläpp i västra delen av Västra Götaland så är reduktioner av NO_x effektivare när det gäller att reducera halterna av marknära ozon än reduktion av VOC-utsläpp. Reduktion av NO_x-utsläpp är mer än sju gånger effektivare än reduktion av VOC-utsläpp när det gäller att reducera bildningen av ozon inom modellområdet för MATCH-O-län under perioden april-september 1999.

Reducerade utsläpp av NO_x och VOC från Västra Götaland beräknas leda till en viss minskning av antalet dagar med 8-timmars medelhalter som överskrider 120 µg/m³ (60 ppb(v)) under sommarperioden april-september. Minskningen beräknas vara av storleksordningen 1% i genomsnitt för länet. Dock kan man konstatera att det tätbefolkade Göteborgsområdet kan förväntas få en ökning av antalet dagar med överskridanden om NO_x-utsläppen reduceras.

Reducerade utsläpp från Västra Götaland leder till en reduktion av AOT40 med 0.1 ppm(v) h över en stor del av södra Sverige under perioden maj-juli. Den maximala reduktionen överstiger 0.5 ppm(v) i enstaka beräkningsrutor. För perioden april-september reduceras AOT40 med mer än 0.1 ppm(v) h i en större del av södra Sverige och en reduktion med mer än 0.5 ppm(v) h beräknas för en stor del av Västra Götaland.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att reducerade NO_x-utsläpp i Västra Götaland (utan motsvarande förändringar i övriga Europa) sannolikt skulle leda till något förvärrade hälsoeffekter för en ganska stor del av O-läns befolkning (Göteborgsområdet)⁶. I övriga delar av länet (och närliggande områden) minskar ozonets hälsoeffekter något och jordbruk/skogsbruk skulle påverkas positivt i form av minskat skördebortfall. Reducerade VOC-utsläpp har enbart positiva effekter.

⁶ I ett pågående europeiskt forskningsprojekt, EuroDelta (<http://rea.ei.jrc.it/netshare/thunis/eurodelta/>), studeras bland annat effekter av förväntade emissionsförändringar i Europa mellan åren 2000, 2010 och 2020. Preliminära resultat från både MATCH- och EMEP-modellen indikerar att de europeiska utsläppsförändringarna från 2000 till 2010 kan förväntas leda till minskningar av den genomsnittliga ozonhalten i hela Västra Götaland med drygt 1 ppb(v) för sommarhalvåret (april-september). Detta innebär att effekten av utsläppsändringar utanför Västra Götaland med stor sannolikhet kommer att kompensera de lokala negativa effekterna av NO_x-utsläppsminskningar i Göteborgsregionen.

9. NÅGRA SYNPUNKTER PÅ FRAMTIDA STUDIER AV MARKNÄRA OZON

En viktig aspekt att ta hänsyn till är variationen från år till år. Halterna av marknära ozon är starkt kopplade till de meteorologiska förhållandena. Även om 1999 inte var ett extremt år så skulle beräkningar för flera år ge en bättre bedömning av effekterna av olika utsläppsscenarier. Beräkningar för flera år skulle även ge ett säkrare underlag för bedömningen av effekterna på antalet dagar med överskridande av $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Framtida studier av hälsoeffekter av marknära ozon skulle också kunna göras mer kvantitativa genom beräkningar av påverkan av lokala utsläpp på det nya belastningsmåttet SOMO35. Detta förutsätter dock modellberäkningar för åtminstone ett helt kalenderår då SOMO35 beräknas för helår.

En fråga som kan vara av intresse är behovet av prognoser för marknära ozon sommartid. Både mätningar och modellberäkningar visar att gränsvärdet för hälsoeffekter, $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (60 ppb(v)) som 8-timmars medelvärde, överskrider under 5-20 dagar under sommarsäsongen i södra Sverige. MATCH-modellen skulle kunna sättas i system för reguljära prognoser av marknära ozon. På försök körs sedan 1998 ozonprognoser vid SMHI. Prognosen uppdateras dagligen och redovisas på SMHIs hemsida. Samma modell som har använts i denna studie (MATCH-Europa) utnyttjas för dessa beräkningar. Med en högre upplösning och statistisk bearbetning skulle tillförlitliga ozonprognoser kunna produceras och distribueras till ansvariga myndigheter.

En annan tillämpning är uppskattning av skördebortfall för olika grödor. Genom att kombinera modellberäkningar med MATCH med tillgängliga mätningar av marknära ozon skulle en god beskrivning av den geografiska fördelningen av marknära ozon kunna tas fram. Genom att kombinera denna information med dos-responssamband för effekter av marknära ozon på olika grödor skulle skördebortfallet kunna värderas.

REFERENSER

- [1] Robertson, L., Langner, J. och Engardt, M. (1999) An Eulerian limited-area atmospheric transport model. *J. Appl. Met.* 38, 190-210.
- [2] Langner, J., Persson, C. och Robertson, L. (1995) Concentration and deposition of acidifying air pollutants over Sweden: Estimates for 1991 based on the MATCH model and observations. *Water air and Soil Pollution* 85, 2021-2026.
- [3] Persson, C., Langner, J. och Robertson, L. (1994) Regional spridningsmodell för Göteborgs och Bohus, Hallands och Älvsborgs län - Regional luftmiljöanalys för år 1991. *SMHI Rapport RMK 65*.
- [4] Langner, J. och Bergström, R. (2000) Bedömning av påverkan på marknära ozon av emissioner från Skåne Län, Själland och Bornholm. Beräkningar för 1997. SMHI Rapport Nr. 67 2000. (Uppdragsgivare Skånes Luftvårdsförbund)
- [5] Langner, J., Bergström, R. och Pleijel, K. (1998). European scale modeling of sulfur, oxidized nitrogen and photochemical oxidants. Model development and evaluation for the 1994 growing season. *SMHI rapport RMK 82*.
- [6] Tilmes, S., Brandt, J., Flatøy, F., Bergström, R., Flemming, J., Langner, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Hov, Ø., Jacobsen, I., Reimer, E., Stern, R. And Zimmermann, J. (2002). Comparison of Five Eulerian Air Pollution Forecasting Systems for the Summer of 1999 Using the German Ozone Monitoring Data. *J. Atmos. Chem.* 42, 91-121.
- [7] Solberg, S., Bergström, R., Langner, J., Laurila, T., Sjöberg, K. and Lindskog, A. 2002 Changes in ozone episodes due to emission reductions. A Nordic study. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants, EMEP/CCC-Report 10/2002, 72 pp. (<http://www.nilu.no/projects/ccc/reports.html>).
- [8] Roemer, M., Beekmann, M., Bergström, R., Boersen, G., Feldmann, H., Flatøy, F., Honore, C., Langner, J., Jonson, J.E., Matthijsen, J., Memmesheimer, M., Simpson, D., Smeets, P., Solberg, S., Stern, R., Stevenson, D., Zandveld, P., and Zlatev, Z. 2003 *Ozone Trends According to Ten Dispersion Models* EURO-TRAC ISS, Munich, EUROTRAC-2 Special Report, 62 pp.
- [9] van Loon, M., Roemer, M.G.M., Builtjes, P.J.H, Bessagnet, B., Rouil, L., Christensen, J., Brandt, J., Fagerli, H., Tarrason, L., Rodgers, I., Teasdale, I., Stern, R., Bergström, R., Langner, J., and Foltescu, V. 2004 *MODEL INTER-COMPARISON In the framework of the review of the Unified EMEP model* TNO-report R2004/282, 53pp. www.mep.tno.nl
- [10] EC (2002). DIRECTIVE 2002/3/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 12 February 2002 relating to ozone in ambient air, *Official Journal of the European Communities* L67, 9.3.2002, p14-30.
- [11] WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe (Second Edition), *WHO Regional Publications, European Series*, No. 91, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- [12] Data hämtade från www.ivl.se/miljo/projekt/ozon/intro.asp

- [13] WHO (2003-2004) Systematic review of health aspects of air quality in Europe www.euro.who.int/air, www.euro.who.int/document/e79097.pdf, www.euro.who.int/document/E83080.pdf, www.euro.who.int/document/E82790.pdf
- [14] United Nations Economic Commission for Europe (1999), Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone, Göteborg 1999. Ratificerat av Sverige 28/3 2002. (www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm)
- [15] Robertson, L., Langner, J. och Engardt, M. (1996) MATCH - Meso-scale Atmospheric Transport and Chemistry modelling system - Basic transport model description and control experiments with ^{222}Rn . *SMHI Rapport RMK 70*.
- [16] Bott, A. (1989a) *Mon. Wea. Rev.* 117, 1006 - 1015.
- [17] Bott, A. (1989b) *Mon. Wea. Rev.* 117, 2633 - 2626.
- [18] Holtslag, A. A. M., Meijgard, E. och De Rooy, W. C. (1995) A comparison of boundary layer diffusion schemes in unstable conditions over land. *Boundary-Layer Meteorology*. 76, 69-95.
- [19] Simpson, D., Andersson-Sköld Y. och Jenkin M. E. (1993), Updating the chemical scheme for the EMEP MSC-W oxidant model: current status. EMEP MSC-W Note 2/93.
- [20] Simpson, D. (1995). Biogenic emissions in Europe. 2. Implications for ozone control strategies. *J. Geophys. Res.* 100, 22,891.
- [21] Vestreng, V. (2003) EMEP/MSC-W Technical report. Review and Revision. Emission data reported to CLRTAP. MSC-W Status Report 2003. EMEP/MSC-W Note 1/2003. ISSN 0804-2446
- [22] Vestreng, V., and Klein, H. (2002) Emission data reported to UNECE/EMEP: Quality assurance and trend analysis & Presentation of WebDab. EMEP MSC-W Note 1/2002. July 2002. ISSN 0332-9879. MSC-West Norwegian Meteorological Institute P.O. Box43-Blindern. N-0313 Oslo, Norway
- [23] Akselsson, C. (red.), (2000) Övervakning av luftföroreningar i Västra Götalands län. Resultat till och med september 1999. IVL Rapport B1376.
- [24] Karlsson, P.E., Pleijel, H. och Danielsson, H. (2004) Marknära ozon, SO_2 , NO_2 och sot vid Östads Säteri 1987-2003. IVL Rapport B1556.

BILAGA I

Tabell B1. Antagen fördelning av VOC-emissionerna på de kolväten som används i modellen. Enhet mass-% av VOC-utsläppet i respektive emissionskategori.

Kemisk komponent	Källkategori (SNAP-kod) ^a									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
C ₂ H ₆	4	12,1	5,4	6,1	9,0	9,7	4,8	5,0	28,5	12,5
n-C ₄ H ₁₀	14,3	53,2	36,5	33,7	87,9	23,3	39,5	50,5	38,2	12,5
C ₂ H ₄	1,9	8,5	10,6	5,8	0,5	0,6	10,4	13,9	2,9	12,5
C ₃ H ₆	3,3	8,6	2,2	5,4	2,0	0	6,6	4,4	0	0
o-xylen	11,2	10,5	18,7	4,7	0,6	20,1	34,2	21,3	4,5	12,5
HCHO	65,3	4,2	21,4	0	0	0	2,2	2,8	18,5	0
CH ₃ CHO	0	0	0	0,1	0	0	1,6	1,3	0	12,5
CH ₃ COC ₂ H ₅	0	0	0	0	0	10,2	0	0	0,7	0
C ₂ H ₅ OH	0	2,9	5,0	35,2	0	22,3	0	0	4,0	12,5
CH ₃ OH	0	0	0	1,2	0	6,8	0	0	0,5	12,5
Ej reaktivt	0	0	0	7,6	0	6,6	0,8	0,8	2,0	12,5

^a SNAP-koder: 1. Combustion in energy and transformation industries. 2. Non-industrial combustion plants. 3. Combustion in manufacturing industry. 4. Production processes. 5. Extraction and distribution of fossil fuels and geothermal energy. 6. Solvent and other product use. 7. Road transport. 8. Other mobile source and machinery. 9. Waste treatment and disposal. 10. Agriculture

Tabell B2. Fotokemiskt reaktionsschema i MATCH. Kemischemat baseras främst på EMEP MSC-W-schemat (Simpson m.fl. 1993, Simpson, 1995). Isopren-kemin har modifierats (Langner m.fl. 1998).

#EQUATIONS {EMEP-93 Simpson m.fl. 1993, Simpson, 1995, modifierad}	
REACTION	RATE CONSTANT
{Inorganic chemistry}	
{ 1.} O + O ₂ + M = O ₃	: KOO ₂ ;
{ 5.} O + NO + M = NO ₂	: KONO;
{ 7.} O ₁ D + M = O	: ARR(2.0E-11, 100.0);
{ 8.} O ₁ D + H ₂ O = 2 OH	: 2.2e-10;
{ 11.} O ₃ + NO = NO ₂	: ARR(1.8E-12, -1370.);
{ 12.} O ₃ + NO ₂ = NO ₃	: ARR(1.2E-13, -2450.);
{ 13.} O ₃ + OH = HO ₂	: ARR(1.9E-12, -1000.);
{ 14.} O ₃ + HO ₂ = OH	: ARR(1.4E-14, -600.);
{ 15.} NO + NO ₃ = 2 NO ₂	: ARR(1.8E-11, 110.);
{ 17.} NO + HO ₂ = NO ₂ + OH	: ARR(3.7E-12, 240.);
{ 19.} NO ₂ + NO ₃ = NO + NO ₂	: ARR(7.2E-14, -1414.);
{ 20.} NO ₂ + NO ₃ = N ₂ O ₅	: 1.4E-12;
{ 21.} NO ₂ + OH = HNO ₃	: 1.4E-11;
{ 26.} NO ₃ + H ₂ O ₂ = HO ₂ + HNO ₃	: 4.1E-16;
{ 29.} N ₂ O ₅ = NO ₂ + NO ₃	: ARR(7.1E+14, -11080.);

{ 30.} OH + HO2 = H2O	: ARR(4.8E-11, 250.);
{ 31.} OH + H2O2 = HO2	: ARR(2.9E-12, -160.);
{ 33.} OH + H2 = HO2	: ARR(7.7E-12, -2100.);
{ 35.} OH + HNO3 = NO3	: ARR(1.0E-14, 785.);
{ 36.} 2 HO2 = H2O2	: FH2O*ARR(2.3E-13, 600.);
{ 37.} 2 HO2 + M = H2O2	: FH2O*ARR(1.7E-33, 1000.);
{Sulfur chemistry}	
{ 39.} OH + SO2 = HO2 + SULFATE	: 1.35E-12;
{ 40.} CH3O2 + SO2 = HCHO + HO2 + SULFATE	: 4.0E-17;
{Aerosol reactions}	
{ 43.} H2O2 = AEROSOL	: R_AEROSOL;
{ 43.} CH3O2H = AEROSOL	: R_AEROSOL;
{ 44.} N2O5 = 2 NITRATE	: R_AEROSOL;
{ 45.} HNO3 = NITRATE	: R_AEROSOL;
{Methane chemistry}	
{ 59.} OH + CH4 = CH3O2	: ARR(3.9E-12, -1885.);
{ 60.} CH3O2 + NO = HCHO + HO2 + NO2	: KRO2NO;
{ 61.} 2 CH3O2 = 2 HCHO + 2 HO2	: ARR(5.5E-14, 365.);
{ 62.} 2 CH3O2 = CH3OH + HCHO	: ARR(5.5E-14, 365.);
{ 63.} OH + CH3OH = HO2 + HCHO	: ARR(3.3E-12, -380.);
{ 65.} HO2 + CH3O2 = CH3O2H	: ARR(3.8E-13, 780.);
{ 66.} OH + HCHO = CO + HO2	: 9.6E-12;
{ 67.} CH3O2H + OH = HCHO + OH	: ARR(1.0E-12, 190.);
{ 68.} CH3O2H + OH = CH3O2	: ARR(1.9E-12, 190.);
{ 69.} NO3 + HCHO = HNO3 + CO + HO2	: 5.8E-16;
{ 70.} OH + CO = HO2	: 2.4E-13;
{Ethane chemistry}	
{ 71.} OH + C2H6 = C2H5O2	: ARR(7.8E-12, -1020.);
{ 72.} C2H5O2 + NO = HO2 + CH3CHO + NO2	: 8.9E-12;
{ 74.} C2H5O2 + HO2 = C2H5OOH	: ARR(6.5E-13, 650.);
{76A.} C2H5OOH + OH = CH3CHO + OH	: 5.8*ARR(1.0E-12, 190.);
{76B.} C2H5OOH + OH = C2H5O2	: KRC92;
{ 75.} OH + CH3CHO = CH3COO2	: ARR(5.6E-12, 310.);
{ 77.} CH3COO2 + NO2 = PAN	: 1.0E-11;
{ 78.} PAN = CH3COO2 + NO2	: ARR(1.34E+16, -13330.);
{ 79.} CH3COO2 + NO = NO2 + CH3O2	: 2.0E-11;
{ 80.} CH3O2 + CH3COO2 = HCHO + HO2 + CH3O2	: 5.5E-12;
{ 80.} CH3O2 + CH3COO2 = CH3COOH + HCHO	: 5.5E-12;
{ 94.} 2 CH3COO2 = 2 CH3O2	: ARR(2.8E-12, 530.);
{ 88.} CH3COO2 + HO2 = CH3COO2H	: ARR(1.3E-13, 1040.);
{ 90.} CH3COO2H + OH = CH3COO2	: KRC92;
{ 89.} CH3COO2 + HO2 = CH3COOH + O3	: ARR(3.0E-13, 1040.);
{Ethanol chemistry}	
{ 64.} OH + C2H5OH = CH3CHO + HO2	: 3.2E-12;
{n-butane chemistry}	
{ 81.} OH + NC4H10 = SECC4H9O2	: ARR(1.64E-11, -559.);
{ 83.} NO + SECC4H9O2 =	: KRO2NO;
NO2 + 0.65 HO2 + 0.65 CH3COC2H5 + 0.35 CH3CHO + 0.35 C2H5O2	
{ 86.} OH + CH3COC2H5 = CH3COCHO2CH3	: 1.15E-12;
{105.} CH3COCHO2CH3 + NO = NO2 + CH3COO2 + CH3CHO	: KRO2NO;
{104.} CH3COCHO2CH3 + HO2 = CH3COCHO2HCH3	: 1.0E-11;
{107.} CH3COCHO2HCH3 + OH = CH3COCHO2CH3	: 4.8E-12;

{108.} SECC4H9O2 + HO2 = SECC4H9O2H	: KHO2RO2;
{ } SECC4H9O2H + OH = SECC4H9O2	: KRC92;
{ } SECC4H9O2H + OH = OH + CH3COC2H5	: KRC91;
{Ethene chemistry}	
{109.} C2H4 + OH = CH2O2CH2OH	: ARR(1.66E-12, 474.);
{110.} CH2O2CH2OH + NO = NO2 + 2 HCHO + HO2	: KRO2NO;
{113.} CH2O2CH2OH + HO2 = CH2OOHCH2OH	: KHO2RO2;
{ } CH2OOHCH2OH + OH = CH3CHO + OH	: KRC91;
{ } CH2OOHCH2OH + OH = CH2O2CH2OH	: KRC92;
{112.} C2H4 + O3 = HCHO + 0.44 CO + 0.12 HO2 + 0.13 H2	: ARR(1.2E-14, -2630.);
{Propene chemistry}	
{123.} O3 + C3H6 = 0.5 HCHO + 0.5 CH3CHO + 0.07 CH4 + 0.4 CO + 0.28 HO2 + 0.15 OH + 0.31 CH3O2 + 0.07 H2	: ARR(6.5E-15, -1880.);
{125.} OH + C3H6 = CH3CHO2CH2OH	: 2.86E-11;
{126.} NO + CH3CHO2CH2OH = NO2 + CH3CHO + HCHO + HO2	: KRO2NO;
{122.} CH3CHO2CH2OH + HO2 = CH3CHOOHCH2OH	: KHO2RO2;
{ } CH3CHOOHCH2OH + OH = CH3COC2H5 + OH	: KRC91;
{ } CH3CHOOHCH2OH + OH = CH3CHO2CH2OH	: KRC92;
{o-xylene chemistry}	
{234.} OXYLENE + OH = OXYO2	: 1.37E-11;
{236.} OXYO2 + NO = MGLYOX + MAL + HO2 + NO2	: KRO2NO;
{237.} OXYO2 + HO2 = OXYO2H	: KHO2RO2;
{235.} OXYO2H + OH = OXYO2	: 1.7E-11;
{219.} MAL + OH = MALO2	: 2.0E-11;
{220.} MALO2 + NO = NO2 + HO2 + MGLYOX + GLYOX	: KRO2NO;
{85.} MALO2 + HO2 = MALO2H	: KHO2RO2;
{23.} MALO2H + OH = MALO2	: 2.4E-11;
{221.} OH + GLYOX = HO2 + 2 CO	: 1.1E-11;
{222.} OH + MGLYOX = CH3COO2 + CO	: 1.70E-11;
{Isoprene chemistry, version recommended by IVL, Sep 1997}	
{ } C5H8 + OH = ISRO2 + 0.079 XO2	: ARR(2.54E-11, 408.);
{ } ISRO2 + NO = 0.088 ONIT + 0.912 NO2 + 0.912 HO2 + 0.912 ISOPROD + 0.629 HCHO	: ARR(4.20E-12, 180.);
{ } ISRO2 + HO2 = C2H5OOH	: ARR(7.70E-14, 1301.);
{ } ISRO2 + CH3COO2 = ISOPROD + 0.5 HO2 + 0.5 CH3O2 + 0.5 CH3COOH	: ARR(8.40E-14, 220.);
{ } ISRO2 + CH3O2 = ISOPROD + 0.5 HCHO + 0.5 HO2	: ARR(3.40E-14, 220.);
{ } C5H8 + O3 = 0.6 HCHO + 0.65 ISOPROD + 0.27 OH + 0.07 HO2 + 0.07 CO + 0.2 XO2 + 0.2 CH3COO2 + 0.15 CH3CHO + 0.39 HCOOH	: ARR(7.86E-15, -1914.);
{ } C5H8 + O = 0.75 ISOPROD + 0.25 CH3COO2 + 0.25 HCHO + 0.25 CH3O2	: 3.6E-11;
{ } C5H8 + NO3 = ISONRO2	: ARR(3.03E-12, -448.);
{ } ISONRO2 + NO = 1.2 NO2 + 0.8 CH3CHO + 0.8 ONIT + 0.8 HO2 + 0.2 ISOPROD	: ARR(4.20E-12, 180.);
{ } ISONRO2 + HO2 = ONIT	: ARR(7.70E-14, 1301.);
{ } ISONRO2 + CH3COO2 = CH3CHO + ONIT + 0.5 HO2 + 0.5 CH3O2 + 0.5 CH3COOH	: ARR(8.40E-14, 220.);
{ } ISONRO2 + CH3O2 = CH3CHO + ONIT + 0.5 HCHO + 0.5 HO2	: ARR(3.40E-14, 220.);
{ } ISOPROD + OH = 0.5 CH3COO2 + 0.5 IPRO2 + 0.2 XO2	: 3.36E-11;
{ } IPRO2 + NO = NO2 + HO2 + 0.59 CO + 0.55 CH3CHO + 0.25 HCHO + 0.08 GLYOX + 0.34 MGLYOX + 0.63 CH3COC2H5	: ARR(4.20E-12, 180.);
{ } IPRO2 + HO2 = C2H5OOH	: ARR(7.70E-14, 1301.);

{ } IPRO2 + CH3COO2 = 0.5 HO2 + 0.5 CH3O2 + 0.5 CH3COOH + 0.5 CH3CHO + 0.5 CH3COC2H5	: ARR(8.40E-14, 220.);
{ } IPRO2 + CH3O2 = 0.5 HCHO + 0.5 HO2 + 0.5 CH3CHO + 0.5 CH3COC2H5	: ARR(3.40E-14, 220.);
{ } ISOPROD + O3 = 0.268 OH + 0.1 HO2 + 0.114 CH3COO2 + 0.054 CH3O2 + 0.07 XO2 + 0.155 CO + 0.146 HCHO + 0.02 CH3CHO + 0.01 GLYOX + 0.85 MGLYOX + 0.09 CH3COC2H5 + 0.462 HCOOH	: 7.11E-18;
{ } ISOPROD + NO3 = 0.075 CH3COO2 + 0.075 HNO3 + 0.643 CO + 0.282 HCHO + 0.925 ONIT + 0.282 CH3CHO + 0.925 HO2 + 0.925 XO2	: 1.0E-15;
{ } XO2 + HO2 = C2H5OOH	: ARR(7.7E-14, 1300.);
{ } XO2 + CH3O2 = HCHO + HO2	: ARR(1.7E-14, 220.);
{ } XO2 + CH3COO2 = CH3O2	: ARR(4.2E-14, 220.);
{ } XO2 + XO2 = M	: ARR(3.6E-16, 220.);
{ } XO2 + NO = NO2	: ARR(4.2E-12, 180.);
{ } ONIT + OH = NO2 + 0.843 SECC4H9O2	: ARR(1.55E-11, -540.);
{Photolysis reactions}	
{ 1.} O3 + hv = O1D	: 2.00E-4*EXP(-1.4*SECT)*BETA ;
{ 2.} O3 + hv = O	: 1.23E-3*EXP(-0.6*SECT)*BETA ;
{ 3.} NO2 + hv = NO + O	: 1.45E-2*EXP(-0.4*SECT)*BETA ;
{ 4.} NO3 + hv = NO2 + O	: 8.94E-2*EXP(-0.059*SECT)*BETA ;
{ 5.} NO3 + hv = NO	: 3.53E-2*EXP(-0.081*SECT)*BETA ;
{ 6.} N2O5 + hv = NO2 + NO3	: 3.32E-5*EXP(-0.567*SECT)*BETA ;
{ 7.} H2O2 + hv = 2 OH	: 2.20E-5*EXP(-0.75*SECT)*BETA ;
{ 8.} HNO3 + hv = NO2 + OH	: 3.00E-6*EXP(-1.25*SECT)*BETA ;
{ 9.} HCHO + hv = 2 HO2 + CO	: 5.40E-5*EXP(-0.79*SECT)*BETA ;
{ 10.} HCHO + hv = H2 + CO	: 6.65E-5*EXP(-0.6*SECT)*BETA ;
{ 11.} CH3CHO + hv = CH3O2 + HO2 + CO	: 1.35E-5*EXP(-0.94*SECT)*BETA ;
{ 12.} CH3COC2H5 + hv = CH3COO2 + C2H5O2	: 2.43E-5*EXP(-0.877*SECT)*BETA ;
{ 14.} GLYOX + hv = CO + HCHO	: 2.*6.65E-5*EXP(-0.6*SECT)*BETA ;
{ 15.} CH3O2H + hv = OH + HCHO + HO2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 16.} MGLYOX + hv = CO + CH3COO2 + HO2	: 4.*5.40E-5*EXP(-0.79*SECT)*BETA ;
{ 17.} C2H5OOH + hv = OH + CH3CHO + HO2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 18.} CH3COO2H + hv = OH + CH3O2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 20.} CH3COCHO2HCH3 + hv = OH + CH3CHO + CH3COO2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 21.} SECC4H9O2H + hv = OH + 0.65 HO2 + 0.65 CH3COC2H5 + 0.35 CH3CHO + 0.35 C2H5O2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 22.} CH2OOHCH2OH + hv = OH + HO2 + 1.56 HCHO + 0.22 CH3CHO	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 23.} CH3CHOOHCH2OH + hv = CH3CHO + HCHO + HO2 + OH	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 24.} OXYO2H + hv = OH + MGLYOX + MAL + HO2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ 25.} MALO2H + hv = OH + MGLYOX + GLYOX + HO2	: 2.27E-5*EXP(-0.62*SECT)*BETA ;
{ ivl} ONIT + hv = HO2 + NO2 + 0.2 CH3CHO + 0.8 CH3COC2H5	: 8.67E-6*EXP(-1.25*SECT)*BETA ;

Rate expressions:

Read $ARR(2.0E-11, 100.0)$ as $2.0 \cdot 10^{-11} \cdot \exp(100.0/T)$, where T is the temperature in K.

Read $2.00E-4 \cdot \exp(-1.4 \cdot SECT) \cdot BETA$ as $2.00 \cdot 10^{-4} \cdot \exp(-1.4 \cdot \sec(\theta)) \cdot \beta$, where θ is the solar zenith angle and β is a scaling factor depending on the total cloud cover.

$$KOO2 = 5.7 \cdot 10^{-34} \cdot (T/300.0)^{-2.8}$$

$$KONO = 9.6 \cdot 10^{-32} \cdot (T/300.0)^{-1.6}$$

$FH2O = (1 + 1.4 \cdot 10^{-21} \cdot [H2O] \cdot \exp(2200/T))$, where $[H2O]$ is the concentration of H_2O -molecules

$R_AEROSOL = 10^{-4}$ if relative humidity > 0.9

$= 10^{-5}$ if relative humidity <= 0.9

$$KRO2NO = ARR(4.2E-12, 180.0)$$

$$KRC92 = ARR(1.9E-12, 190.0)$$

$$KHO2RO2 = 10^{-11}$$

$$KRC91 = ARR(5.8E-12, 190.0)$$

The units for the rate constants are s^{-1} for first order reactions, $cm^3 \text{ molecule}^{-1} s^{-1}$ for second order reactions and $cm^6 \text{ molecule}^{-2} s^{-1}$ for third order reactions.

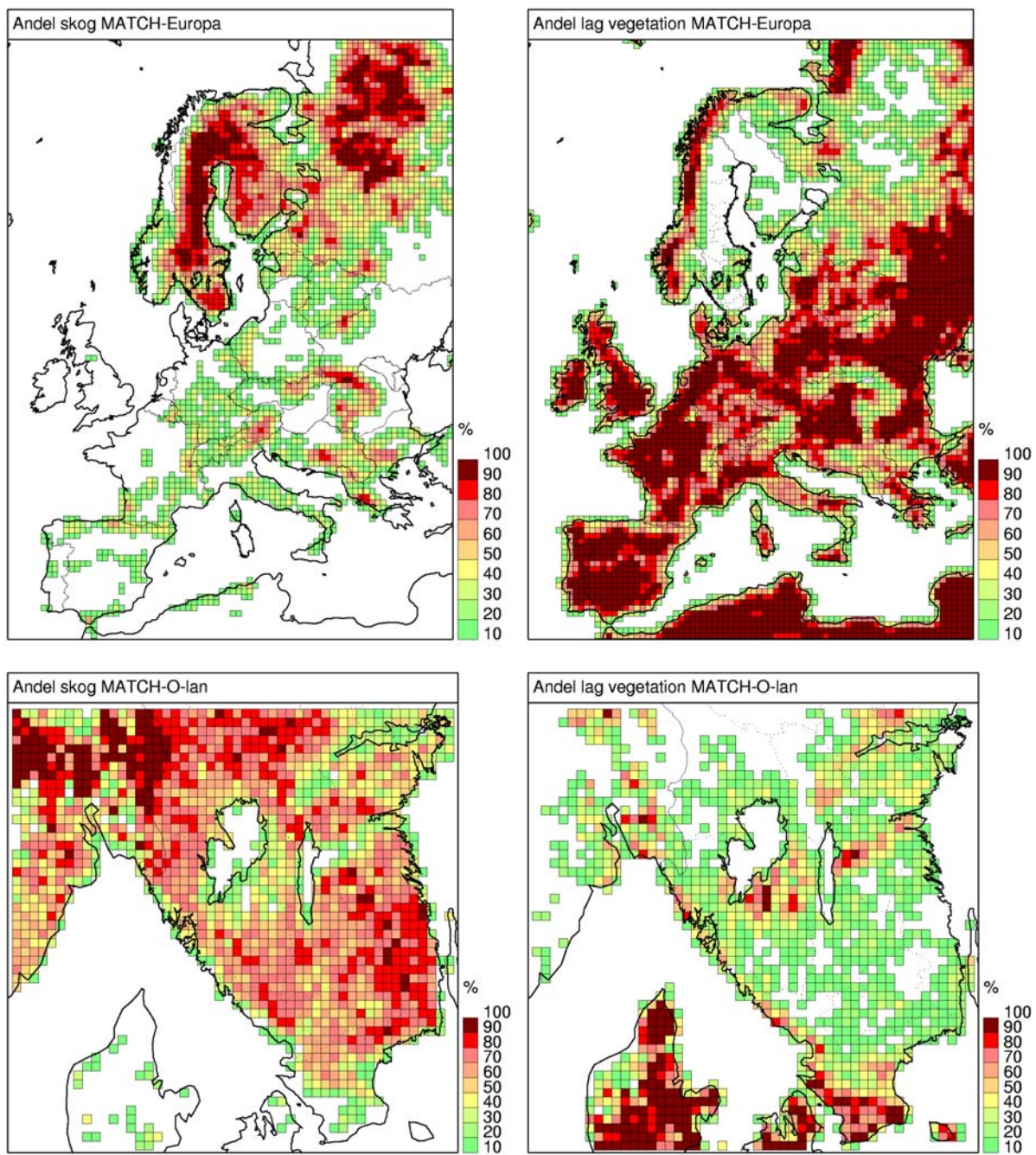
Abbreviations:

GLYOX	Glyoxal (1,2-ethanedione)
IPRO2	Peroxy radical formed from ISOPROD + OH
ISOPROD	Lumped organic product species from reactions of isoprene, ISRO2 and ISONRO2
ISONRO2	Isoprene-NO3 adduct
ISRO2	Peroxy radical from isoprene + OH
M	Any air molecule
MAL	$CH_3COCH=CHCHO$
MALO2	Peroxy radical from MAL + OH
MALO2H	Hydroperoxide from MALO2
MGLYOX	Methylglyoxal (1,2-propanedione)
ONIT	Organic nitrate
OXYO2	Peroxy radical formed from o-xylene + OH
OXYO2H	Hydroperoxide from OXYO2
PAN	Peroxyacetyl nitrate
XO2	Chemical operator accounting for additional NO to NO2 conversions affected by lumped organic species

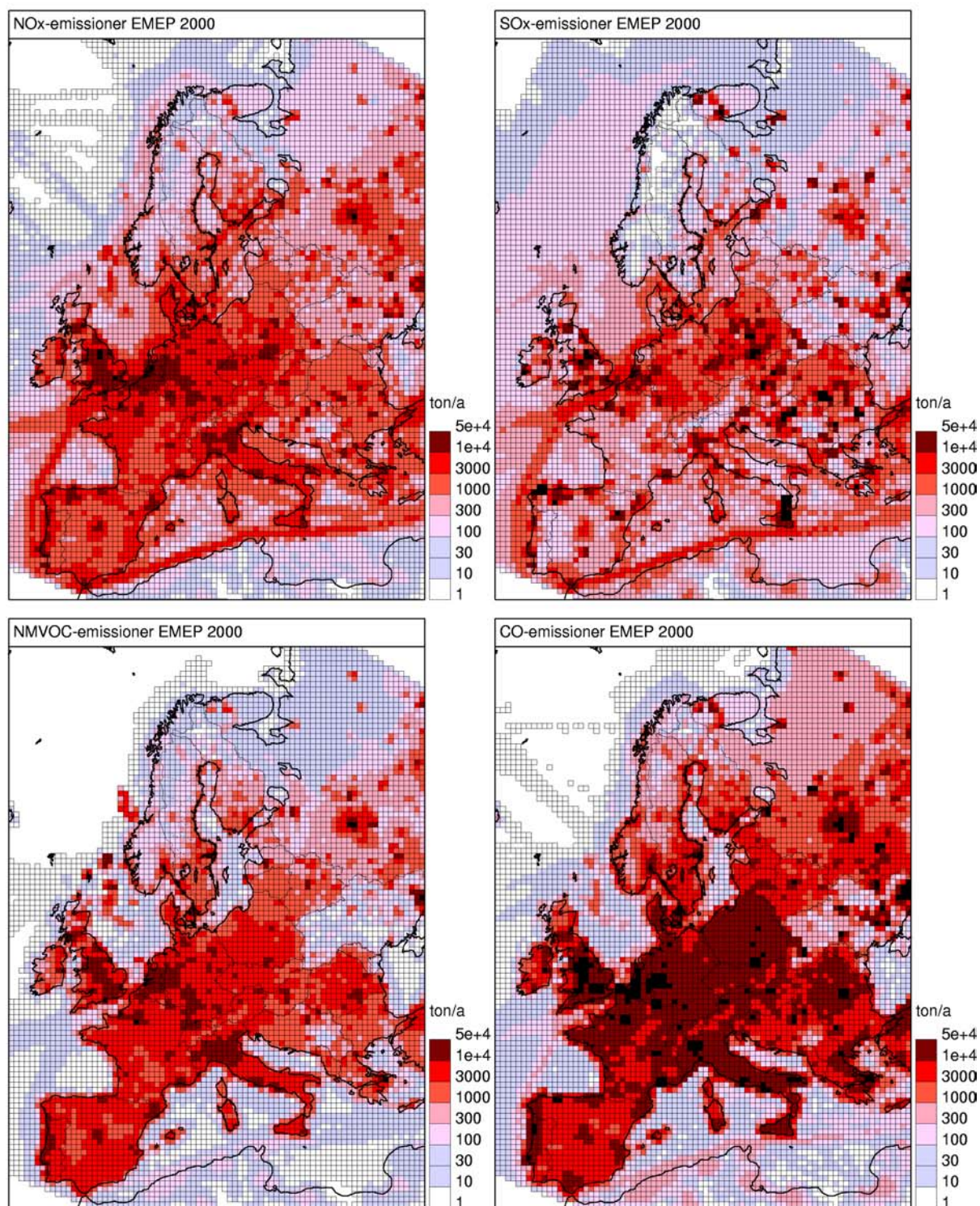
FIGURER



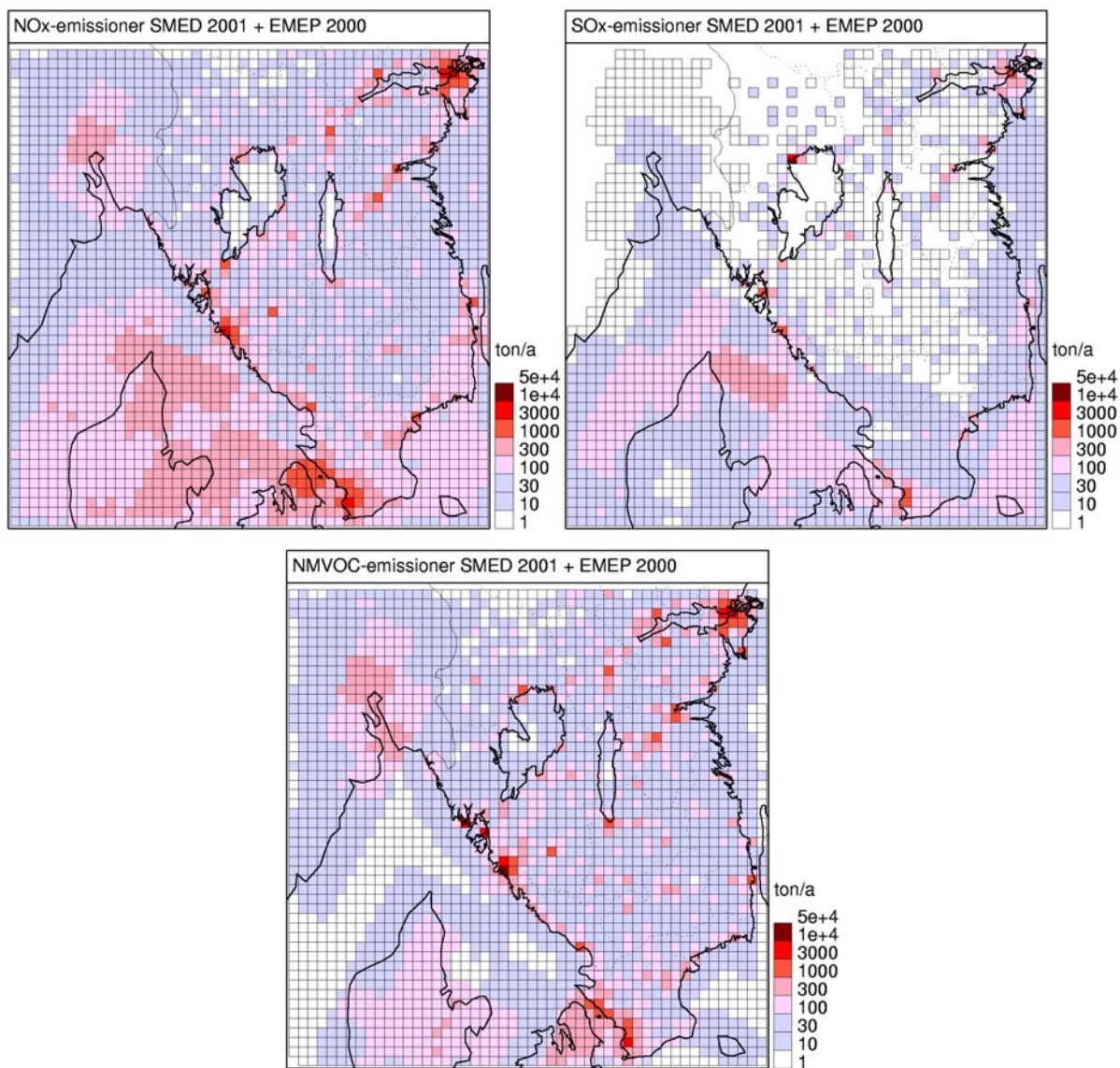
Figur 1. Beräkningsområden för MATCH-Europa och MATCH-O-län.



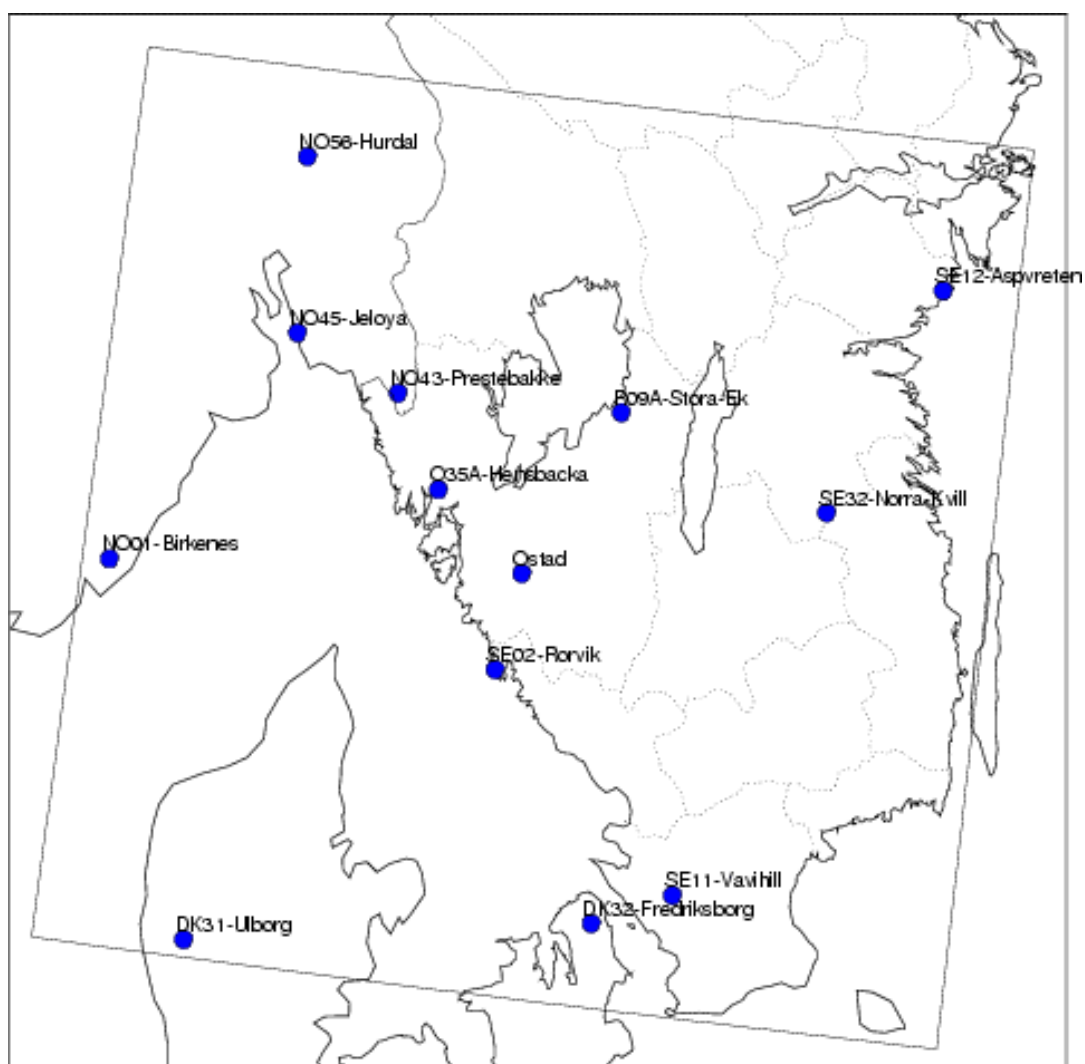
Figur 2. Fördelning av markanvändning (%) av Skog och Öppen Mark som har utnyttjats i modellberäkningarna.



Figur 3. Emissioner av NO_x , CO, NMVOC (non-methane VOC) och SO_2 använda i modellberäkningarna (erhållna från EMEP, gällande år 2000)

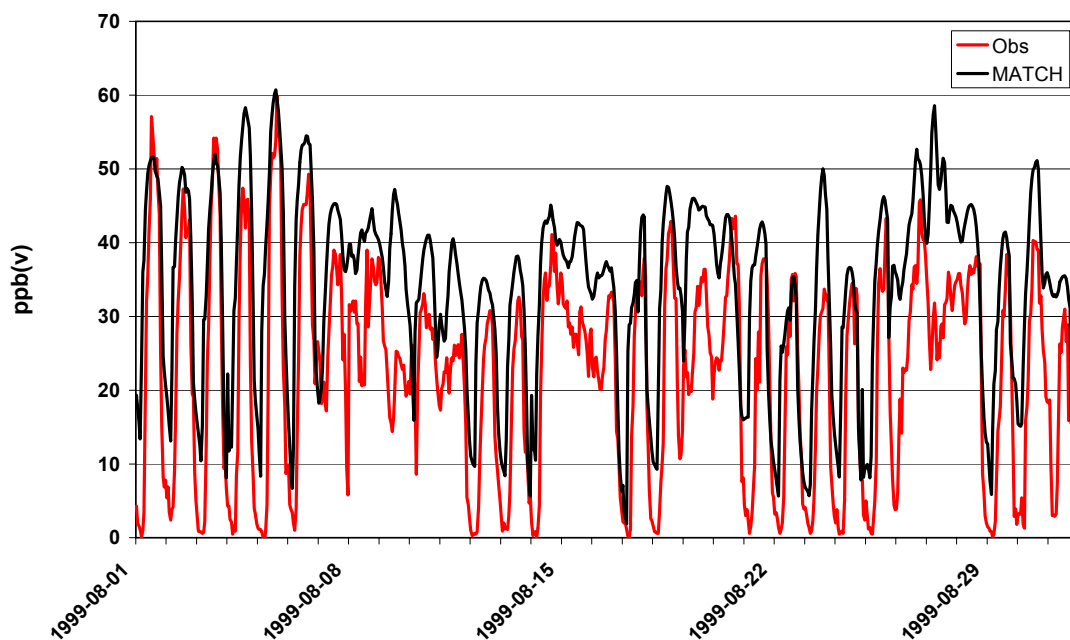


Figur 4. Emissioner av NO_x , NMVOC (non-methane VOC) och SO_2 använda i modellberäkningarna (erhållna från SMED, gällande 2001)

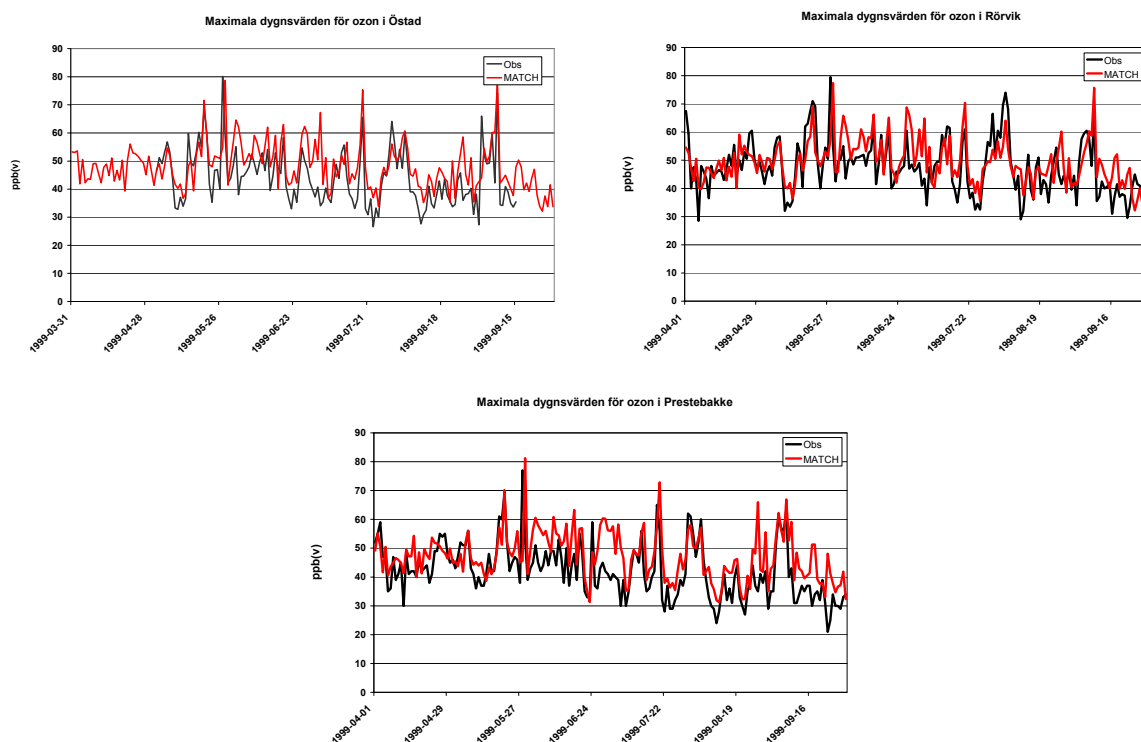


Figur 5. Nationella, regionala och lokala atmosfärkemiska stationer som har utnyttjats för jämförelser med modellresultat.

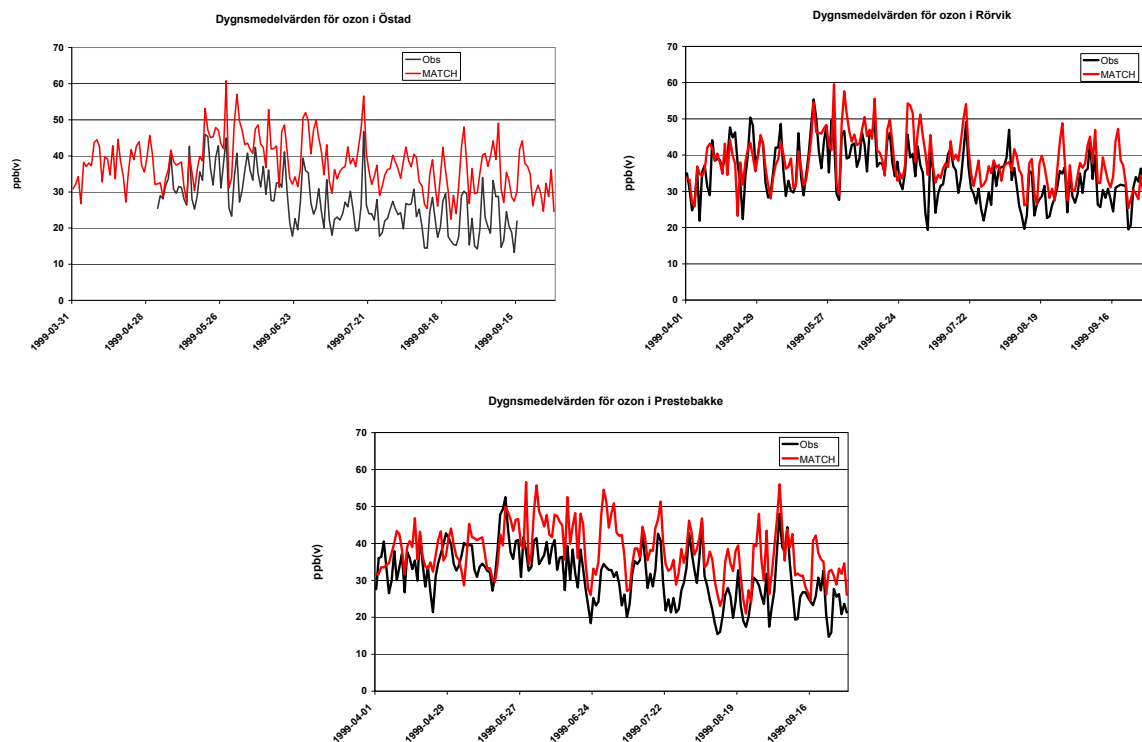
Uppmätta och beräknade timvärden av ozon i Östad



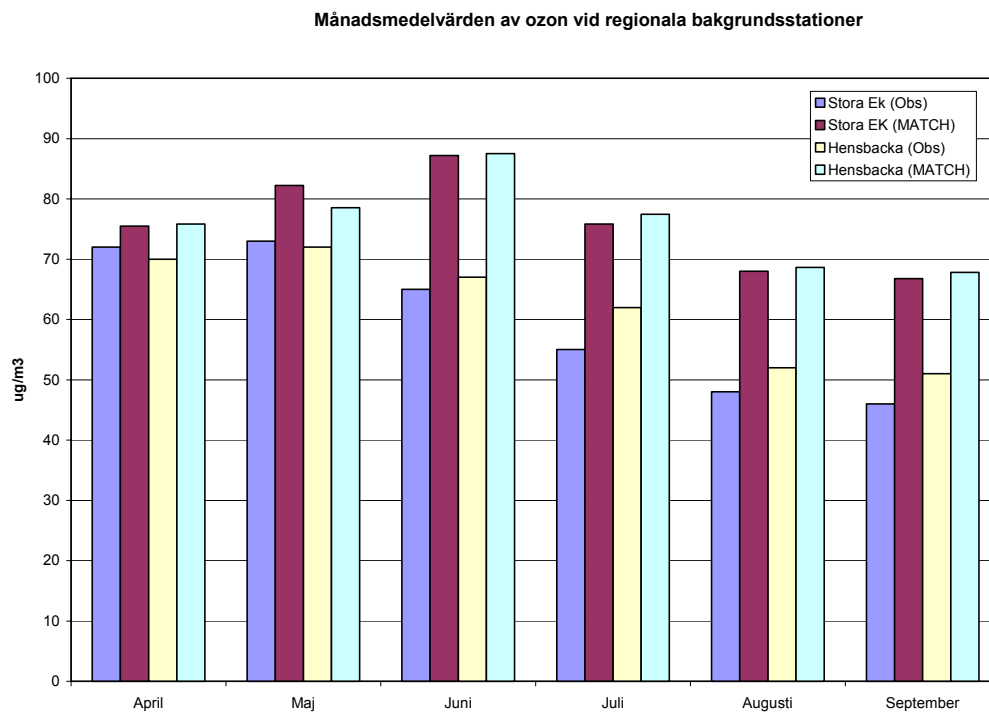
Figur 6. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta timvärden av ozon i Östad för augusti 1999. Enhet: ppb(v).



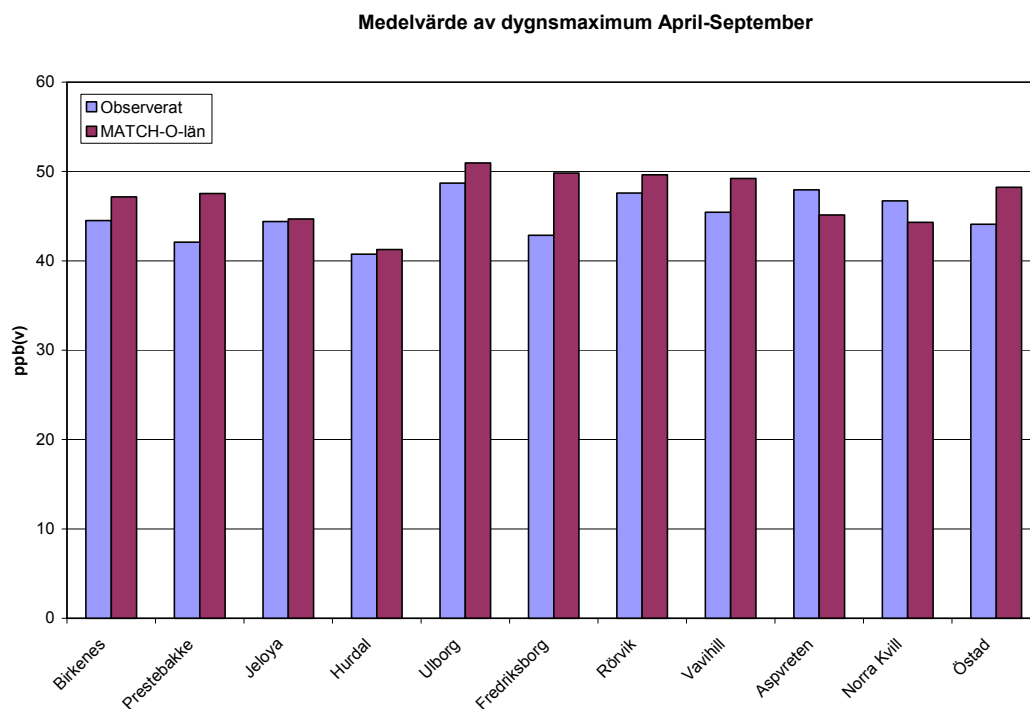
Figur 7. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsmaxima av ozonhalten för perioden april – september 1999 för a) Östad, b) Rörvik och c) Prestebakke. Enhet: ppb(v).



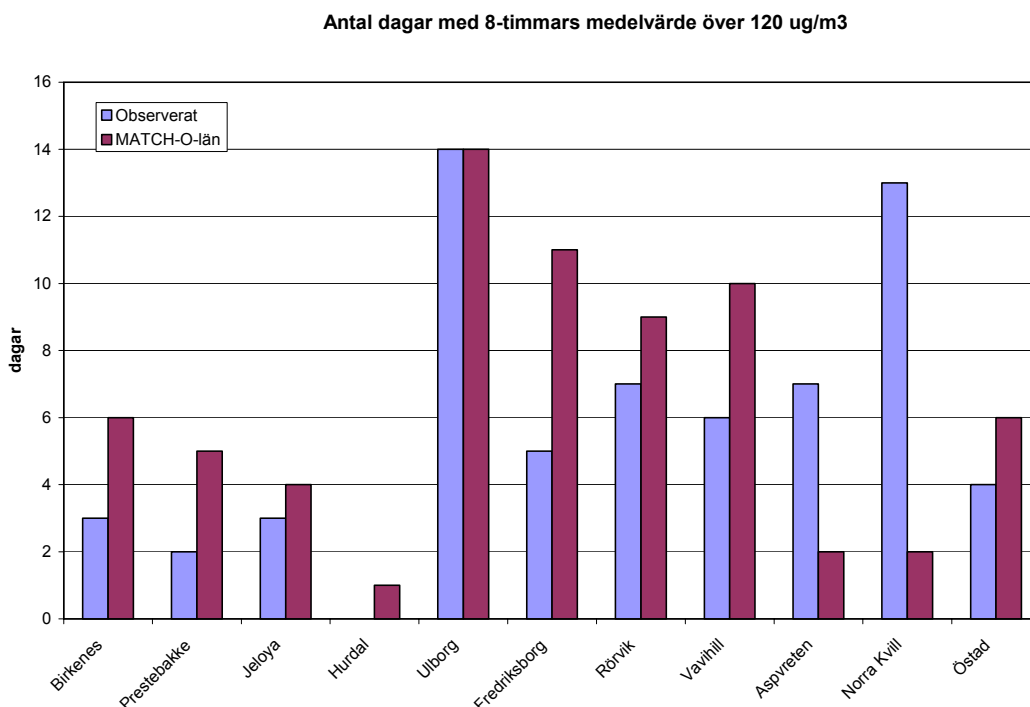
Figur 8. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsnedelvärden av ozon för perioden april – september 1999 för a) Östad, b) Rörvik och c) Prestebakke. Enhet: ppb(v).



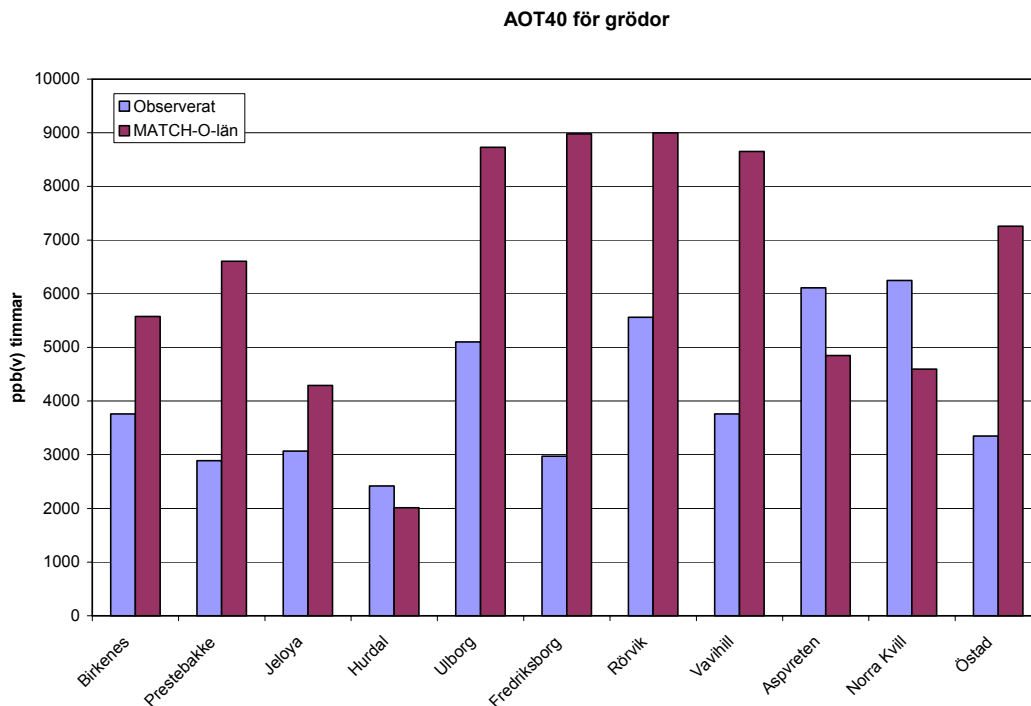
Figur 9. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade månadsmedelhalter av ozon vid två regionala bakgrundsstationer i Västra Götalands län. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



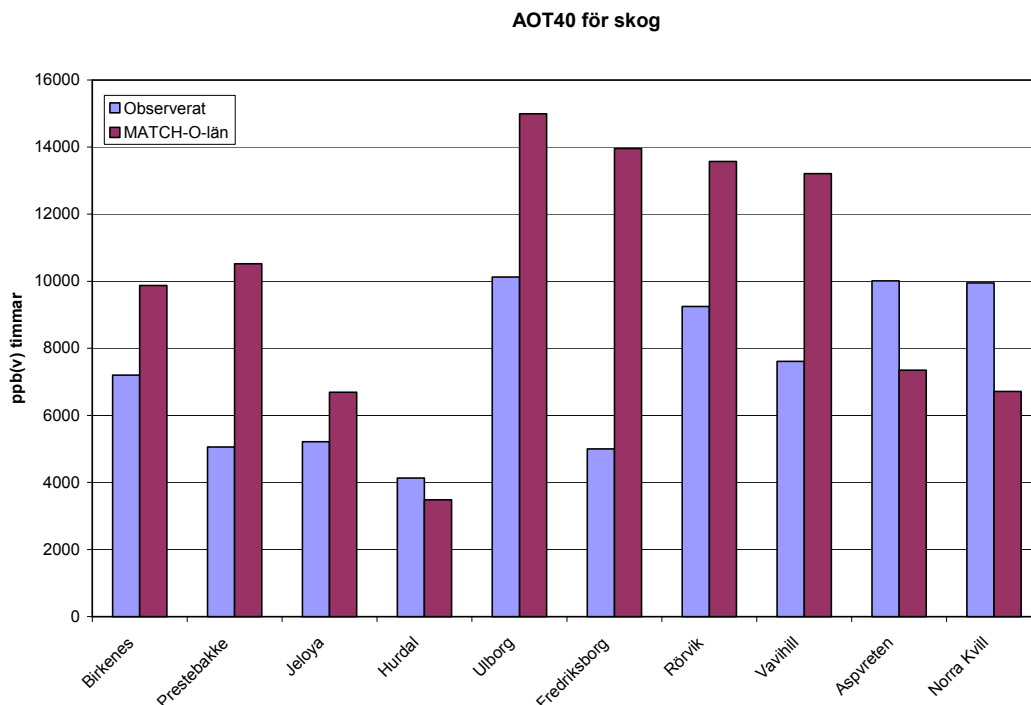
Figur 10. Jämförelse mellan beräknat och uppmätt medelvärde av maximala dygnsvärden för perioden april – september 1999. Enhet: ppb(v).



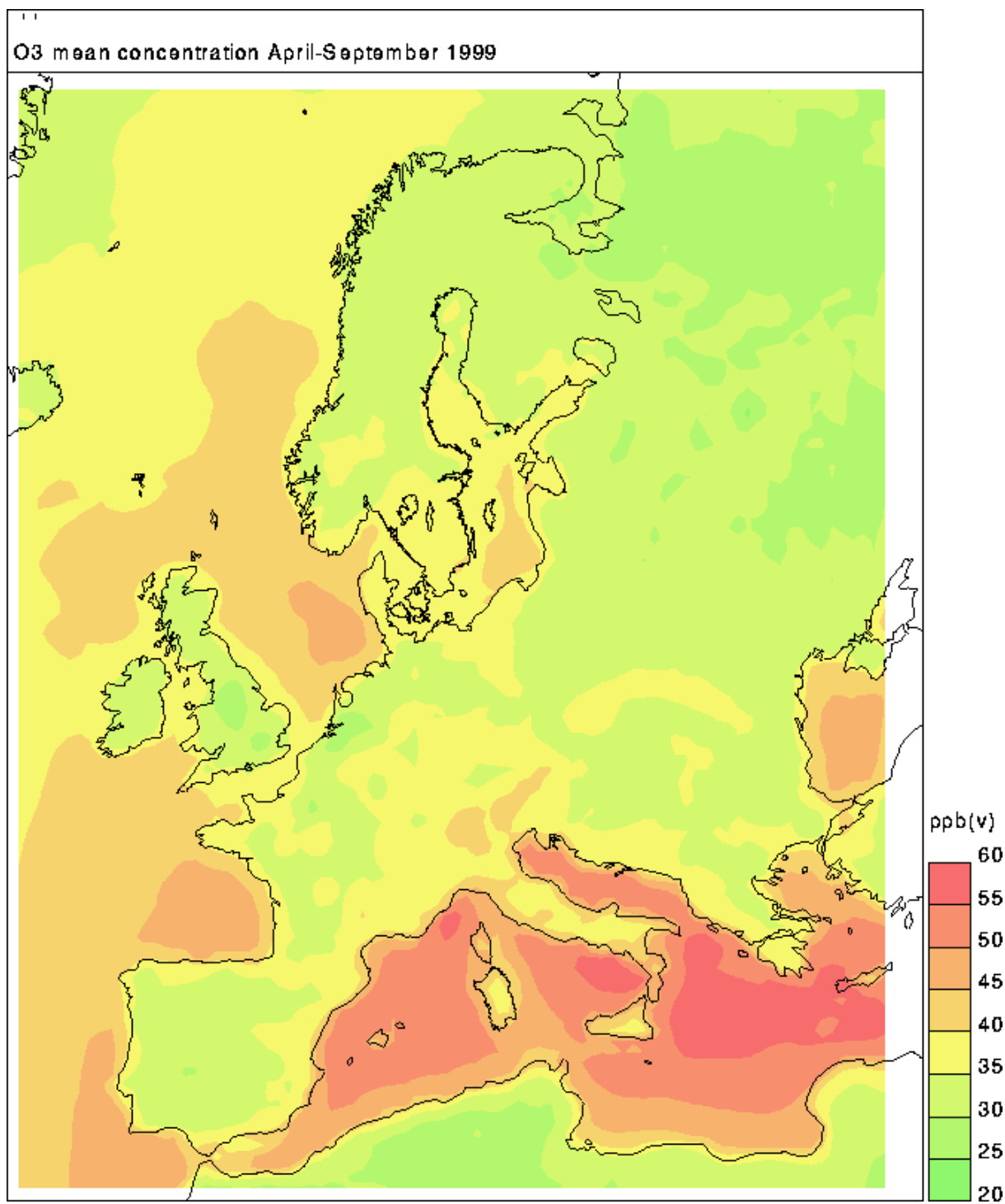
Figur 11. Jämförelse mellan beräknat och uppmätt antal dagar när ozonhalten, räknad som 8-timmars medelvärde, överskrider 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (60 ppb(v)), under någon timme, för perioden april – september 1999. Enhet: Dagar.



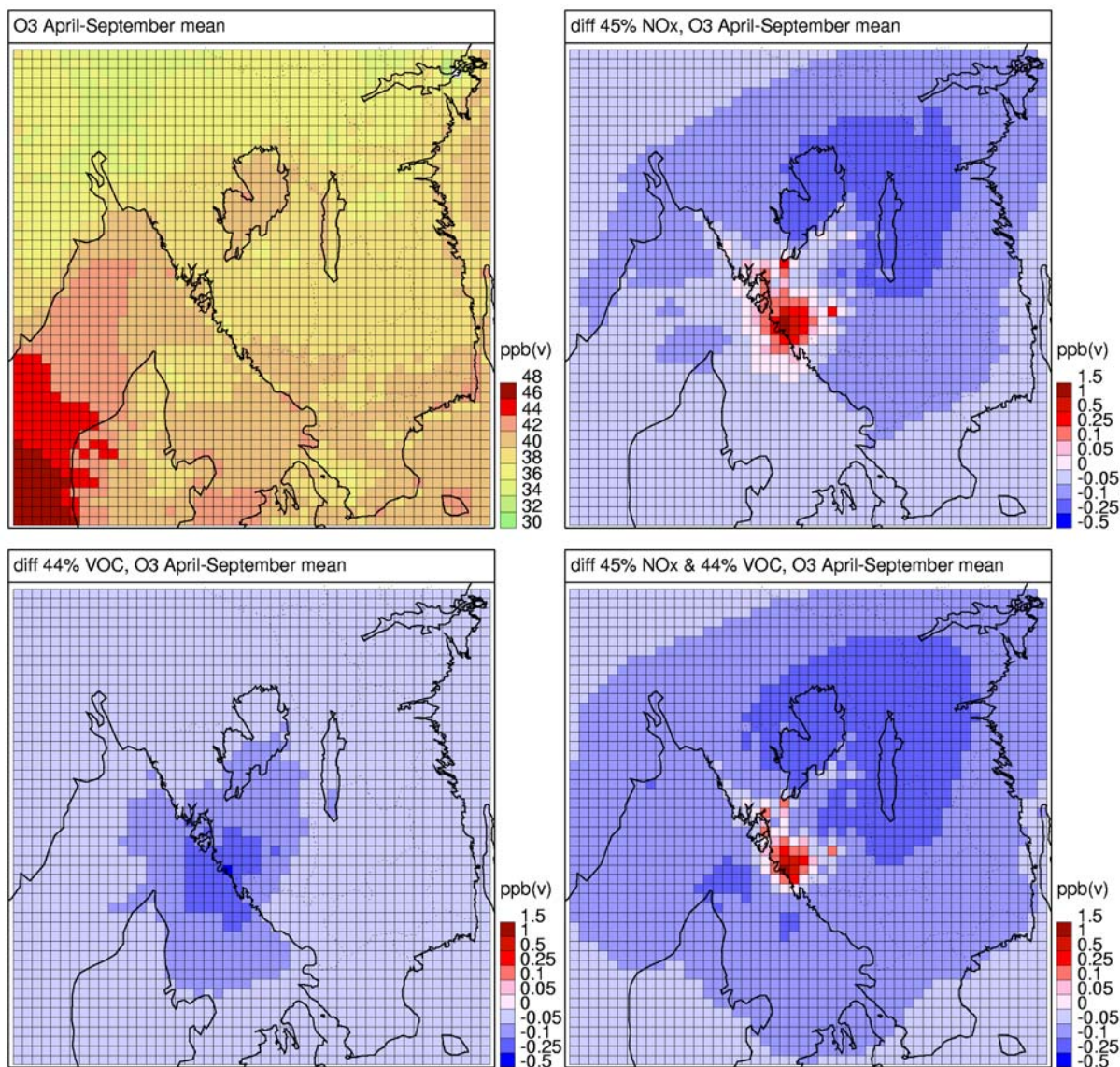
Figur 12. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden för AOT40 för grödor gällande perioden maj – juli 1999. Enhet: ppb timmar. Den kritiska nivån är 3000 ppb timmar.



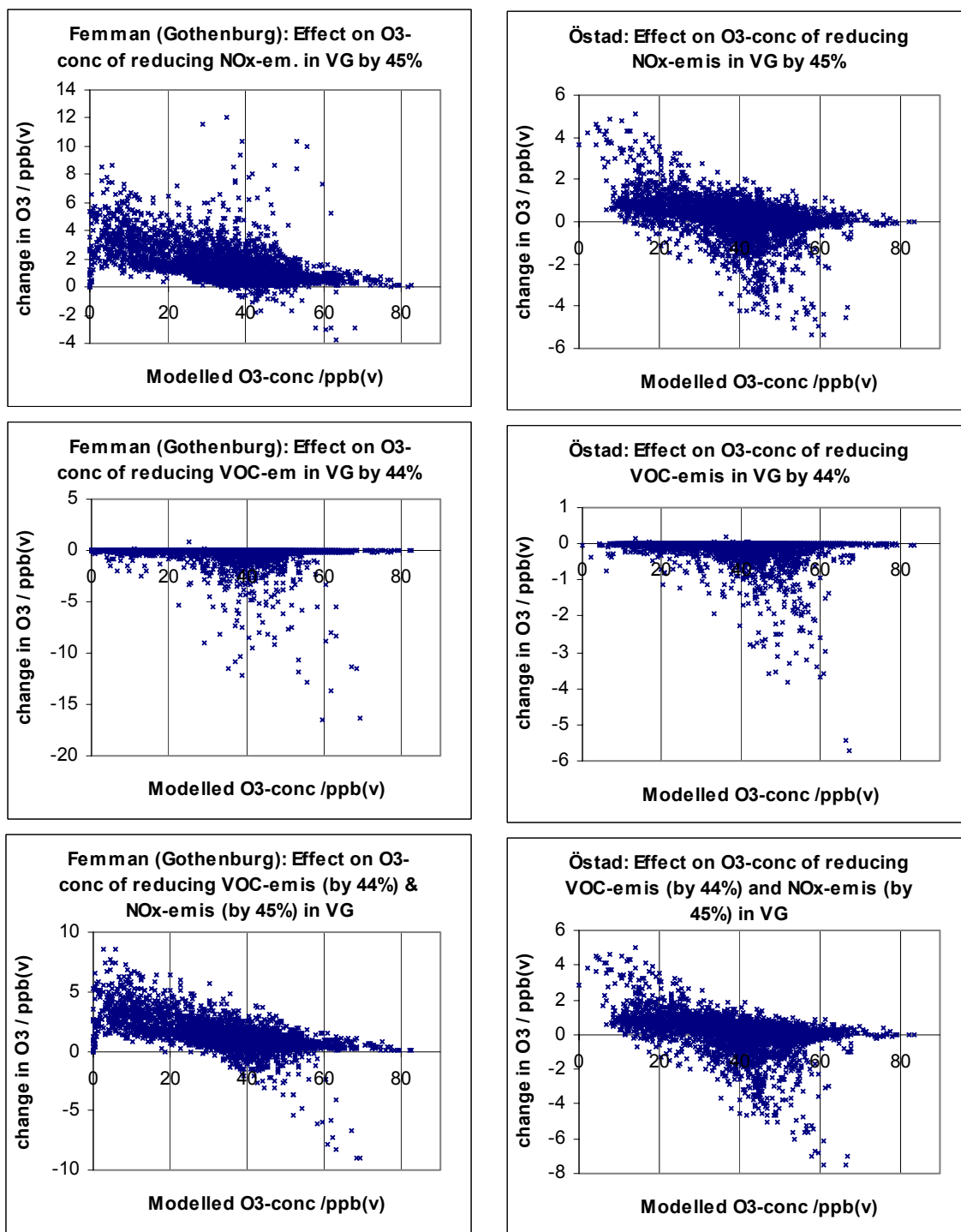
Figur 13. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden för AOT40 för skog gällande perioden april – september 1999. Enhet: ppb timmar. Den kritiska nivån är 10000 ppb timmar.



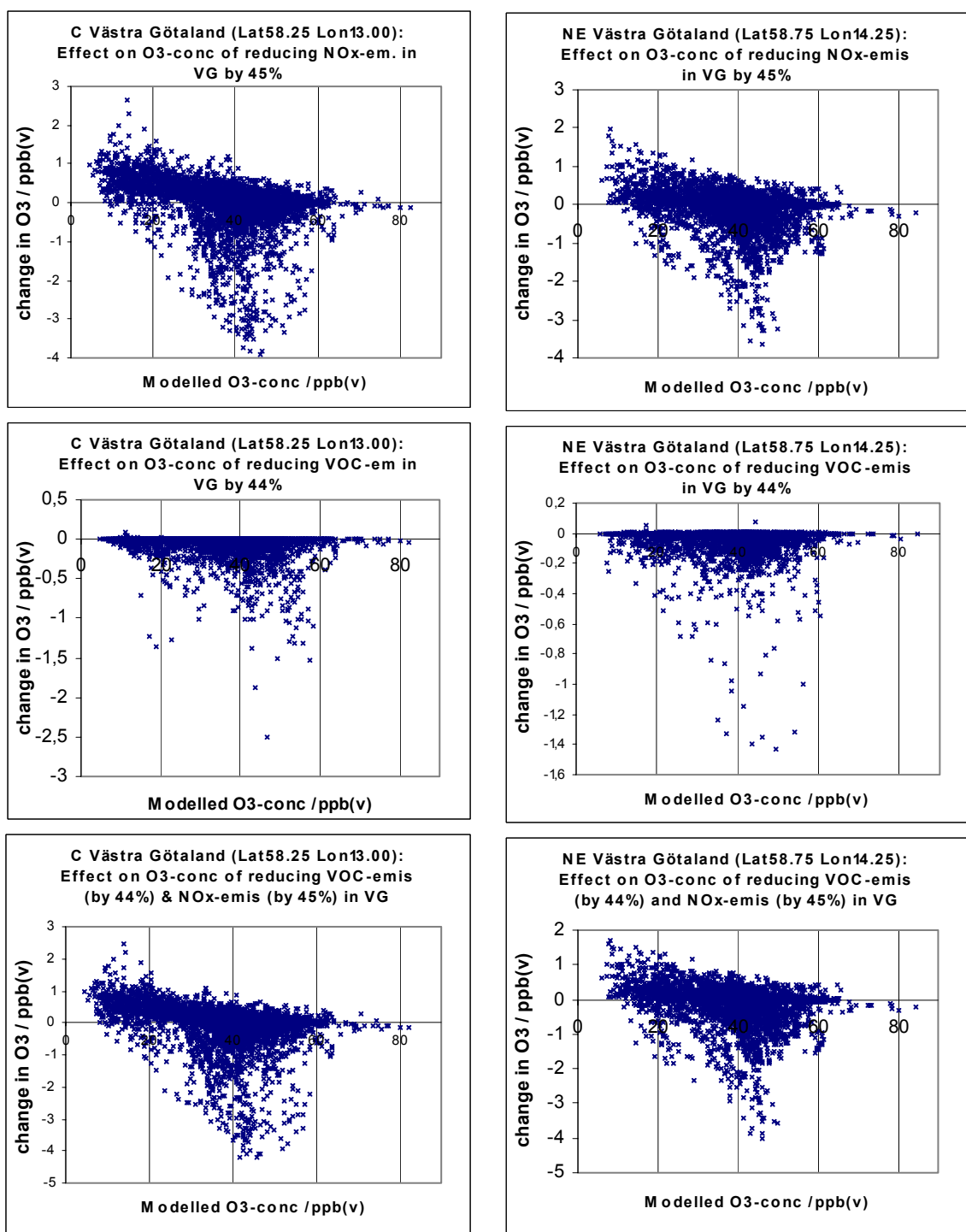
Figur 14. Beräknade medelvärden av ozonhalten under perioden april – september 1999. Enhet: ppb(v).



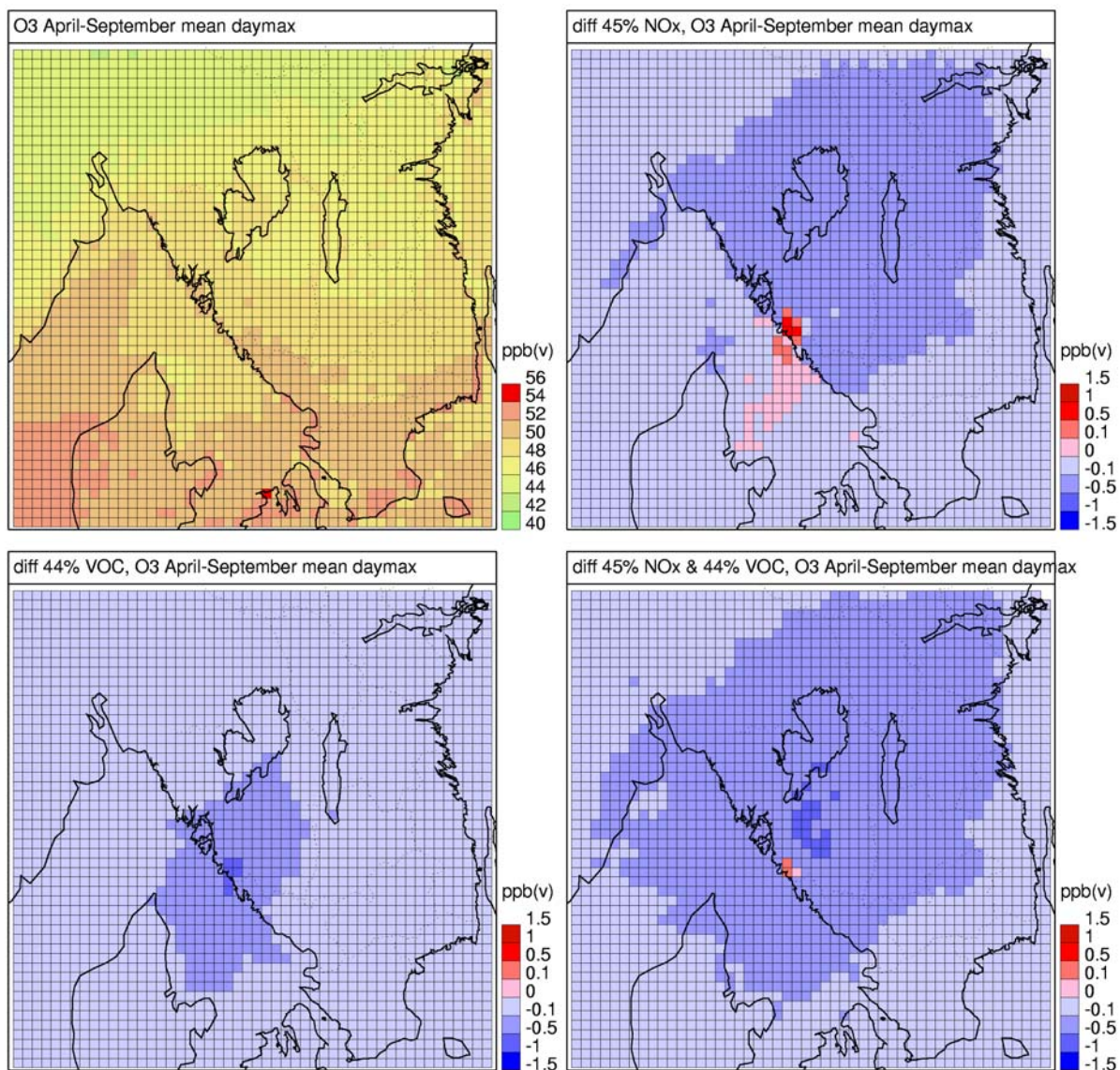
Figur 15. Beräknade medelvärden av ozonhalten för perioden april-september 1999 (överst till vänster) samt effekten av en reduktion av NO_x-utsläppen från Västra Götaland med 45% (överst till höger), effekten av en reduktion av VOC-utsläppen med 44(nederst till vänster) samt effekten av en samtidig reduktion av både NO_x och VOC-utsläppen (nederst till höger) på medelvärdet av ozonhalten under perioden april – september 1999. Enhet: ppb(v).



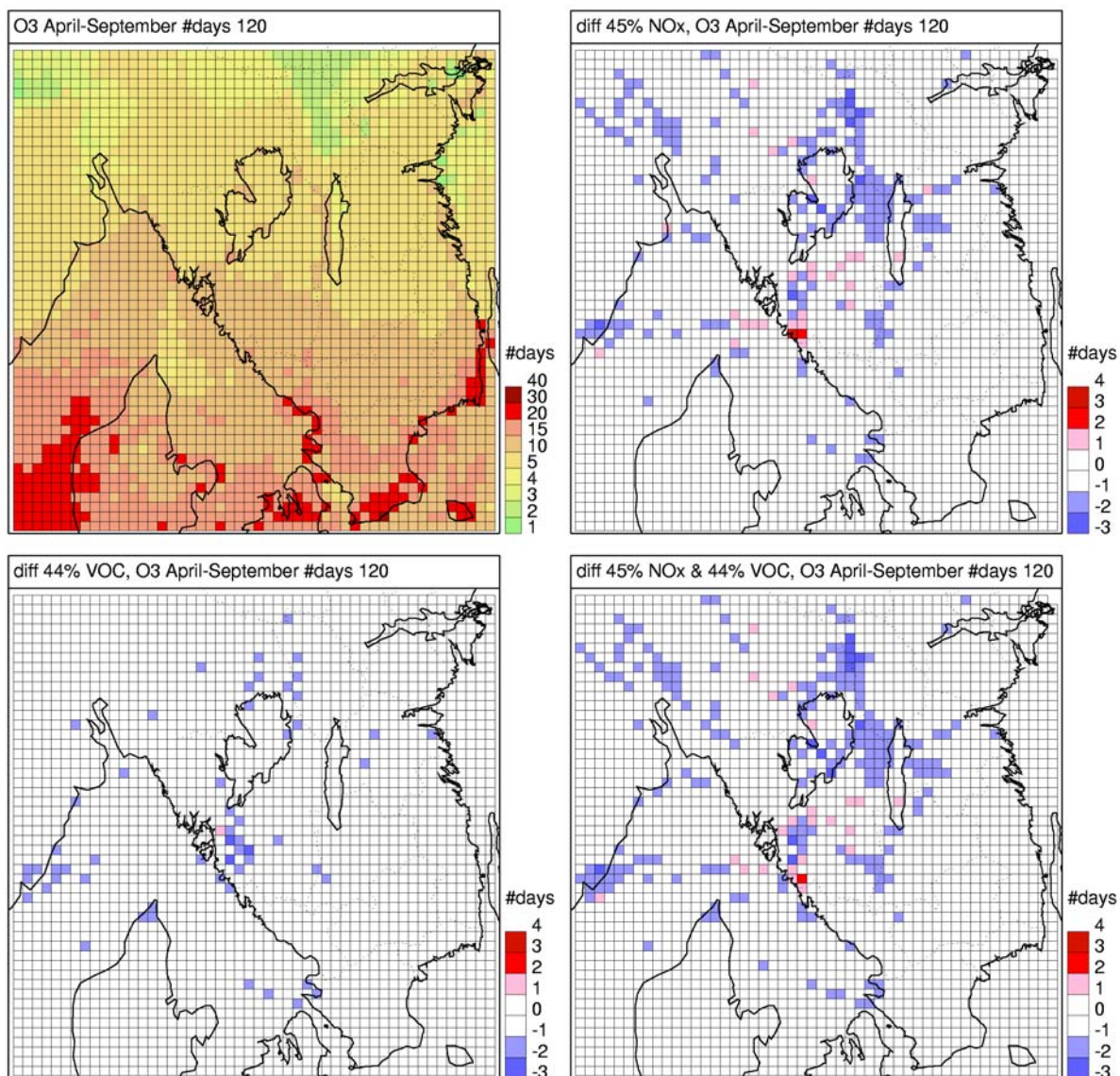
Figur 16a. Beräknad påverkan på timvisa ozonhalter i Göteborg/Femman (vänster) och Östad (höger) av emissionsförändringar i Västra Götaland. Spridningsdiagram med beräknad *ändring* av ozonhalt på y-axeln och beräknad *ozonhalt* i nuläges-scenariet på x-axeln. Överst visas effekten av scenario 1 (enbart NO_x-reduktion med 45%), i mitten scenario 2 (enbart VOC-reduktion med 44%) och längst ned scenario 3 (samtidig reduktion av NO_x och VOC, med 45 resp 44%) Enhet: ppb(v)



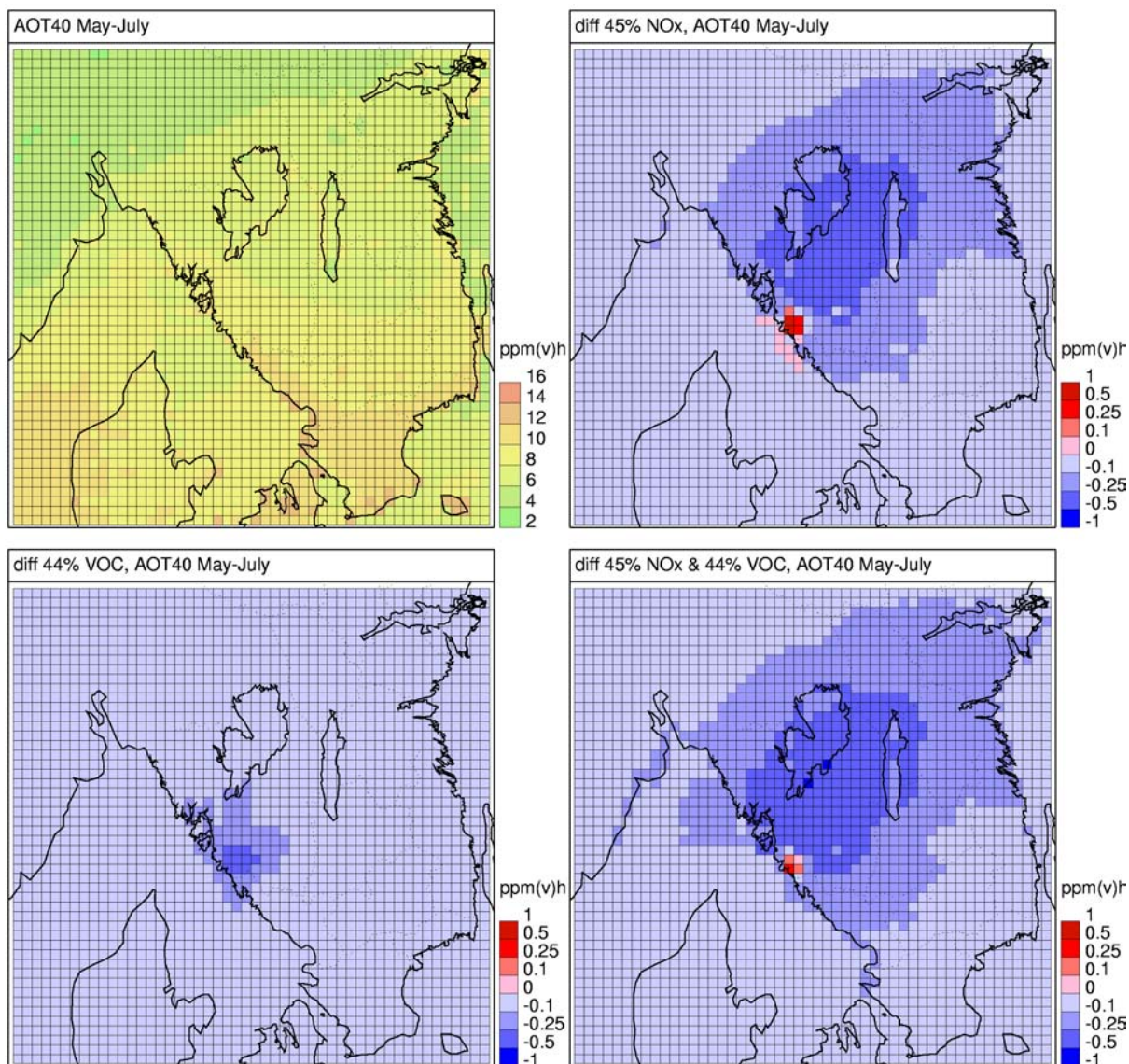
Figur 16b. Beräknad påverkan på timvisa ozonhalter i två punkter i Västra Götaland, en i centrala delen (vänster) och en i nordöstra delen (höger), av emissionsförändringar i Västra Götaland. Spridningsdiagram med ändringen i beräknad ozonhalt på y-axeln och beräknad ozonhalt i nuläges-scenariet på x-axeln. Överst visas effekten av scenario 1 (enbart NO_x-reduktion med 45%), i mitten scenario 2 (enbart VOC-reduktion med 44%) och längst ned scenario3 (samtidig reduktion av NO_x och VOC, med 45 resp 44%) Enhet: ppb(v)



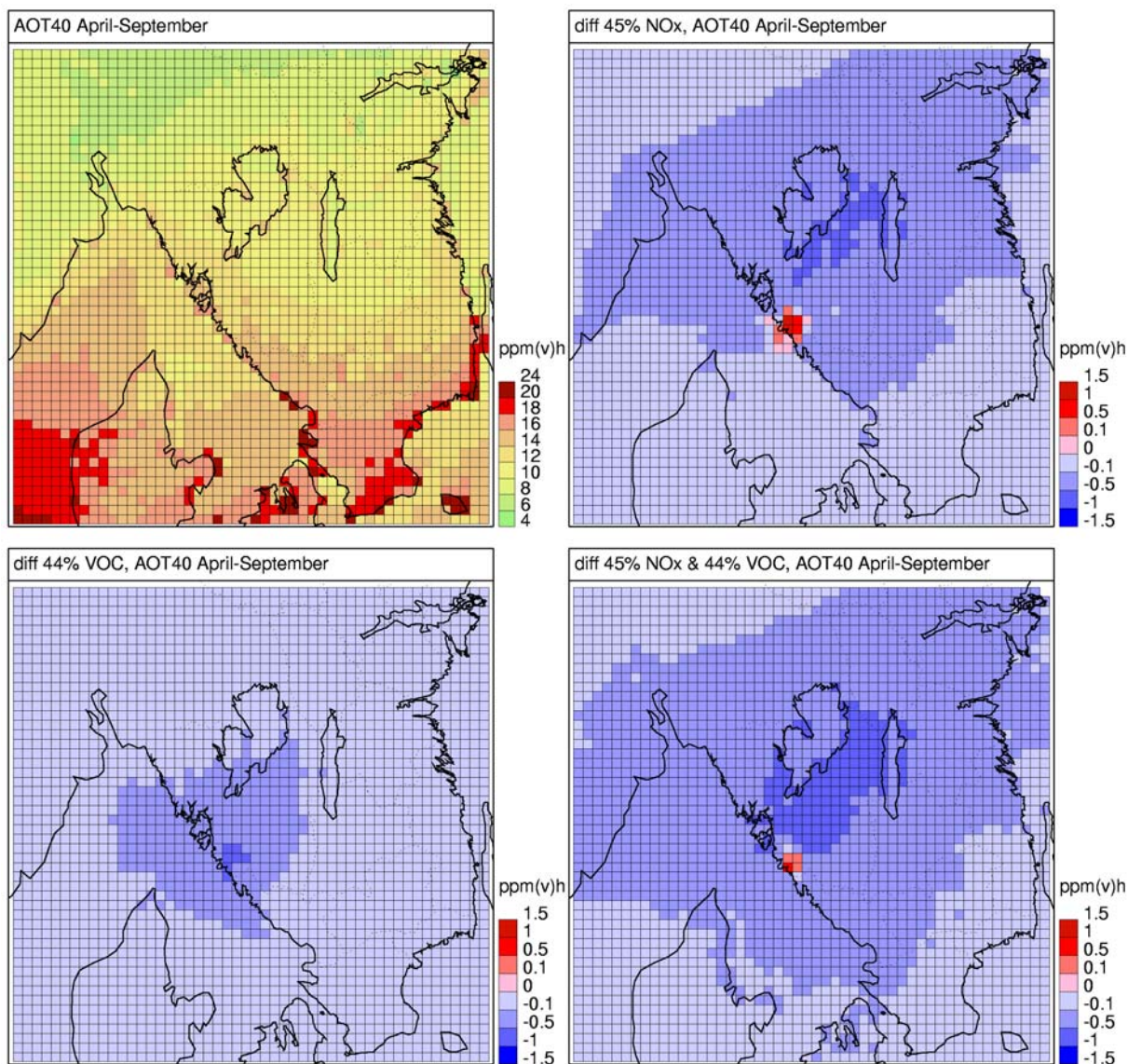
Figur 17. Beräknade medelvärden för dygnsmaximum av ozonhalten (överst till vänster) samt effekten av en reduktion av NO_x-utsläppen från Västra Götaland med 45% (överst till höger), effekten av en reduktion av VOC-utsläppen med 44% (nederst till vänster) samt effekten av en samtidig reduktion av både NO_x och VOC-utsläppen (nederst till höger) på medelvärdet för dygnsmaximum av ozonhalten under perioden april – september 1999. Enhet: ppb(v).



Figur 18. Beräknat antal dagar för vilka ozonhalten någon gång överstiger $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, (60 ppb(v) räknat som 8-h-medelhalt samt effekten av en reduktion av NO_x -utsläppen från Västra Götaland med 45% (överst till höger), effekten av en reduktion av VOC-utsläppen med 44(nederst till vänster) samt effekten av en samtidig reduktion av både NO_x och VOC-utsläppen (nederst till höger) på antalet dagar med överskridande för perioden april – september 1999. Enhet: dagar.



Figur 19. Beräknad AOT40 för perioden maj – juli (överst till vänster) samt effekten av en reduktion av NO_x -utsläppen från Västra Götaland med 45% (överst till höger), effekten av en reduktion av VOC-utsläppen med 44% (nederst till vänster) samt effekten av en samtidig reduktion av både NO_x och VOC-utsläppen (nederst till höger) på AOT40 maj - juli 1997. Enhet: ppm h. Den kritiska nivån för grödor är 3 ppm h.



Figur 20. Beräknad AOT40 för perioden april – september (överst till vänster) samt effekten av en reduktion av NO_x-utsläppen från Västra Götaland med 45% (överst till höger), effekten av en reduktion av VOC-utsläppen med 44% (nederst till vänster) samt effekten av en samtidig reduktion av både NO_x och VOC-utsläppen (nederst till höger) på AOT40 för april - september 1999. Enhet: ppm h. Den kritiska nivå för skog är 10 ppm h.