

**Naturvårdsverket
Forskningssekretariatet
106 48 Stockholm**

Kontrakt nr: Ö-46-03

Lokal variation av ozonexponering i jordbruks- och skogslandskap i Sverige

Per Erik Karlsson	Håkan Pleijel	Marie Haeger -Eugensson	Deliang Chen	Lin Tang
Docent	Docent	Fil Dr	Professor	Doktorand
IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Göteborgs Universitet	IVL Svenska Miljöinstitutet AB	IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Göteborgs Universitet

2004-04-07



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 47086 SE-403 58 Göteborg	Projekttitel/Project title Lokal variation av ozonexponering i jordbruks- och skogslandskap i Sverige
Telefonnr/Telephone 031 7256200	Uppdragsgivare/Client Naturvårdsverket Forskningssekretariatet 106 48 Stockholm Kontraktsnr: Ö-46-03
Rapportförfattare/author Per Erik Karlsson, Håkan Pleijel, Marie Haeger-Eugensson, Deliang Chen, Lin Tang	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Lokal variation av ozonexponering i jordbruks- och skogslandskap i Sverige	
Sammanfattning/Summary Arbetet i denna studie har varit inriktat på att undersöka betydelsen av en lokal variation av ozonhalter i landsbygdsmiljö. Förekommande mätningar av marknära ozon med instrument på timbasis i södra och mellersta Sverige beskrivs för perioden 1993-2003. En jämförelse görs även med mätningar i övriga Nordiska länder. Mätningarna utvärderas i relation till gällande målvärden inom EU's direktiv om ozon i luften (2002/3/EG), inom UNECE konventionen om långväga transporterade luftföroreningar (LRTAP) samt inom det nationella miljömålet Frisk Luft. Möjligheterna att beräkna lokala halter av marknära ozon genom interpolation utgående ifrån förekommande mätningar med instrument utvärderas. Ett försök görs att modellera lokala halter av marknära ozon i södra och mellersta Sverige för åren 1999 och 2000 med den lokal-meteorologiska modellen TAPM.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren/Keywords Marknära ozon, TAPM, lokal exponering, landsbygdsmiljö, modellering	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data Arkivnr U 935	

Sammanfattning

Denna rapport beskriver en studie som utgör en del i arbetet med att kartlägga förekomsten av marknära ozon i landsbygdsmiljö i Sverige. Arbetet i denna studie har främst varit inriktat på att undersöka betydelsen av en lokal variation av ozonhalter.

Förekommande mätningar av marknära ozon med instrument på tim-basis i södra och mellersta Sverige beskrivs för perioden 1993-2003. Mätningarna utvärderas i relation till gällande målvärden inom EU's direktiv om ozon i luften (2002/3/EG), inom UNECE konventionen om långväga transporterade luftföroreningar (LRTAP) samt inom det nationella miljömålet Frisk Luft. Det målvärde som används både inom EU's ozondirektiv samt inom det nationella miljömålet Frisk Luft, att det maximala 8-timmars medelvärdet inte skall överskrida 60 ppb ($120 \mu\text{g m}^{-3}$), överskreds alla år för kustnära/höglänta lokaler och för flertalet år för flertalet låglänta lokaler i inlandet. Inom generationsmålet för Frisk Luft anges att en-timmars medelvärdet ej bör överskrida 40 ppb ($80 \mu\text{g m}^{-3}$), vilket överskreds kraftigt vid alla mätlokaler. Det kortsiktiga målvärdet för skydd av vegetationen inom EU's ozondirektiv, att AOT40 under perioden maj-juli ej bör överskrida 9000 ppb h, överskreds vid Norra Kväll 1994 och var mycket nära att överskridas vid Rörvik/Råö 1994 och 2002. Det långsiktiga målet för skydd av vegetationen inom EU's ozondirektiv, att AOT40 under perioden maj-juli ej bör överskrida 3000 ppb h, överskreds vid alla kustnära/höglänta lokaler alla år, förutom 1998, medan överskridandet var betydligt lägre för låglänta lokaler i inlandet.

Möjligheterna att beräkna lokala halter av marknära ozon genom interpolation utgående ifrån förekommande mätningar med instrument har utvärderats genom att undersöka om det går att förutsäga halterna vid en mätlokal, baserat på mätningarna vid övriga mätlokaler. Slutsatsen blev att på tim-basis, samt i viss mån på dygnsbasis, finns det inget mönster som ger underlag på dylika förutsägelser. Följaktligen går det heller inte att förutsäga ozonhalterna på en valfri lokal på tim- eller dygnsbasis, baserat på existerande mätlokaler. På månads- och års-basis kunde vissa mönster skönjas, med det har ännu inte gått att finna någon robust princip som beskriver dessa skillnader.

Ett försök görs att modellera lokala halter av marknära ozon i södra och mellersta Sverige för åren 1999 och 2000 med den lokal-meteorologiska och luftkemiska modellen (TAPM). Fokus har varit på den spatiala fördelningen i ozonbelastningen eftersom modelleringen endast har utgått ifrån bakgrundshalter på en månadsbasis. Generellt kan sägas att de modellerade ozonhalterna ligger inom samma område som de observerade ozonhalterna. Dock är spannet för de modellerade ozonhalterna avsevärt mindre, jämfört med observerade ozonhalter, vilket beror på att de månatliga bakgrundshalterna inte kan fånga upp kortare episoder med höga halter av utgångsämnen för ozonbildning. Detta gör att alla de ozonindex som för närvarande används inom EU's ozondirektiv, inom LRTAP konventionen samt inom det nationella

miljömålet Frisk Luft systematiskt blir underskattade vid modellerandet, eftersom de antingen bygger på maximala värden eller beräknas som en ackumulerad dos över ett tröskelvärde.

Generellt lyckas dock modellen beskriva variationen av ozonhalter över dygnet relativt väl, vilket ökar modellens trovärdighet. Modellen tar också hänsyn till skillnader i avståndet ifrån kusten samt skillnader i topografi.

Innehållsförteckning

1. INLEDNING	5
2. BAKGRUND	5
3. SYFTE.....	7
4. BESKRIVNING AV GÄLLANDE GRÄNSVÄRDEN OCH MILJÖMÅL FÖR OZON.....	7
4.1. EUS OZONDIREKTIV.....	7
4.2. KONVENTIONEN OM LÅNGVÄGA TRANSPORTERADE LUFTFÖRORENINGAR (LRTAP) INOM UNECE .	8
4.3 NATIONELLA MILJÖMÅL	8
5. MÄTNINGAR AV MARKNÄRA OZON I SÖDRA OCH MELLERSTA SVERIGE SAMT I DE ÖVRIGA NORDISKA LÄNDERNA	9
6. INTERPOLERINGAR AV MÄTNINGAR I SÖDRA SVERIGE SAMT ANDRA RELEVANTA MÄTNINGAR.....	16
7. MODELLERING AV HALTERNA AV MARKNÄRA OZON I SÖDRA OCH MELLERSTA SVERIGE MED TAPM MODELLEN	20
7.1 BESKRIVNING AV OZONHALTERNA I SÖDRA OCH MELLERSTA SVERIGE UNDER DE ÅR, 1999 OCH 2000, SOM ANVÄNDS FÖR MODELLERINGEN.....	20
7.2 BESKRIVNING AV TAPM MODELLEN	23
7.2.1 TAPM	23
7.2.2 Meteorologimodell.....	23
7.2.3 Luftföroreningsmodeller	24
7.2.4 Validering av modellen.....	24
7.3 BESKRIVNING AV INDATA SAMT MODELL PARAMETERISERING	26
7.4 RESULTAT IFRÅN MODELLERINGEN.....	28
7.4.1 En generellt översikt av modelleringsresultaten i relation till uppmätta ozonhalter i södra och mellersta Sverige.....	28
7.4.2 Resultat från modelleringen i relation till topografi, markanvändning mm	35
7.4.3 Modellerade maximala en-timmarsmedelvärden på 2 m höjd	37
7.4.4 Jämförelse med uppmätta maximala en-timmars medelvärdet	39
7.4.5 Modellerade maximala 8-timmars glidande medelvärde 2 m höjd.....	39
7.4.6. Jämförelse med uppmätta maximala 8-timmars medelvärden	39
7.4.7 Modellerat AOT40 dagtid på 2 m höjd, maj-juli.....	41
7.4.8 Modellerad AOT40 dagtid på 10 m höjd, april-september.....	42
7.4.9 Jämförelse med uppmätt AOT40	43
7.4.10 Sammanfattning modelleringen.....	43
8. OZONBELASTNINGEN I SÖDRA OCH MELLERSTA SVERIGE I RELATION TILL GÄLLANDE MÅLVÄRDEN MM	45

9. REFERENSER.....	47
10. TILLÄGGS FINANSIERING.....	48

1. Inledning

Detta projekt ingår som del i en övergripande aktivitet, med delfinansiering ifrån ASTA programmet finansierat av MISTRA, som avser att kartlägga den lokala variationen i ozonexponering av jordbruksgrödor, skog och människor i landsbygdsmiljö i Sverige. Målet är en databas, med en geografisk upplösning på 5 x 5 km, innehållande ozonexponering beräknat som olika index relevanta för UNECE konventionen för långväga transporterade luftföroreningar (LRTAP), EU's CAFÉ program, EU's ozondirektiv samt för Sveriges nationella miljömål Frisk Luft. Detta kan användas i arbetet med att följa upp de nationella miljömålen samt för att förbättra underlaget för beräkningar av skördeföruster inom jordbruket och tillväxtminskningar i produktiv skogsmark orsakat av marknära ozon.

2. Bakgrund

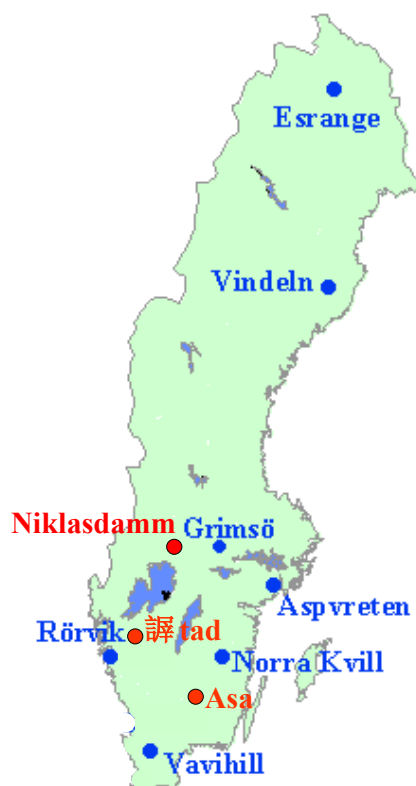
Marknära (troposfäriskt) ozon är den gasformiga luftförorening som tillmäts störst betydelse vad gäller direkt inverkan på växtligheten i Europa. Även i Sverige har marknära ozon stor betydelse, tillsammans med markförsurande ämnen samt kvävednedfall ifrån luften. Marknära ozon i södra Sverige har bedömts minska skördeutfallet hos jordbruksgrödor med 5-10 % årligen (Pleijel, 1999) och ger varje år synliga bladskador på en ozonkänslig klon av vitklöver som används som bioindikator för ozonpåverkan på Europeisk nivå inom konventionen om långväga transporterade luftföroreningar (LRTAP). Det finns även tydliga indikationer på att ozon negativt kan påverka tillväxten hos flera viktiga trädslag, såsom gran och björk. Marknära ozon har troligen även en betydande negativ inverkan på människors hälsa (Forsberg et al, 2003).

Marknära ozon bildas ur kväveoxider och kolväten i närvaro av solljus. Huvuddelen av de kväveoxider och kolväten som ger upphov till ozonbildning i Sverige är långväga transporterade ifrån kontinentala Europa samt från Storbritannien (EMEP, 2003). Vidare sker en global transport av ozonbildande ämnen över norra hemisfären. Bakgrundshalterna av ozon över norra hemisfären förutsägs fortsätta att öka (Johnson et al., 2001) på grund av ökande luftutsläpp i utvecklingsländer, bl a i Asien.

Halterna av marknära ozon i luften övervakas i Europa inom EMEP (<http://www.emep.org>). Sverige har sju officiella EMEP-stationer i landsbygdsmiljö, där ozonhalterna mäts med kontinuerligt registrerande instrument på tim-basis (Figur 1). Ozondata ifrån EMEPs mätstationer i Sverige är framtagna inom den nationella Miljöövervakningen, finansierad av Miljöövervakningsenheten vid Naturvårdsverket. IVL driver 6 av de totalt sju stationer som ingår i programmet.

Ozonhalter har även mätts under långa tidsperioder vid Östads säteri, en mätstation som drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet AB i samarbete med Göteborgs Universitet. Dessa mätningar beskrivs i Karlsson et al. (2004). Ozondata ifrån Asa, ca 20 km norr om Växjö, har erhållits ifrån SLU's skogliga försökspark vid Asa, genom Prof. Göran Örlander och Fil Dr Ola Langvall. Dessa mätningar görs 5 m över marknivå och kalibreras regelbundet på samma sätt som EMEPs mätstationer. Slutligen finns mätningar av ozonhalter på 2 m, 10 m samt 20 m över marknivå i en granskog vid Niklasdamm, ca 10 km N om Kristinehamn, som drivs av Karlstads Universitet. Även dessa mätningar kalibreras regelbundet på samma sätt som EMEPs mätstationer.

Det är således ett relativt glest nätverk av ozonmätningar i landsbygdsmiljö i Sverige.



Figur 1. En karta som visar lokaler i Sverige, där marknära ozon mäts på tim-basis inom EMEP systemet samt av IVL, SLU och Karlstads Universitet.

Det finns indikationer på att de lokala variationerna ozonbelastningen kan vara relativt stora. En omfattande utredning i Storbritannien (PORG, 1997, NEG-TAP, 2001) identifierade avståndet till kusten samt höjd över havet som två viktiga faktorer för lokal variation i ozonförekomst.

3. Syfte

Studien syftar till att undersöka möjligheterna att kartlägga ozonbelastningen i landsbygdsmiljö med en hög geografisk upplösning. Särskilt inriktar sig studien på att bedömma betydelsen av den lokala variationen i ozonbelastningen i relation till nu gällande gräns- och målvärden inom EU's ozondirektiv, inom konventionen om långväga transporterade luftföroreningar samt inom det nationella miljömålet Frisk Luft.

4. Beskrivning av gällande gränsvärden och miljömål för ozon

4.1. EUs ozondirektiv

Ifrån september 2003 gäller ett nytt EU-direktiv om ozon i luften (2002/3/EG). Man använder sig av två typer av ozonindex, ett maximalt, rullande 8-timmars medelvärde dagligen för att skydda människors hälsa och ett AOT40 för skydd av växtligheten. Vidare anger man målvärden som skall utvärderas med start 2010, samt även långsiktiga mål, som skall uppnås 2020. Målvärdena anges i tabell 1. Målvärdena anger att det maximala, rullande 8-timmars medelvärdet inte får överskrida 60 ppb (1 ppb motsvarar ca 2 µg/m³) under mer än 25 dagar per år i medeltal under tre år. AOT40 dagtid under perioden maj-juli får ej överskrida 9000 ppb h. De långsiktiga målen är att det maximala 8-timmars medelvärdet inte någon gång skall överskrida 60 ppb samt att AOT40 inte något år skall överskrida 3000 ppb h.

Tabell 1. Målvärden och långsiktiga mål som anges inom EU's direktiv (2002/3/EG) om ozon i luften.

Målvärde för 2010		Långsiktigt mål	
Hälsa	Vegetationen	Hälsa	Vegetationen
Max 8-timmars medelvärde <60 ppb *	AOT40, <9000 ppb timmar, medelvärde under 5 år **	Max 8-timmars medelvärde <60 ppb ***	AOT40, 3000 ppb timmar ** ***

* värdet får ej överskridas under mer än 25 dagar per kalenderår, i medeltal över 3 år.

** "Accumulated exposure Over a Threshold 40" ppb. Beräknas utifrån tim-värden från maj till juli, mellan kl 8 och kl 20 mellaneuropeisk tid dagligen. Från varje tim-värde subtraheras 40 ppb. Om resultatet är >0 så ackumuleras detta värde. AOT40 uttrycks antingen som ppb timmar eller som ug/m³ timmar 1 ppb motsvarar ca 2 ug/m³.

*** värdet får ej överskridas

4.2. Konventionen om långväga transporterade luftföroreningar (LRTAP) inom UNECE

FN's konvention om långväga transporterade luftföroreningar, LRTAP (www.unece.org/env/lrtap/), etablerades 1979 och har för närvarande 79 deltagande länder och organisationer. Åtta överenskommelser om olika utsläpps begränsningar har tillkommit sedan konventionen bildades. De länder som deltar i konventioner har att ta ställning till om de godtar (ratificerar) överenskommelserna och, om så är fallet, följa de utsläpps begränsningar som beslutats. Dock finns inga juridiska möjligheter att "straffa" de länder som inte lyckas med sina åtaganden.

De kritiska nivåer som för närvarande gäller för ozons inverkan på vegetationen inom konventionen baserar sig, liksom EU-direktivet, på AOT40 dagtid. För jordbruksgrödor, samt för naturlig vegetation, gäller en kritisk nivå på 3 000 ppb timmar ackumulerat under perioden maj-juli. För träd gäller en kritisk nivå på 10 000 ppb timmar ackumulerat under perioden april-september. Värdena gäller som medelvärden under en 5 års period.

De ovan beskrivna kritiska nivåerna inom CLRTAP är för närvarande i en revisionsprocess och för jordbruksgrödorna vete och potatis finns förslag på nya kritiska nivåer baserade på mängden ozon tas upp in i bladen, s k ozonflux. För träd och naturlig vegetation är förslaget att AOT40 bibehålls. Den kritiska nivån för naturlig vegetation kvarstår, medan värdet för träd sänks ifrån AOT40 10 000 ppb timmar till AOT40 5 000 ppb timmar, ackumulerat dagtid april-september. Förslagen kan i sin helhet studeras på Internet, <http://www.icpmapping.org>.

4.3 Nationella miljömål

Riksdagen har 1999 fattat beslut om femton övergripande nationella miljökvalitetsmål. Marknära ozon samt gas-formigt NO₂ och SO₂ behandlas i miljömålet "frisk luft". Det beslut man fattat lyder:

"Luften skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas. Miljökvalitetsmålet innebär:

- Halterna av luftföroreningar överskrider inte fastställda lågrisknivåer för cancer, överkänslighet och allergi eller för sjukdomar i luftvägarna
- Halterna av marknära ozon överskrider inte de gränsvärden som satts för att hindra skador på människors hälsa, djur, växter, kulturvärden och material.
- Inriktningen är att miljökvalitetsmålet skall nås inom en generation."

I den av riksdagen senare antagna propositionen 2000/2001:130 "Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier" har målformuleringen kopplad till miljökvalitetsmålet Frisk Luft utvecklats i form av s.k. del- och generationsmål. Delmålen avser

förorenings- och utsläppsmål som skall vara uppfyllda till senast 2010. Generationsmål avser motsvarande typ av mål som delmålen, men på längre sikt, till ca 2020. De del- och generationsmål som för närvarande gäller för marknära ozon redovisas i tabell 2 nedan. Det är troligt att en revidering av generationsmålet för skydd av vegetationen kommer att ske. De mål för marknära ozon som satts inom det nationella miljömålet Frisk Luft är avsevärt strängare, jämfört med EU direktivet (2002/3/EG) om ozon i luften.

Tabell 2. Del- och generationsmål i det svenska miljömålsarbetet som f n gäller för marknära ozon inom miljömålet Frisk Luft. En uppdelning har gjorts av vad som kan vara relevant för människors hälsa respektive vegetationen. 1 ppb är ca 2 ug/m³.

Delmål 2010		Generationsmål 2020	
Hälsa	Vegetation	Hälsa	Vegetation
Det maximala 8-timmars medelvärdet bör ej överskrida 60 ppb	-	Halter som inte bör överskridas är 35 ppb som åttatimmars medelvärde och 40 ppb som timmedelvärde.	Halter som inte bör överskridas är 25 ppb som medelvärde för sommarhalvåret

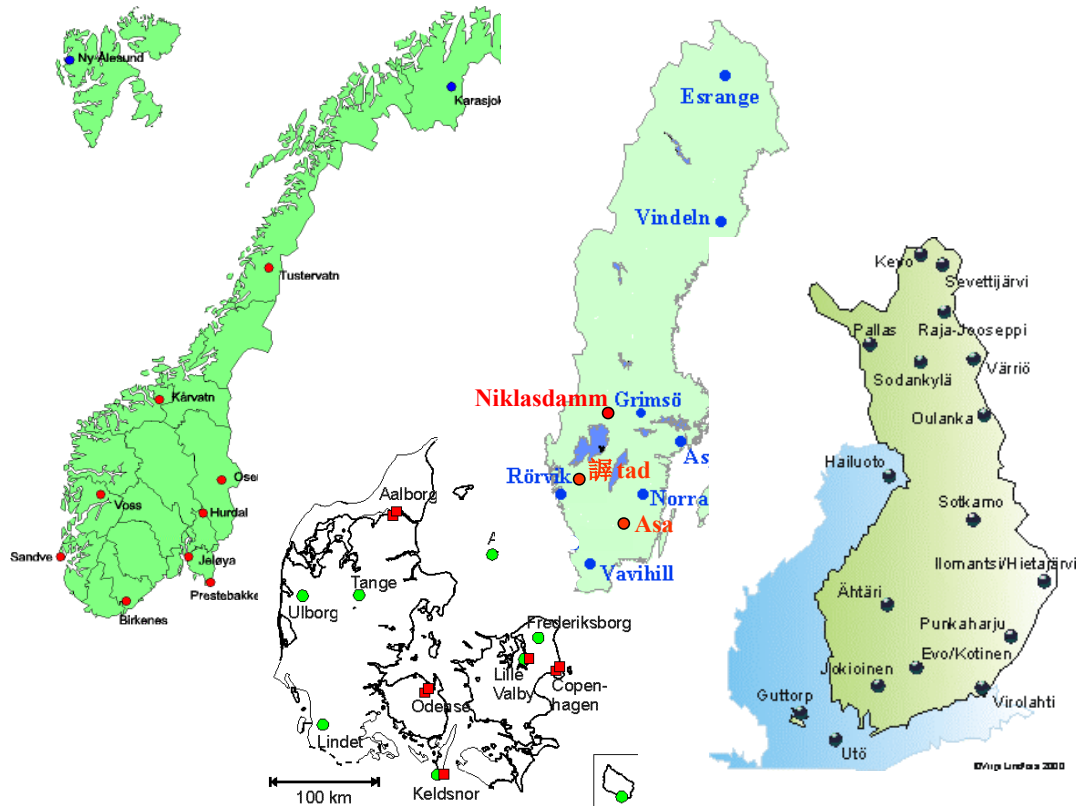
5. Mätningar av marknära ozon i södra och mellersta Sverige samt i de övriga Nordiska länderna

Halterna av marknära ozon varierar både på en stor-regional nivå och lokalt. Det kan därför vara av intresse att studera variationen av ozonhalter på tim-basis vid alla mätlokaler runt om i de södra delarna av de Nordiska länderna. De lokaler där halterna av marknära ozon mätts på tim-basis under längre tidsperioder redovisas i Tabell 3 och deras geografiska läge kan även utläsas i Figur 2.

Halterna vid ett antal lokaler i södra Sverige och de övriga Nordiska länderna, samt vid Zingst som ligger i norra Tyskland vid Östersjö kusten, visas i figur 3 för tre dygn i juli 1994. Som framgår av figuren varierar ozonhalterna över dygnet vid samtliga lokaler i ett samstämmigt mönster, samtidigt som det också finns tydliga olikheter. Ozonhalterna vid den finska mätstationen Utö utgör en extrem, där halterna knappt varierar alls över dygnets timmar, beroende på den låga depositionen av ozon till vattenytan. Ozonhalterna vid Asa, Östad, Fredriksborg samt Ähteri utgör motsatta exempel, med en stark variation av halterna över dygnets timmar med mycket låga halter på natten. De låga halterna nattetid beror i huvudsak på temperatur inversioner som skapar en stabil skiktning av luften så att ozonet som deponeras mot mark och vegetation inte kan fyllas på ifrån högre liggande luftlager.

Tabell 3. En beskrivning av de lokaler i de Nordiska länderna där marknära ozon mätts i landsbygdsmiljö på tim-basis under lång tid, som kan vara av intresse för utvärderingen av ozonbelastningen i södra och mellersta Sverige.

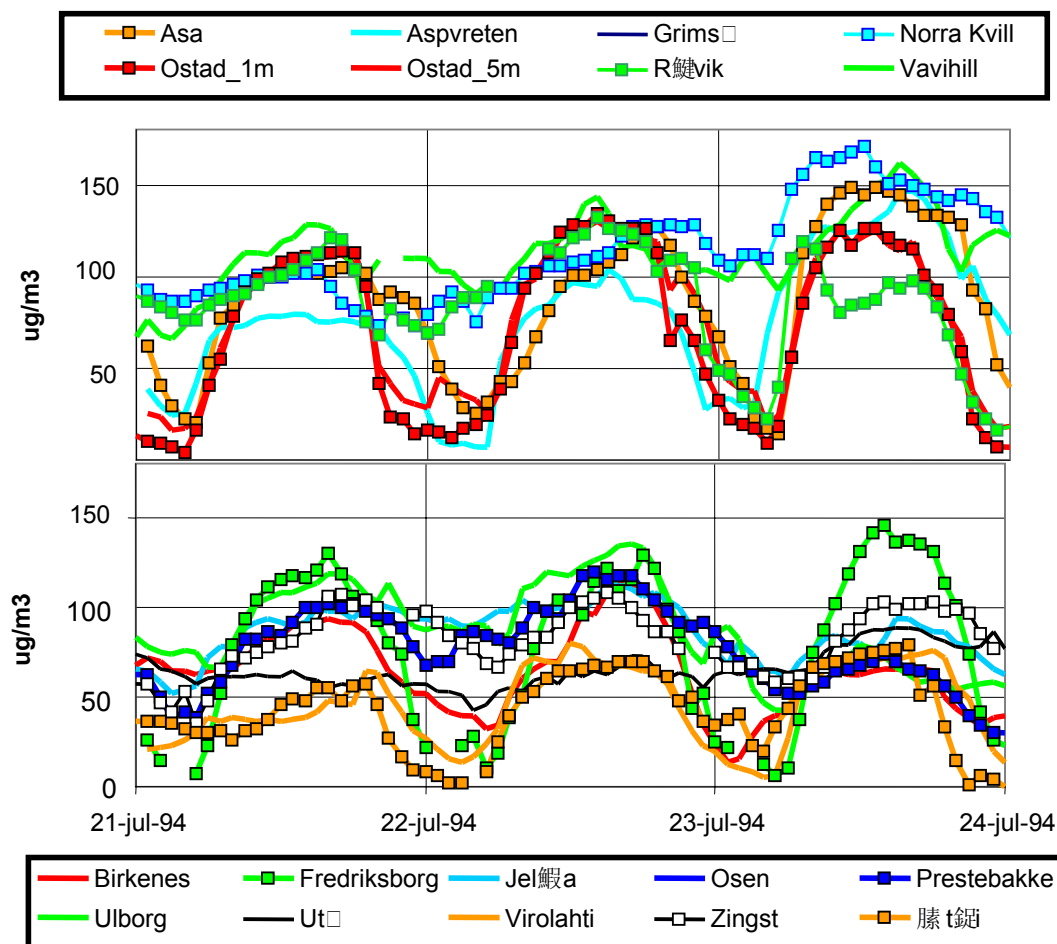
Station	Mäthöjd över marknivå (m)	Altitude (m)	Lokala förhållanden	Vegetation
Asa	5	150	Öppet fält	Gräsbevuxen mark omgiven av skog
Aspvreten	5	20	Liten kulle	Skog
Birkenes	2	190	Låglänt	65% skog
Jelöya	2	5	Kustnära	Skog, gräs- och ljungmark
Niklasdamm	20	115	Slätt landskap	Över ett bestånd med vuxna granar
Norra Kvill	5	261	Högt berg	Ängsmark nära skog
Osen	2	440	Höglänt	70% skog
Prestebakke	2	160	Låglänt	70% skog
Rörvik	5	10	Kustnära	Kustnära, ängsmark
Ulborg	18	10	Låglänt slättland	Skog
Utö	5	7	Klippig ö	Kal ö
Vavihill	5	175	Ås, södra sidan	Äng belägen i bokskog
Virolahti		8	Låglänt, kustnära	50% barrskog., 40% ängsmark
Ähtäri	5	162	Inland, böljande landskap	50% barrskog., 20% myrmark, ljungmark, 20% sjöar
Östad	5	62	Öppet fält	Åkermark omgivet av skog och sjö



Figur 2. Kartor som kan användas för att utläsa de geografiska lägena för de mätllokaler för marknära ozon som redovisas i Tabell 3. Observera att marknära ozon inte mäts vid alla de lokaler som är markerade i ovanstående kartor.

Skillnaderna i haltmönster mellan olika lokaler i södra delen av de Nordiska länderna beror i huvudsak på fyra olika processer:

1. Långdistans transport av utgångsämnena för ozonbildning
2. Ozonbildningshastigheten i högre luftlager i troposfären, som pågår kontinuerligt samtidigt som luften rör sig över området. Denna ozonbildningshastighet beror av en komplicerad kemi där ozon bildas i solljus utifrån NO_2 och kolväten i luften. Ozonbildningshastigheten kan generellt sägas vara störst i södra delen av de Nordiska länderna och avtar sedan norrut.
3. Depositionshastigheten av ozon mot olika ytor såsom vattenytor, mark samt vegetation. Depositionshastigheten mot vattenytor är avsevärt lägre jämfört med den mot marken samt mot vegetationen.
4. Luftens omblandning, turbulens, som möjliggör tillförsel av ozon ifrån högre till lägre luftlager.



Figur 3. Halterna av marknära ozon vid ett antal lokaler i södra Sverige och övriga Nordiska länder under tre dygn i juli 1994. Ifrån Östads säteri visas ozonhalterna för två olika mäthöjder, 1 och 5 m över marknivå. Observera att ozonhalterna anges i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I en rapport till Länsstyrelsen i Västra Götalands län om ozonbelastningen i Västra Götaland (Karlsson et al., 2004) framfördes en hypotes att ozonbelastningen vid olika lokaler i södra Sverige i stort kan beskrivas genom avståndet ifrån kusten, samt genom hur högt och "exponerat" en lokal ligger, jämfört med topografin i omgivande landskap. Tre kategorier av mätlokaler definierades för marknära ozon, vilka beskrivs i tabell 4. Denna uppdelning utgör givetvis en generalisering och gränserna mellan de olika kategorierna är flytande.

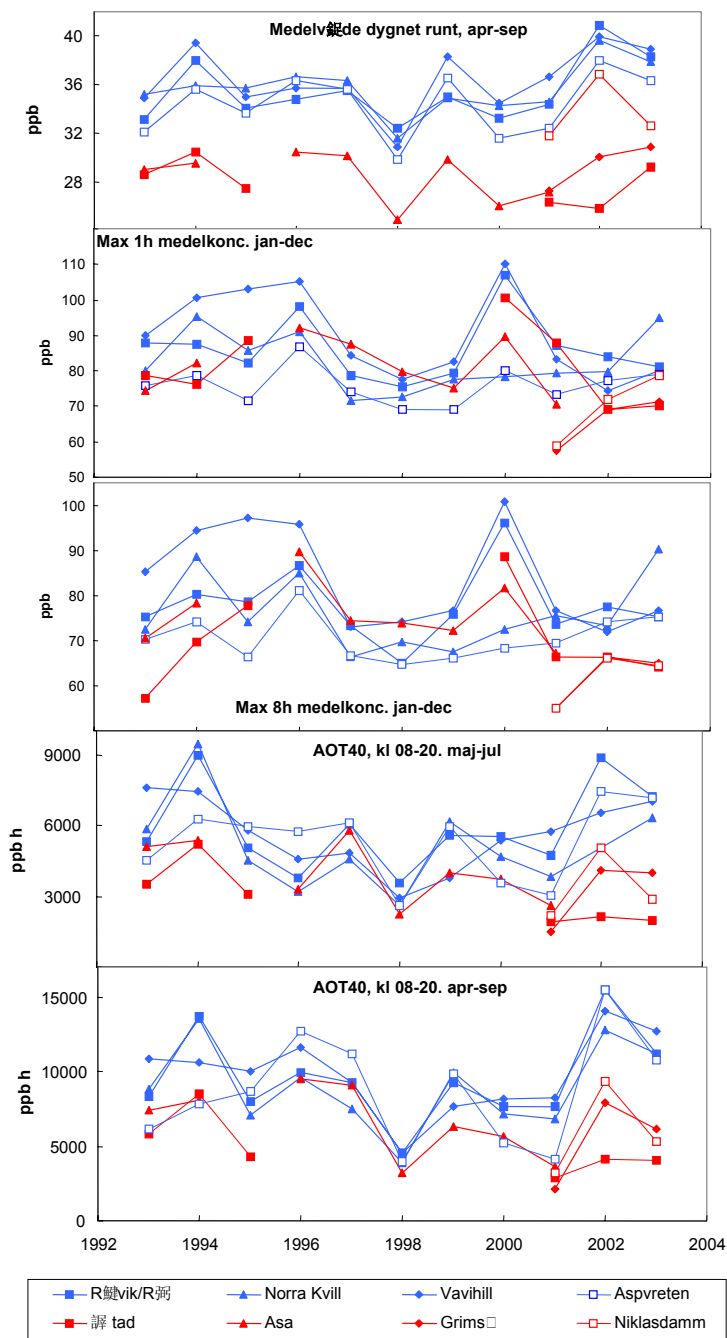
Tabell 4. Definition av tre olika kategorier av mätlokaler för marknära ozon i södra Sverige

Benämning	Beskrivning	Ingående mätlokaler
Kustnära	Mätlokaler som är belägna mycket nära kusten. Hur avgränsningen ser ut mot inlandet går ännu ej att beskriva kvantitativt.	Rörvik/Råö, Aspvreten *
Höglänta	Mätlokaler som är belägna utpräglat högt över angränsande landskap. Inte heller detta går ännu att beskriva kvantitativt.	Vavihill, Norra Kvill
Låglänta	Mätlokaler som ej är belägna utpräglat högt över omgivande landskap. Detta innebär inte nödvändigtvis att dessa lokaler är belägna i ett slättlandskap.	Östad, Asa, Grimsö, Niklasdamm *

* Aspvreten och Niklasdamm har lagts till i denna studie.

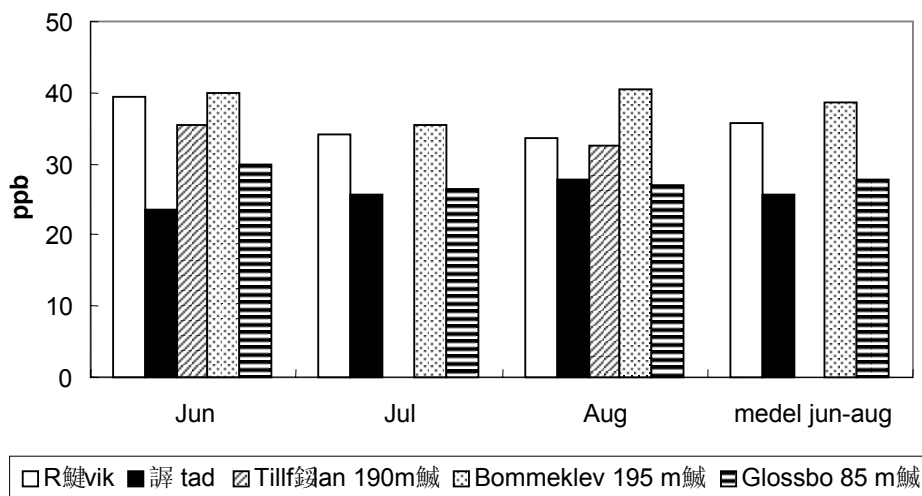
I figur 4 visas olika beräknade ozonindex för de mätlokaler i södra och mellersta Sverige där ozonhalter mätts med instrument på tim-basis under längre tid. De olika ozonindexen är relevanta för EU's ozondirektiv, för konventionen om långväga transporterade luftföroreningar (LRTAP) samt för det nationella miljömålet Frisk Luft och visas för perioden 1993-2003. Värden har medtagits då det funnits mätdata för minst 15% av totala antalet timmar under perioden som ozonindexet beräknas över. Mätlokalerna har delats upp så att kustnära och höglänta lokaler visas med blåa symboler, medan låglänta lokaler i inlandet visas med röda symboler. Det bör noteras att mätningarna vid Niklasdamm avviker ifrån övriga lokaler i det att ozonhalterna mäts 20 m över marknivån. Vid Östad har ozonhalterna vissa år mätts 9 m över marknivå, övriga år 5 m över marknivå.

Utifrån resultaten som visas i figur 4 verkar en uppdelning mellan kustnära/höglänta lokaler och låglänta lokaler i inlandet relevant vad gäller ozonindex som beräknas över längre tidsperioder, såsom medelvärden april-september dygnet runt och AOT40. Däremot är uppdelningen mindre relevant för ozonindex som beräknas som maximala värden under korta tidsperioder, såsom maximala en-timmes medelvärdet och maximala 8-timmars medelvärdet. Möjligheterna till interpolering temporalt och spatialt behandlas i detalj i sektion 6 nedan.



Figur 4. En jämförelse av olika ozonindex vid olika mätlokaler i södra Sverige. Värden ifrån kategorin höglänta-, eller kustnära, platser anges med blåa symboler. Värden ifrån kategorin ej höglänta eller ej kustnära platser anges med röda symboler. Ozonhalterna vid Östad har mätts på 5 m alternativt 9 m över marknivå. Ozonhalterna vid Niklasdamm har mätts 20 m över marknivå. Vid övriga mätlokaler har halterna mätts 5 m över marknivå.

Det kan noteras att det målvärde som används både inom EU's ozondirektiv samt inom det nationella miljömålet Frisk Luft, nämligen att det maximala 8-timmars medelvärdet inte skall överskrida 60 ppb (120 ug m^{-3}), överskreds alla år för de alla de mätlokaler som tillhör kategorin kustnära/höglänta lokaler och för flertalet år för flertalet lokaler som tillhör kategorin låglänta lokaler i inlandet. Inom generationsmålet för Frisk Luft anges att en-timmars medelvärdet ej bör överskrida 40 ppb (80 ug m^{-3}), vilket överskreds kraftigt vid alla mätlokaler. Det kortsiktiga målvärdet för skydd av vegetationen inom EU's ozondirektiv, nämligen att AOT40 under perioden maj-juli ej bör överskrida 9000 ppb h, överskreds vid Norra Kvill 1994 och var mycket nära att överskridas vid Rörvik/FRåö 1994 och 2002. Det långsiktiga målet för skydd av vegetationen inom EU's ozondirektiv, nämligen att AOT40 under perioden maj-juli ej bör överskrida 3000 ppb h, överskreds vid alla mätlokaler inom kategorin kustnära/höglänta lokaler alla år, förutom 1998, medan överskridandet var betydligt lägre inom kategorin låglänta lokaler.



Figur 5. Månads-visa mätningar av ozon med diffusiva provtagare vid tre mätpunkter i Alingsås kommun under jun-aug 1997 (Sjöberg et al., 1998). Bommeklev och Tillfällen ligger i höglänt terräng, medan Glossbo ligger i låglänt terräng. För jämförelse har motsvarande medelvärden från ozonmätningar med instrument ifrån Rörvik/Råö (10 m ö h) och Östad (62 m ö h) medtagits. Eftersom mätvärde saknas för Tillfällen i juli är denna mätpunkt inte medelvärdesbildad.

Ytterligare information om den lokala variationen i ozonhalter kan fås ifrån mätkampanjer med diffusiva provtagare för ozon. Sommaren 1997 genomförde IVL mätningar av marknära ozon i Göteborgsregionen på uppdrag av Göteborgsregionens Luftvårdsprogram (Sjöberg et al., 1998). Mätningarna gjordes månadsvis med diffusiva provtagare under perioden maj – augusti vid totalt 25 mätpunkter. Mätpunkterna fördelade sig mellan Ödsmål i norr, Fjärås i söder samt Vårgårda i öster. Flera mätpunkter låg ute i havsbandet, på Tjörn, samt på Rörö och Styrö i Göteborgs skärgård. Dessutom jämfördes också med instrumentmätningar vid Rörvik och Östad. I

instruktionerna vid utsättning av de diffusiva provtagarna angavs att de skulle sättas upp på en öppen plats, ca 3 m över marknivå, på avstånd ifrån träd och ej i några svackor.

Medelvärden för ozonkoncentrationer under perioden maj-augusti låg klart högst för mätpunkterna i havsbandet, Tjörn, Rörö, Styrso samt Rörvik, i jämförelse med de flesta mätpunkter i inlandet. Denna undersökning bekräftar således hypotesen att ozonhalterna är högre i kustnära områden, jämfört med inlandet. Emellertid var halterna höga också vid några få punkter i inlandet. Detaljerade uppgifter om mätpunkternas placering finns dock endast för tre mätpunkter i Alingsås kommun. Mätpunkterna Tillfällan och Bommeklev ligger i kuperad, höglänt terräng, nästan 200 m ö h, medan mätpunkten Glossbo ligger i ett slättlandskap nära Nossebro, 85 m ö h. Alla dessa tre lokaler ligger inom 35 km ifrån Östad. Mätvärden för dessa punkter visas i figur 5, tillsammans med mätvärden ifrån Rörvik (10 m ö h) och Östad (62 m ö h).

I figur 5 framgår att mätvärdena från de mätpunkter som ligger i höglänt terräng följer mätvärdena ifrån Rörvik, eller t o m ligger högre, medan mätpunkten i låglänt terräng följer mätvärdena ifrån Östad. Dessa resultat indikerar att ozonnivåerna vid kustnära områden och i högt belägna områden i inlandet tenderar till att följa varandra, medan ozonnivåerna i lågt belägna områden i inlandet ligger avsevärt lägre. Dock måste det hållas i minnet att dygnsvariationen i ozonhalter spelar mycket stor roll för månadsmedelvärdet beräknat dygnet runt och att högt belägna lokaler tenderar till att ha en relativt liten dygnsvariation.

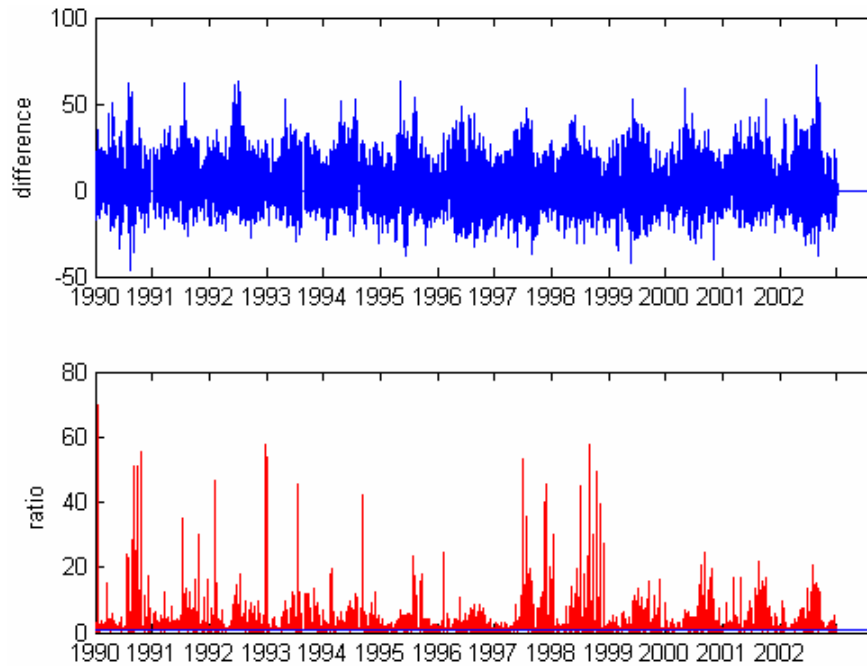
Mätningar av ozonhalterna i ett skogsområde vid Antens kapell, ca 10 km norr om Östad under juli månad 1989 visade att ozonhalterna på 13 m höjd över marken på ett kalhygge var mycket lika ozonhalterna på 9 m över marknivå över ett grödefält vid Östads säteri (Pleijel et al., 1996). Antens kapell ligger på relativt lika höjd över havet (100 m ö h) som Östads säteri (62 m ö h), vilket gör att även dessa mätningar bekräftar hypotesen att likheter i ozonhalter korrelerar med likheter i avståndet till kusten samt i den lokala topografin.

6. Interpoleringar av mätningar i södra Sverige samt andra relevanta mätningar

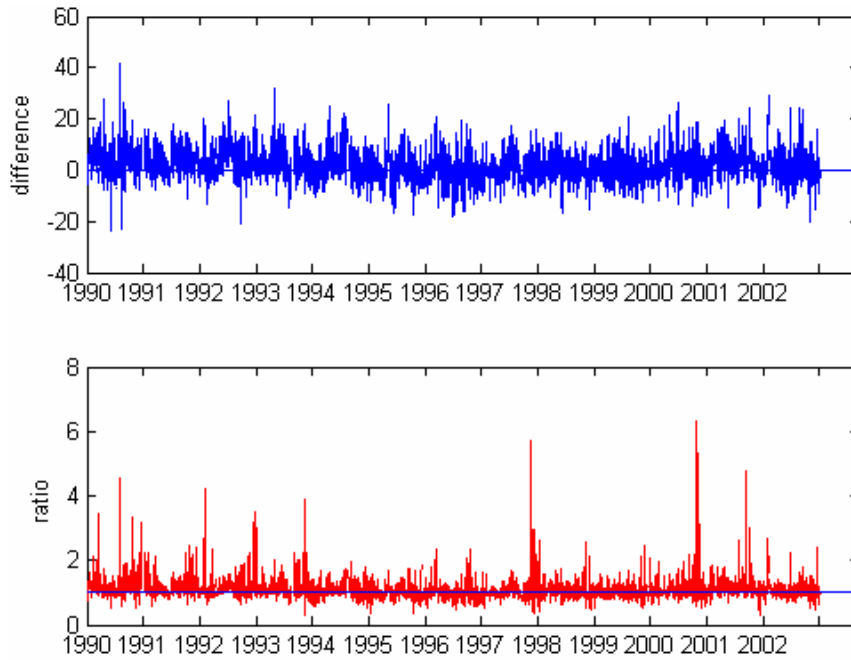
Som jämförelse till modellerade halter har en utvärdering av bakgrundsmätningar av ozon för södra Sverige gjorts. Här presenteras Norra Kvill och Aspvreten vilket är en del av det undersökta materialet.

Av det undersökta datamaterialet förekommer endast ett litet databortfall, men detta varierar beroende på vilken station som undersöks. För att hitta rätt interpolationsteknik har (i grundmaterialet) fem stationer undersökts från år 1990 till 2002. Analysen är även användbar för att förstå det spatials och temporära variationsmönstret i de olika skalorna. Exempelvis, en intressant fråga att besvara är om en specifik station alltid har högre

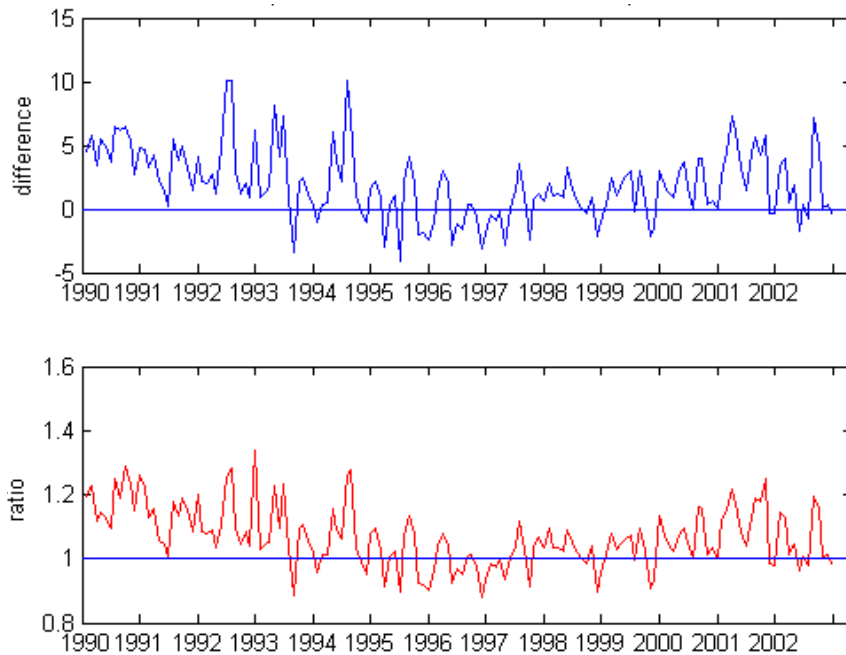
halter än någon av de övriga. För att utröna variationen vid en station i relation till andra har differensen och kvoten av varje stationspar plottats. Nedan presenteras en jämförelse av Norra Kvill och Aspvreten med timupplösning (figur 6), Norra Kvill och Aspvreten med dygnsupplösning, (figur 7), Norra Kvill och Aspvreten med månadsupplösning (figur 8) samt Norra Kvill och Aspvreten med årsupplösning (figur 9).



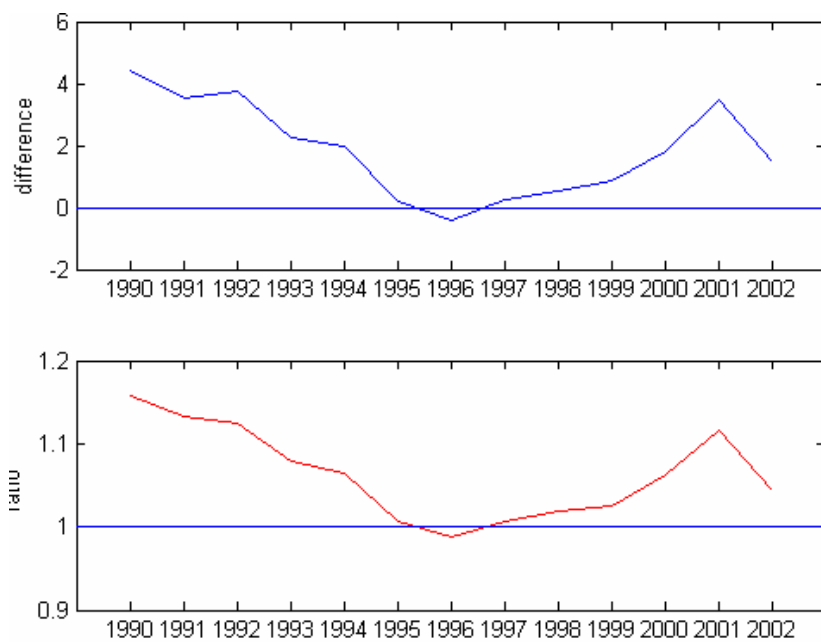
Figur 6. Skillnaden och kvoten mellan ozonkoncentrationen (ppb) baserad på timmedelvärden vid Norra Kvill and Aspvreten.



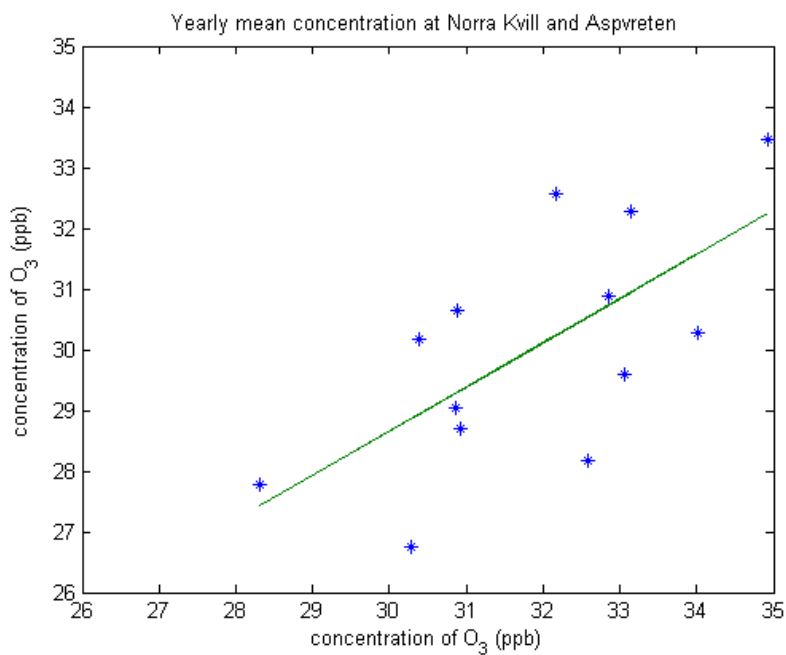
Figur 7. Skillnaden och kvoten mellan ozonkoncentrationen (ppb) baserad på dygnsmedel-värden vid Norra Kvill and Aspvreten.



Figur 8. Skillnaden och kvoten mellan ozonkoncentrationen (ppb) baserad på månadsmedelvärden vid Norra Kvill och Aspvreten (annan skala)



Figur 9. Skillnaden och kvoten mellan ozonkoncentrationen (ppb) baserad på årsmedelvärden vid Norra Kvill and Aspvreten (annan skala).



Figur 10. Sporadisk fördelningen av årsmedelkoncentrationen vid Norra Kvill och Aspvreten

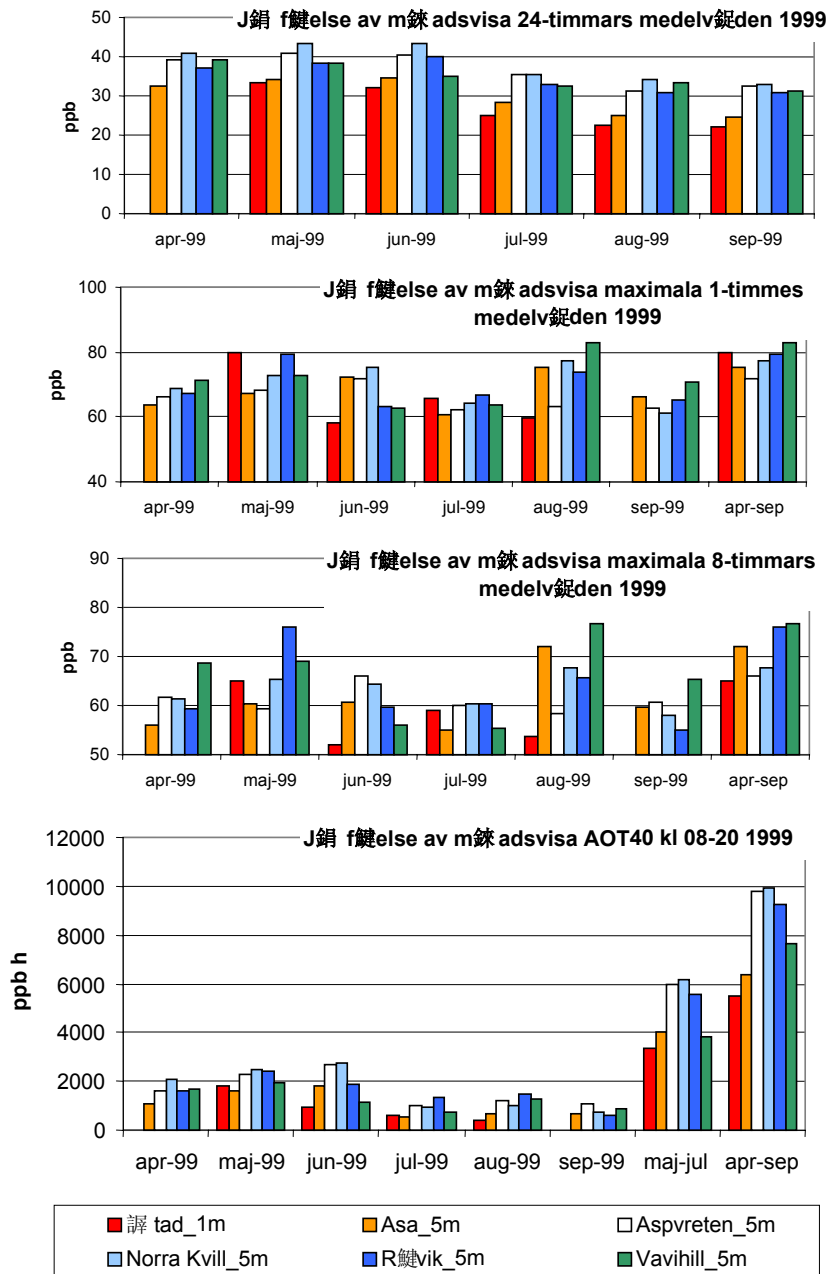
Ovanstående figurer visar att det inte förekommer något uppenbart förhållande mellan timmedelvärden av ozon vid de två stationerna (figur 6). Det verkar förekomma många toppar i både skillnaden och kvoten där halten i Norra Kvill är mycket högre än vid Aspvreten. Detta visar att Norra Kvill mycket oftare är exponerat för höga ozonhalter än Aspvreten i denna tidsskala. Skillnaden i timmedelkoncentrationen varierar mellan 50 ppb till 70 ppb, varav den vid Norra Kvill kan vara 70 gånger högre än vid Aspvreten! Det finns dock även tillfällen då koncentrationen vid Norra Kvill är lägre än vid Aspvreten vilket gör att det är svårt att återfinna något generaliserat samband mellan timmedelhalterna av ozon vid de båda stationerna.

I de längre tidsskalorna (figur 7-9), d.v.s. dygn, månatlig och år förekommer heller inga konstanta eller generaliserade haltskillnader eller kvoter, även om variationen mellan stationerna blir mindre med ökande tidsskala. I Chen och Tang (2004) uppvisar jämförelser mellan andra stationer motsvarande resultat. Sammasfattningsvis kan därför sägas att det inte förekommer några fixa samband mellan ozonhalter vid olika stationer speciellt inte i kort tidsskala, men en viss systematisk skillnad förekommer i den långa tidsskalan (år). Saknade värden i tidskala kan därför inte enkelt interpoleras spatialt från närliggande stationer. En möjlighet att genomföra en rimlig interpolation är att istället använda ett temporärt variationsmönster från varje station. Denna metod är baserad på detaljerade analyser av ozonkoncentrationen vid varje station, vilken visade förekomsten av distinkta dygnsvariationer vid respektive station och månad. Där mätvärden av ozonhalten saknas kan därmed interpolation av timmedelvärden genomföras, baserad på månadsspecifika dygnscykler.

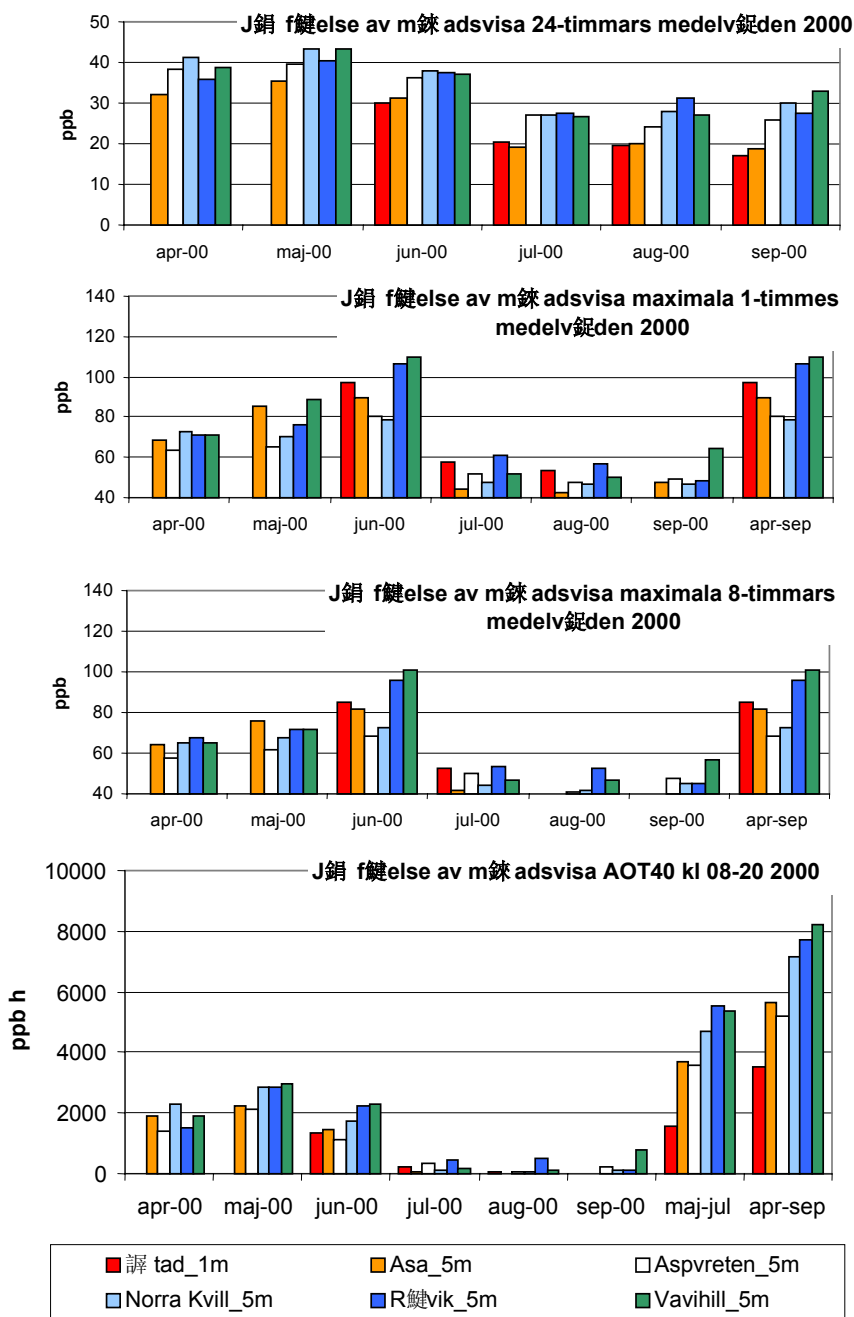
7. Modellering av halterna av marknära ozon i södra och mellersta Sverige med TAPM modellen

7.1 Beskrivning av ozonhalterna i södra och mellersta Sverige under de år, 1999 och 2000, som används för modelleringen

Generellt sätt var åren 1999 och 2000 relativt lika vad gäller ozonindex som beräknas över lång tid, dvs medelvärden dygnet runt april-september och AOT40 (Figur 11 och 12). Däremot var värdena betydligt högre 2000, jämfört med 1999, vad gäller ozonindex som beräknas som maximala värden över kort tid.



Figur 11 Beräkning av olika ozonindex per månad för olika mätllokaler i södra och mellersta Sverige för år 1999, ett av de två år som använts för modellering av lokala ozonkoncentrationer i södra och mellersta Sverige med TAPM modellen.



Figur 12. Beräkning av olika ozonindex per månad för olika mätlokaler i södra och mellersta Sverige för år 2000, ett av de två år som använts för modellering av lokala ozonkoncentrationer i södra och mellersta Sverige med TAPM modellen.

År 1999 förekom ett flertal episoder med ozonhalter över 60 ppb fördelat över hela sommaren; en episod med höga ozonhalter vid Rörvik och Östad i slutet av maj månad, omfattande endast en dag med halter upp mot 80 ppb; två episoder under juni månad

med höga halter vid Aspvreten, Asa och Norra Kvill; en episod i början av augusti med högst halter vid Vavihill, följt av Rörvik, Norra Kvill och Asa; en vecka i början av september med högst halter vid Östad, 74 ppb (syns ej i figur 11, eftersom Östad ej hade heltäckande mätningar denna månad).

År 2000 förekom episoder med höga ozonhalter fram till midsommar, därefter var halterna låga; en episod på två dagar i slutet av april med ozonhalter över 60 ppb vid Asa, Norra Kvill och Aspvreten; ytterligare två dagar i slutet av april med halter över 60 ppb vid Rörvik, Vavihill och Norra Kvill; tre dagar i mitten av maj med halter upp mot 90 ppb vid Asa och Norra Kvill; en dag i mitten av juni med halter upp mot 80 ppb vid Vavihill och Rörvik; två dagar vid midsommar med halter upp mot 110 ppb vid Vavihill och Rörvik, men med halter upp mot 80 ppb även vid övriga mätlokaler.

7.2 Beskrivning av TAPM modellen

7.2.1 TAPM

TAPM, The Air Pollution Model, är utvecklad i Australien av CSIRO Atmospheric Research Division. Spridningsmodeller för luftföroreningar använder mestadels antingen uppmätt meteorologisk data från markbaserade meteorologiska stationer eller beräknade vindfält från diagnostiska modeller, vilka också är baserade på tillgängliga markbaserade observationer. TAPM skiljer sig här eftersom modellen själv räknar ut de nödvändiga meteorologiska parametrarna genom att beräkna fundamental fluid dynamik och "scalar transport equations" för att kunna uppskatta meteorologin och därmed koncentrationen av olika typer av föroreningar. Detta sätt att behandla meteorologin eliminerar behovet av meteorologiska observationer, vilka dessutom endast beskriver meteorologin på mätplatsen. Modellen beräknar istället de flöden som är viktiga för transporter i olika skalor. Från mesoskala (1000 km) till lokal skala (100m) så som sjö och landbris, terränginducerade flöden och omlandsbris mot bakgrund av storskaligt väder från indata i form av synoptisk analys.

7.2.2 Meteorologimodell

De meteorologiska komponenterna i TAPM är icke-hydrostatiskt primitiva ekvationer med vertikalkoordinater som följer terrängen för simulering av ett tredimensionell simulering. Modellen beräknar momentumekvationerna för horisontella vindkomponenter, vertikala hastigheter samt ekvationer för potentiell temperatur och specifik fuktighet av vattenånga, molnvatten och regnvatten. Mikrofysik för molnbildningsprocesser är även medräknat, samt turbulens kinetisk energi och "eddy dissipation rate" för beräkning av turbulens och vertikala flöden. Strålningsbalansen är inkluderad för beräkning av såväl yttemperaturen som vertikal temperatur. Markens

beskaffenheter anges i olika markanvändningsklasser av vegetationstäckelse och jordart samt markfuktighet.

7.2.3 Luftföroreningsmodeller

Luftföroreningsmodulen i TAPM består av tre delar vilka alla använder beräknad meteorologi och turbulens från den meteorologiska modulen. De tre delarna är:

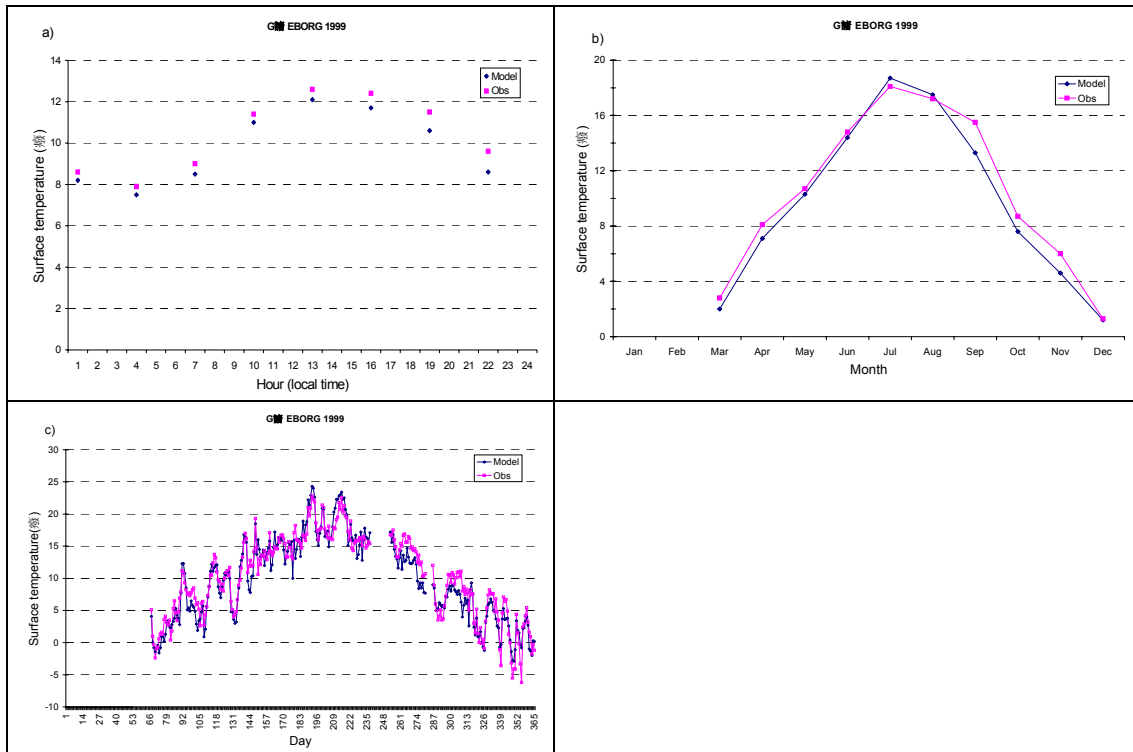
- Eulerianska Grid Modulen (EGM) bestämmer koncentrationen genom prognostiska ekvationer, korskorrelering och verklig potentiell temperatur.
- Lagrangiska Partikel Modulen (LPM) kan användas för att beräkna spridning nära källa på ett bra sätt.
- Plymhöjds Modulen används för att beräkna plymmomentum och "buoyancy effects" för punktutsläpp.

Modellen använder även fotokemiska reaktioner för gasfasen, baserade på "generic reaction set", samt kemiska reaktioner för gas- och vattenfas för svaveldioxid och partiklar. Slutligen kan våt och torrdeposition beräknas. För ytterligare information om TAPM, se www.dar.csiro.au/tapm/index.html.

7.2.4 Validering av modellen

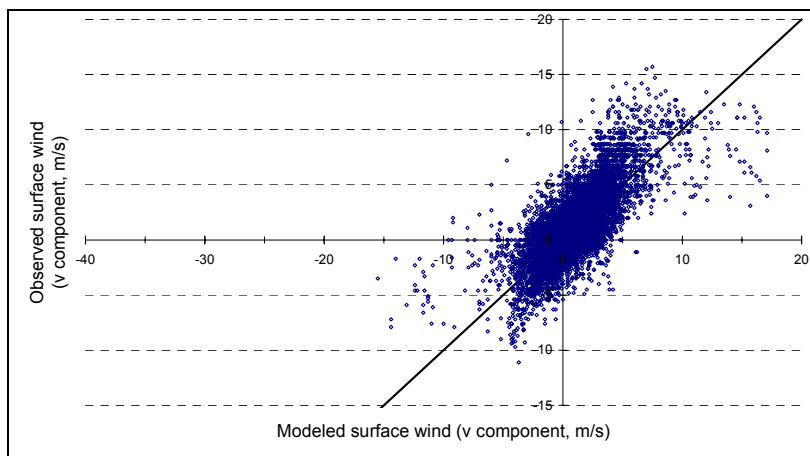
IVL Svenska Miljöinstitutet AB har genomfört validering av modellsystemet för svenska förhållanden med mycket gott resultat. TAPM har även validerats i flera andra regioner så som flera platser i Australien, USA och Malaysia (se vidare ovan nämnda hemsida).

I Chen m.fl, (2002) har en jämförelse mellan uppmätta (med TAPM) och beräknade parametrar gjorts. I figur 13 presenteras jämförelsen av temperatur i olika tidsupplösning.



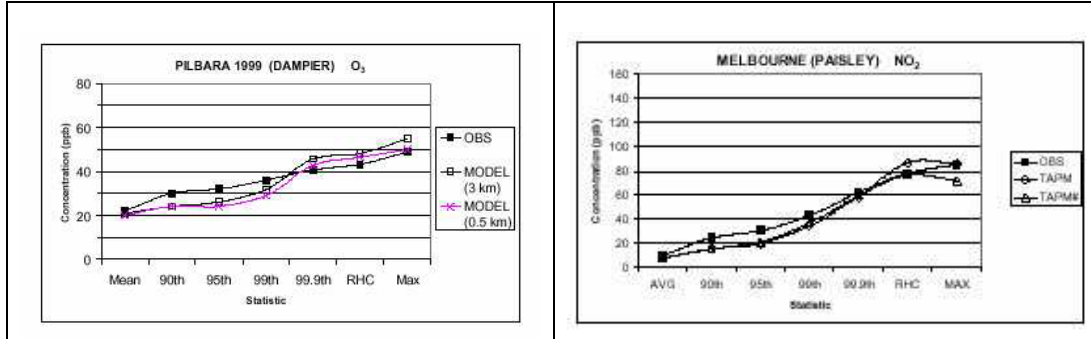
Figur 13. Uppmätt och modellerad lufttemperatur i Göteborg för 1999 (a) timvariation; (b) säsong variation; (c) dygnsvariation.

I figur 14 presenteras en jämförelse mellan uppmätt och beräknad vindhastighet vid Säve.



Figur 14. Jämförelse mellan beräknad och uppmätt vindhastighet vid Säve 1999.

Jämförelse mellan uppmätta och modellerade ozon- och NO₂-halter har genomförts i Australien (se figur 15).



Figur 15. Jämförelse mellan uppmätta O₃ och NO₂ halter i Australien, gridupplösning 3x3km.

7.3 Beskrivning av indata samt modell parameterisering

Modelleringen har genomförts separat för tre olika geografiska områden, område syd (figur 16 vänster), område mellan (figur 16 höger) samt Värmland (inte presenterat på bild).

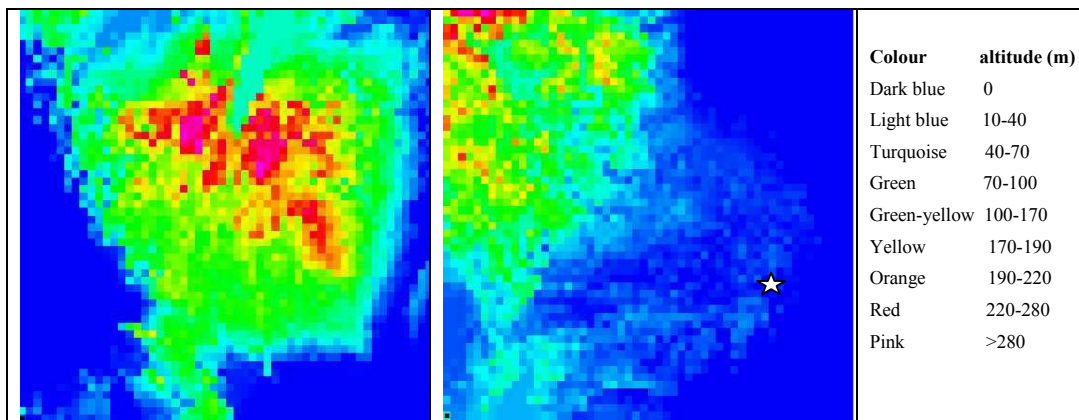
Förutom de indata beskrivna i kapitel 7.2 har uppmätta månadsmedelvärden av bakgrundshalten av ozon, svaveldioxid och kvävedioxid från fyra år används som indata till ozon modelleringen. I de fall där det finns mätningar från flera stationer har en interpolation mellan dessa gjorts. Skälet till att medelvärdet från fyra år använts, istället för det faktiska månadsmedelvärdet för respektive år, är att försöka generalisera bakgrundshalten och synliggöra den meteorologiska påverkan på ozonhalten.

Tabell 4. Interpollerade bakgrundshalter från alla stationer inom respektive område för fyra år (98-01) vilka används för spridningsberäkningarna.

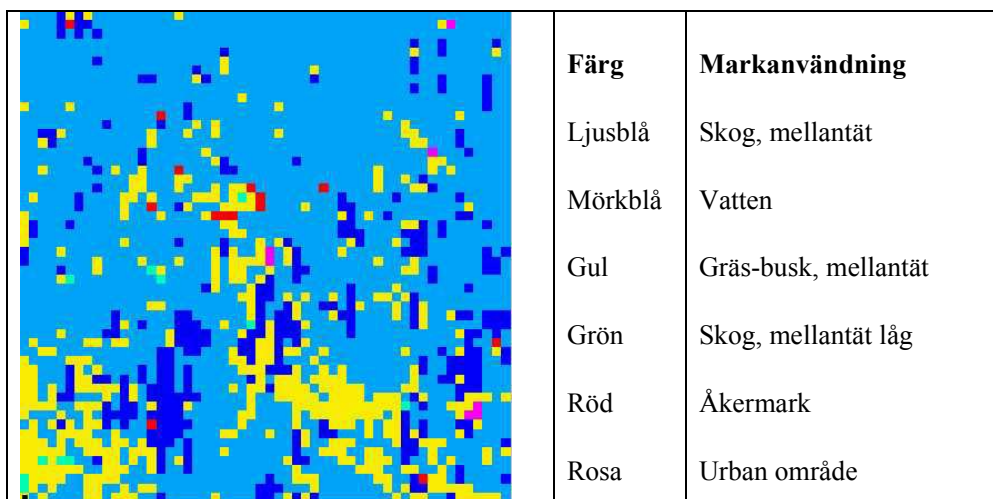
Månad	Område syd			Område mellan		
	O3 (ppb)	SO2 (ppb)	NO2 (ppb)	O3 (ppb)	SO2 (ppb)	NO2 (ppb)
1	19.1	0.3	2.9	25.2	0.4	2.4
2	26.9	0.3	2.8	30.3	0.3	2.2
3	29.8	0.4	2.4	36.6	0.5	1.3
4	32.3	0.3	1.5	39.0	0.2	1.1
5	34.3	0.2	1.4	40.7	0.2	0.7
6	30.8	0.2	1.4	40.5	0.3	0.8
7	27	0.2	1.3	35.4	0.2	0.7
8	22.4	0.2	1.4	31.3	0.1	0.9
9	21.1	0.1	1.4	32.3	0.3	0.9
10	20.4	0.2	1.9	24.1	0.2	1.4
11	15.8	0.3	3.4	22.8	0.3	1.7

12	16.9	0.3	3.3	23.1	0.2	2.0
----	------	-----	-----	------	-----	-----

För de olika geografiska områdena har olika värden för bakgrundskoncentrationer av ozon används (område syd och område mellan tabell 4), vilket ibland ger upphov till distinkta gränser i ozonhalter och -index mellan de tre områdena. Det finns inga lokala emissioner inkluderade i beräkningarna. I modellen finns markanvändningsdata, markfuktighet, havstemperatur, topografi (se figur 16 nedan), samt synoptiska väderdata för de aktuella perioderna. I figur 16 framträder småländska höglandet tydligt. Av figur 16 framgår att de största topografiska skillnaderna återfinns i det sydliga området.



Figur 16. Topografisk information som används av TAPM-modellen ifrån de båda områden som har beräknats. Vänstra bilden är det sydliga området och den högra är mellansvenska området (inklusive Stockholmsområdet, vid stjärnan).



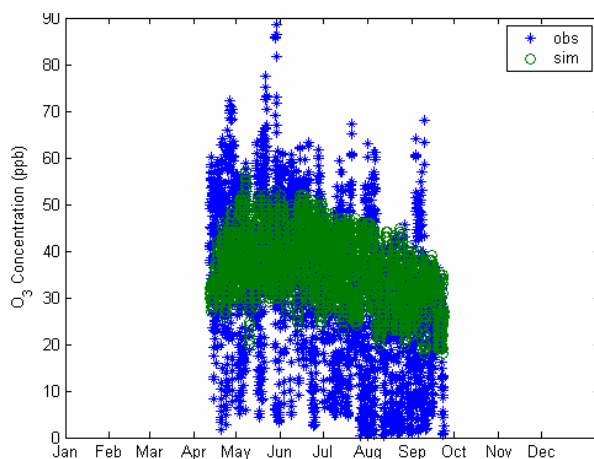
Figur 17. Information om markanvändning som används av TAPM-modellen (skala 2x2 km i det sydliga beräkningsområdet med Värnamo i centrum).

I figur 17 visas exempel på den markanvändning som ligger till grund för TAPM beräkningarna. Här framgår att en stor del av området är klassat som mellantät skog, resten som gräs- eller buskvegetation eller vatten.

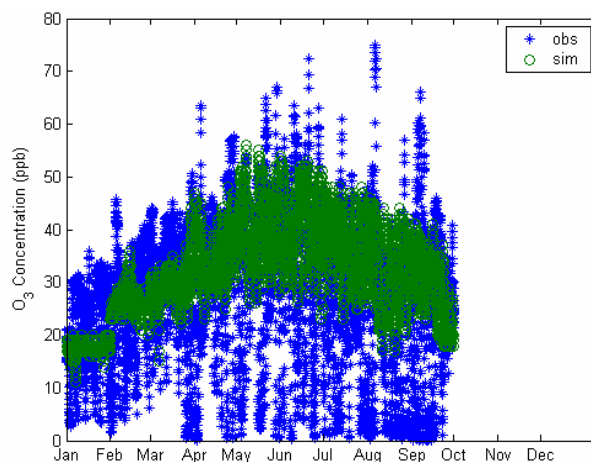
7.4 Resultat ifrån modelleringen

7.4.1 En generell översikt av modelleringsresultaten i relation till uppmätta ozonhalter i södra och mellersta Sverige

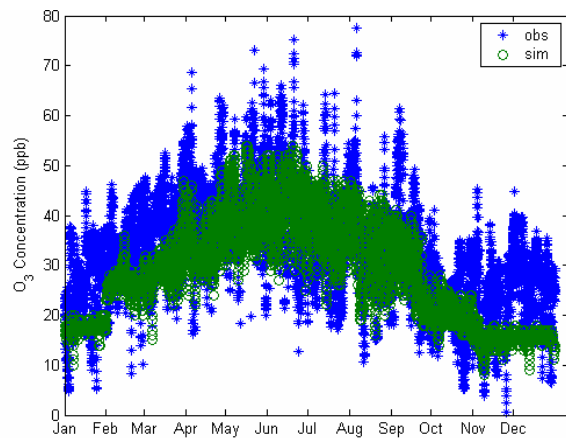
Ozonkoncentrationen har beräknats med en gridupplösning av 5x5 km. Baserat på lokaliseringen av mätpunkterna har resultat från den närmast belägna gridruta används för jämförelser mot mätdata. Resultatet från denna jämförelse har presenterats nedan.



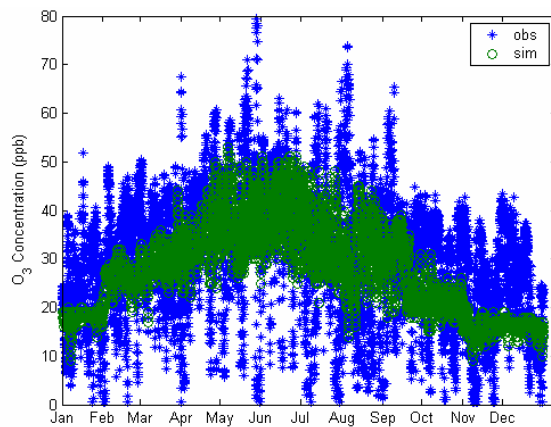
Figur 18. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Östad 1999.



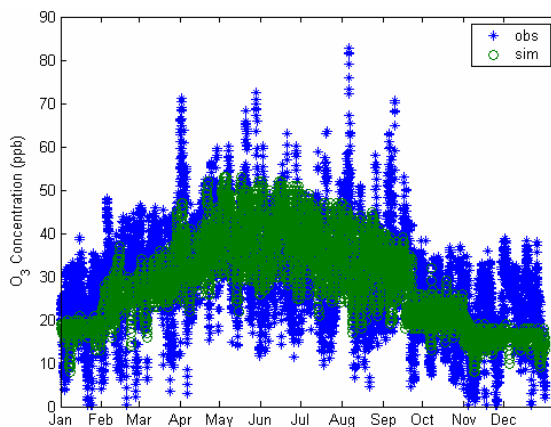
Figur 19. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Asa 1999.



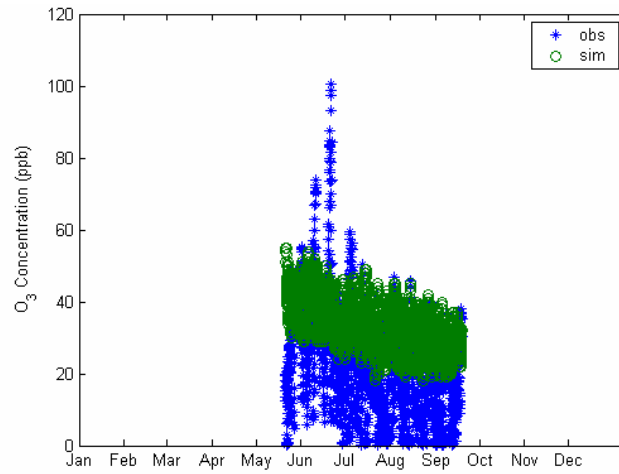
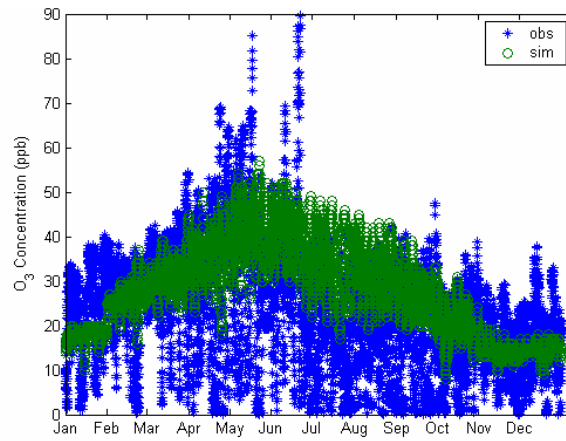
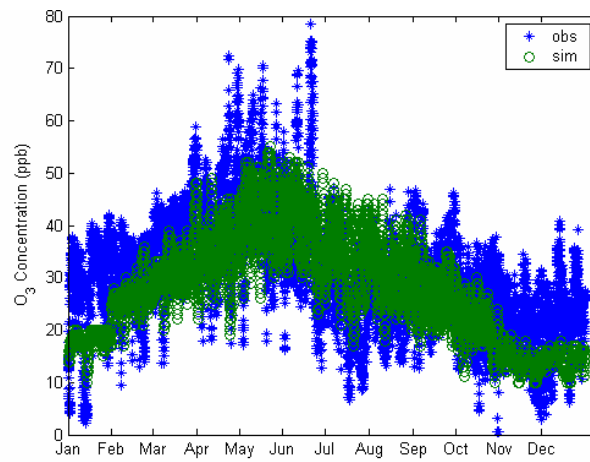
Figur 20. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Norra Kvill 1999.

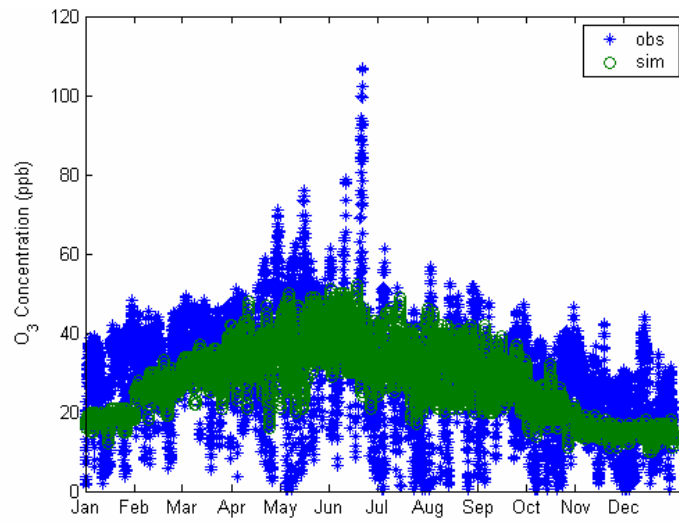
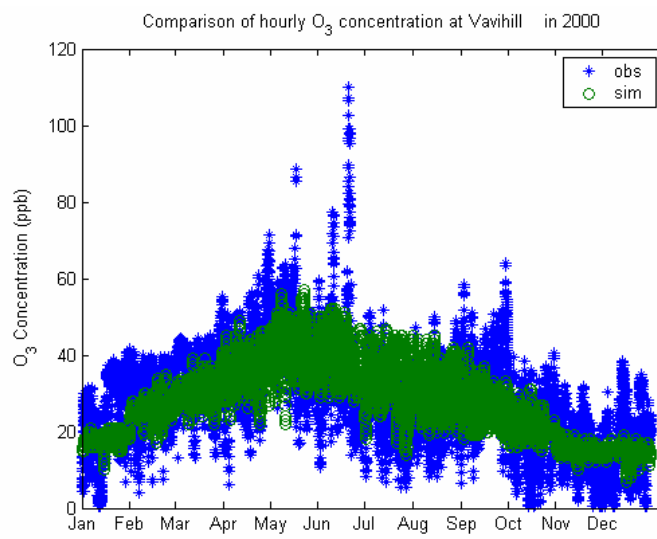


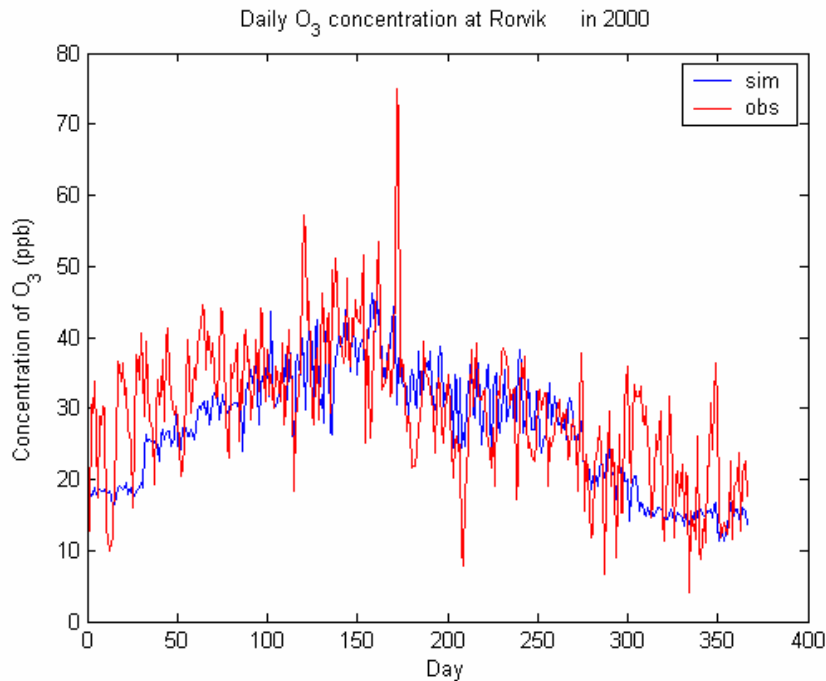
Figur 21. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Rörvik 1999



Figur 22. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Vavihill 1999

Figur 23. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Östad 2000Figur 24. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Asa 2000Figur 25. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Norra Kvill 2000

Figur 26. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Rörvik 2000Figur 27. Timmedelvärden av O₃ koncentrationen vid Vavihill 2000



Figur 28. Dygnsmedelvärden, Rörvik in 2000

Beroende på hur beräkningarna är förbestämda, är säsongscykeln representerad av bakgrundshaltens månadsmedelvärde. Det framgår av figur 28 att de simulerade halterna är inom spannet av de observerade. Detta indikerar att variabiliteten systematiskt är underskattad av modellen. Eftersom koncentrationen varje månad är fix vid gränsen till beräkningsområdet kommer modellen inte att kunna behandla effekten av t.ex. episoder. Detta är skälet till att modellen inte till fullo kan simulera variabiliteten. Det är därtill inte möjligt för modellen att, på ett realistiskt sätt, simulera lokal ozonproduktion utan att emissioner presenteras in i modellen.

Jämförelsen mellan simulerad och observerad ozonhalt på dygnbasis är genomförd för alla stationer under två år. Exempelvis ses i figur 28 resultatet för Rörvik. Skillnaden mellan simulerade och observerade halter är uppenbart större under vintern än under sommaren. Detta är till och med mer framträdande för månadsmedelvärdena (figur 29). Skälet till att modellen återspeglar halterna under vintern sämre än under sommaren antas vara att den inte helt realistiskt kan simulera den stabila stratifieringen som förekommer i atmosfären under vintern, vilket är visat av Chen and Johansson (2003).

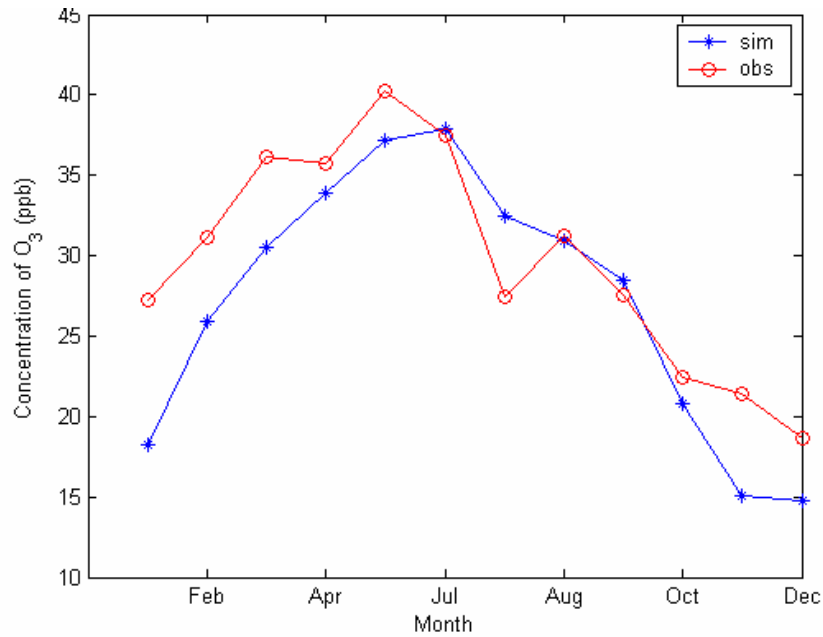


Figure 29. Säsongscykler av ozon koncentrationen vid Rörvik 2000

Den verkligt svåra testen för modellen är då den skall reproducera dygnsnykelen av ozon koncentrationen eftersom detta endast kan skapas av dynamiken som beräknas av modellen (då bakgrundshalten är konstant). Figur 30 visar att modellen klarar av detta korrekt även om det förekommer några mindre skillnader. De lägre simulerade värdena dagtid, indikerar vikten av lokal produktion orsakad av att emissioner inte finns inkluderat i simuleringarna. Om detta är sant skulle medelproduktionen av ozon vid Vavihill vara ca 4 ppb. Genom att förbättra återgivningen av bakgrundshalten samt inkludera relevanta emissioner vid modellering av ozon i TAPM antas resultatet bättre överensstämma med uppmätta ozonhalter.

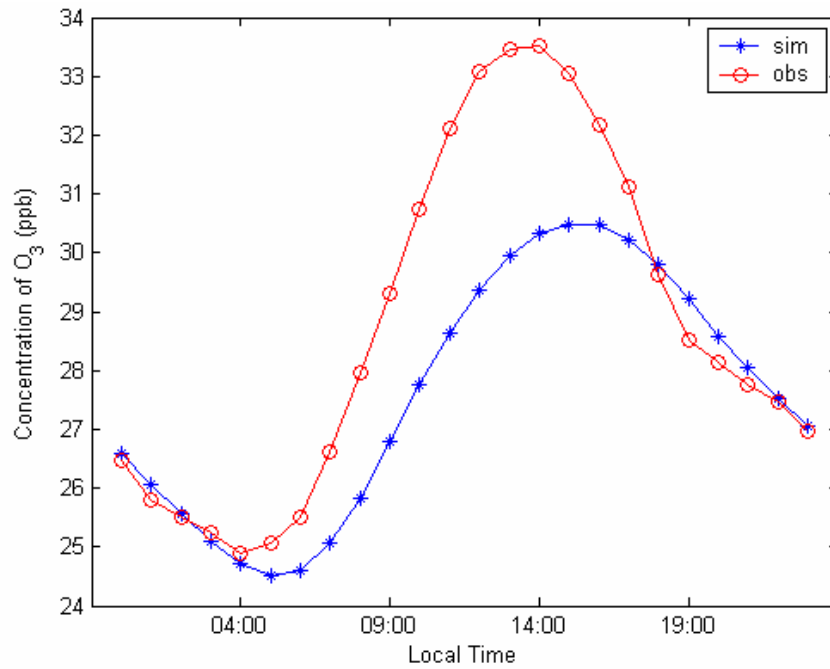
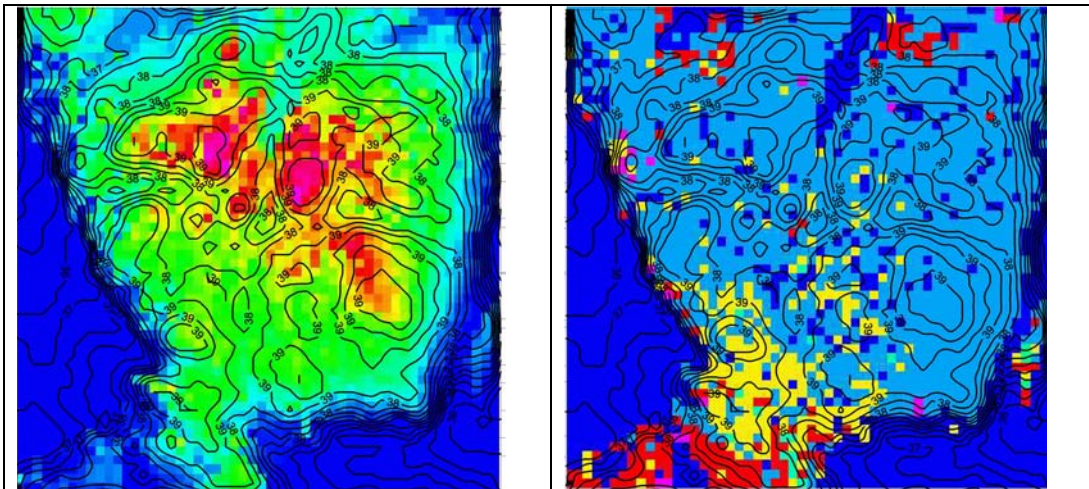


Figure 30. Dyngscyler av ozon koncentrationen vid Vavihill 2000



Figur 31. Jämförelse mellan ozonhalten som medelvärde under maj 1999 och topografi (vänster) och markanvändning (höger). Ozonhalter anges med iso-linjer. För information om färger och topografi, respektive markanvändning, se figurerna 16 och 17.

7.4.2 Resultat från modelleringen i relation till topografi, markanvändning mm

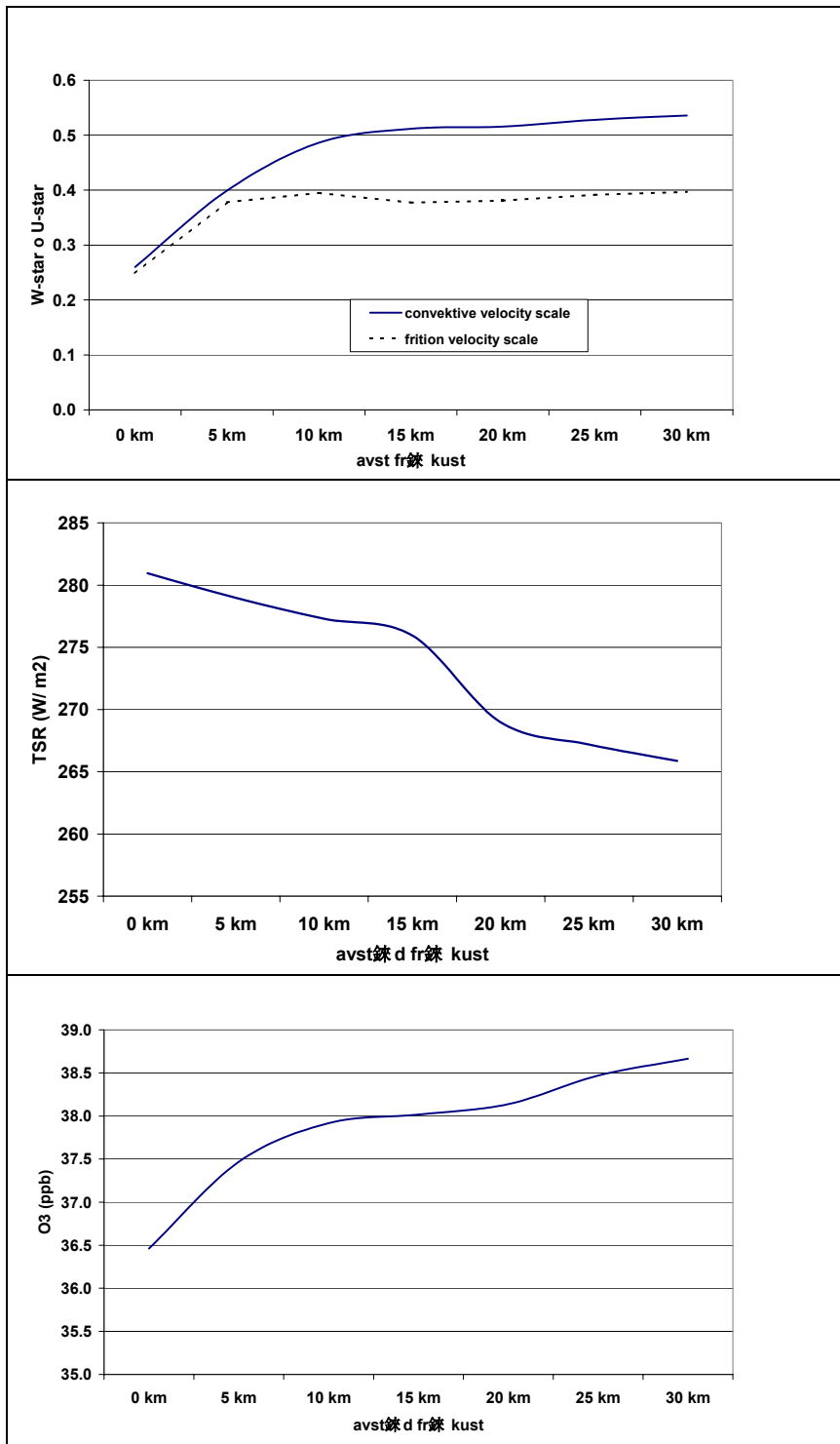
De haltbilder av ozon som framträder som resultat av spridningsberäkningarna beror av olika deposition inom olika områden, topografisk skillnad (ozonhalten ökar med höjden) men sannolikt även till följd av viss lokal produktion. Det vill säga det är modellen som ger den geografiska variationen eftersom samma ingångshalt månad för månad används. Det finns därmed inte någon möjlighet för modellen att ta hänsyn till korta episoder utom möjligen de som "slår igenom" på månadsmedelvärdena.

För att översiktligt visa vilka av parametrarna topografi och markanvändning som mest påverkar TAPM beräkningarna av ozonhalten har beräknade ozonhalter från maj 1999 plottats mot båda dessa faktorer (figur 31).

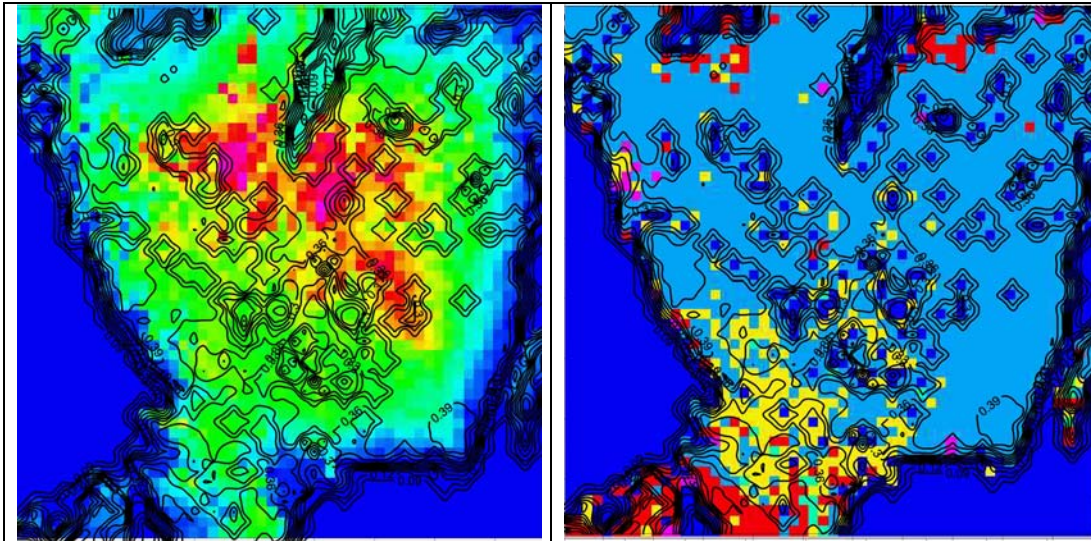
Av ovanstående figurer framgår att den största gradienten i ozonkoncentrationen påträffas i kustzonen där bl.a. de meteorologiska förutsättningarna ändras kraftigt.

I figur 32 presenteras några exempel på hur ozonhalten (från TAPM) samt olika med TAPM beräknade meteorologiska parametrar förändras från kust (Rörvik) till inland under maj 1999. Här framgår att turbulensen ökar (figur 32 överst) med avståndet från kusten och den totala solstrålningen minskar (figur 32 mitten) medan ozonhalten ökar (figur 32 nederst). Med tanke på att ökad turbulens gynnar nedblandning av ozon från högre till lägre luftskikt, borde detta vara ett rimligt resultat.

Längre inåt land ses ännu en påtaglig förändring av ozonhalten (figur 31 och 32) vid de stora höjdförändringar vid småländska höglandet. De haltskillnader som ses i södra Sverige kan inte endast hänskjutas till vare sig topografi eller gräns mellan land-hav utan beror sannolikt även på skillnader i markanvändning. Detta kan skönjas i den svaga haltskillnaden som ses i gränsen mellan gult (öppet) och blått (skog) område i Skåne (Figur 31).



Figur 32. Överst visas med TAPM beräknad konvektionshastighet samt friktionshastigheten, i mitten ses totala solinstrålning samt nederst O_3 -halten. Övståndet ifrån kusten är räknat ifrån Rörvik, på Onsalahalvön söder om Göteborg, och rakt öster ut.

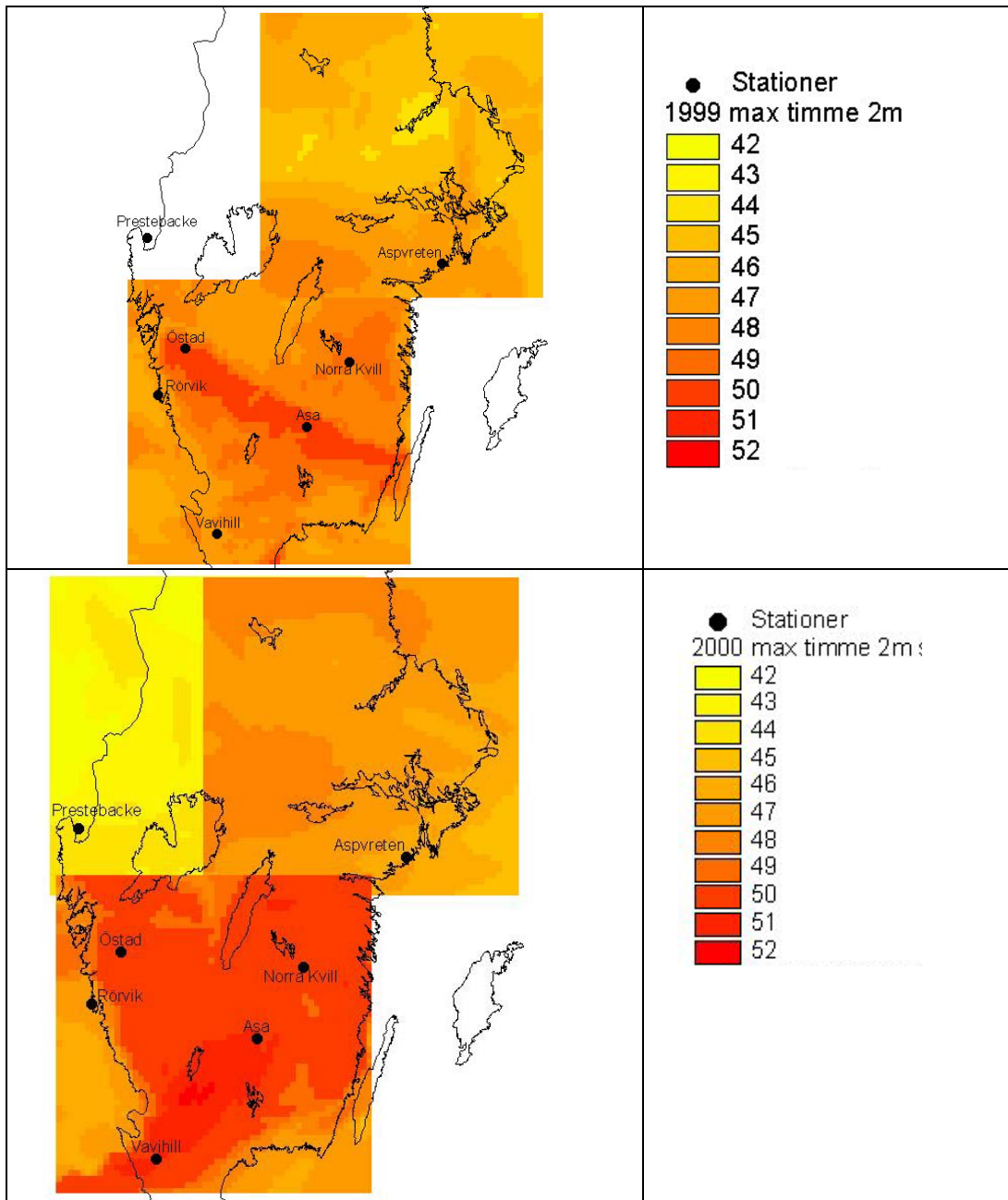


Figur 33. Jämförelse mellan torrdeposition av ozon (g/m^2) och topografi (vänster) och markanvändning (höger).

Ovanstående parametrar påverkar även depositionsförutsättningarna (figur 33). Enligt ovanstående figur ökar depositionen kraftigt i kustzonen. Skälet till detta antas vara ökad turbulens till följd av ökad råhet. Det ses även en minskning över sjöar samt vid förändrad markanvändning som t.ex. i Skåne vid förändring mellan gult och blått (figur 33 höger). Detta skulle även kunna förklara haltförändringen ovan eftersom ozonhalten minskar om depositionen ökar.

7.4.3 Modellerade maximala en-timmarsmedelvärden på 2 m höjd

Resultatet av spridningsberäkningen av ozon för år 1999 och 2000 för maximalt en-timmars medelvärden presenteras i figur 34 nedan. Den beräknade haltskillnaden inom det beräknade området är mellan 42-52 ppb. Stråket med höga halter tvärs över Södra Sverige (figur 34, övre figuren) sammanfaller väl med topografiskt högre liggande områden. Skälet till att halterna ökar i dessa område antas främst vara att halten ökar med höjden. Under 1999 har de uppmätta bakgrundshalterna varit likartade i det sydligaste och mellansvenska beräkningsområdet vilket ses i att de beräknade halterna i de båda områden inte särskiljs av någon skarp gräns. Under 2000 framträder inte höjdområdet så tydligt som det gör 1999. Skälet till att höjdområdet inte framträder så tydligt under 2000 skulle delvis kunna bero på att transportriktningarna kan vara annorlunda under 2000, jämfört med 1999, eller att depositionen inte varit lika påtaglig detta året. Det behövs dock ytterligare undersökningar för att närmare kunna förklara upphovet till dessa resultat.



Figur 34. Maxtimme av ozon under 1999 (överst) och 2000 (nederst). Prickarna i figuren markerar bakgrundsstationerna där mätningar av ozon sker. Modelleringen har skett separat för tre skilda geografiska områden, där separata värden för bakgrundshalter används. Gränserna mellan dessa områden framträder relativt tydligt.

7.4.4 Jämförelse med uppmätta maximala en-timmes medelvärdet

Nivån på uppmätta maximala en-timmes medelvärden i södra Sverige ligger mellan 42 och 110 ppb vid olika mätlokaler och för olika månader april-september (Figur 11 och 12). Medelvärdena av månadsvärdena april-september ligger mellan 60 och 73 ppb. Även med hänsyn till att mätningarna i de flesta fall sker 5 m över marknivå, medan modellens halter är nedräknade till 2 m över marknivå, så ger modellen en nivå som är i storleksordningen 15-20 ppb för låg. Detta beror på att spannet av modellerade halter på tim-basis är mycket lägre jämfört med uppmätta värden

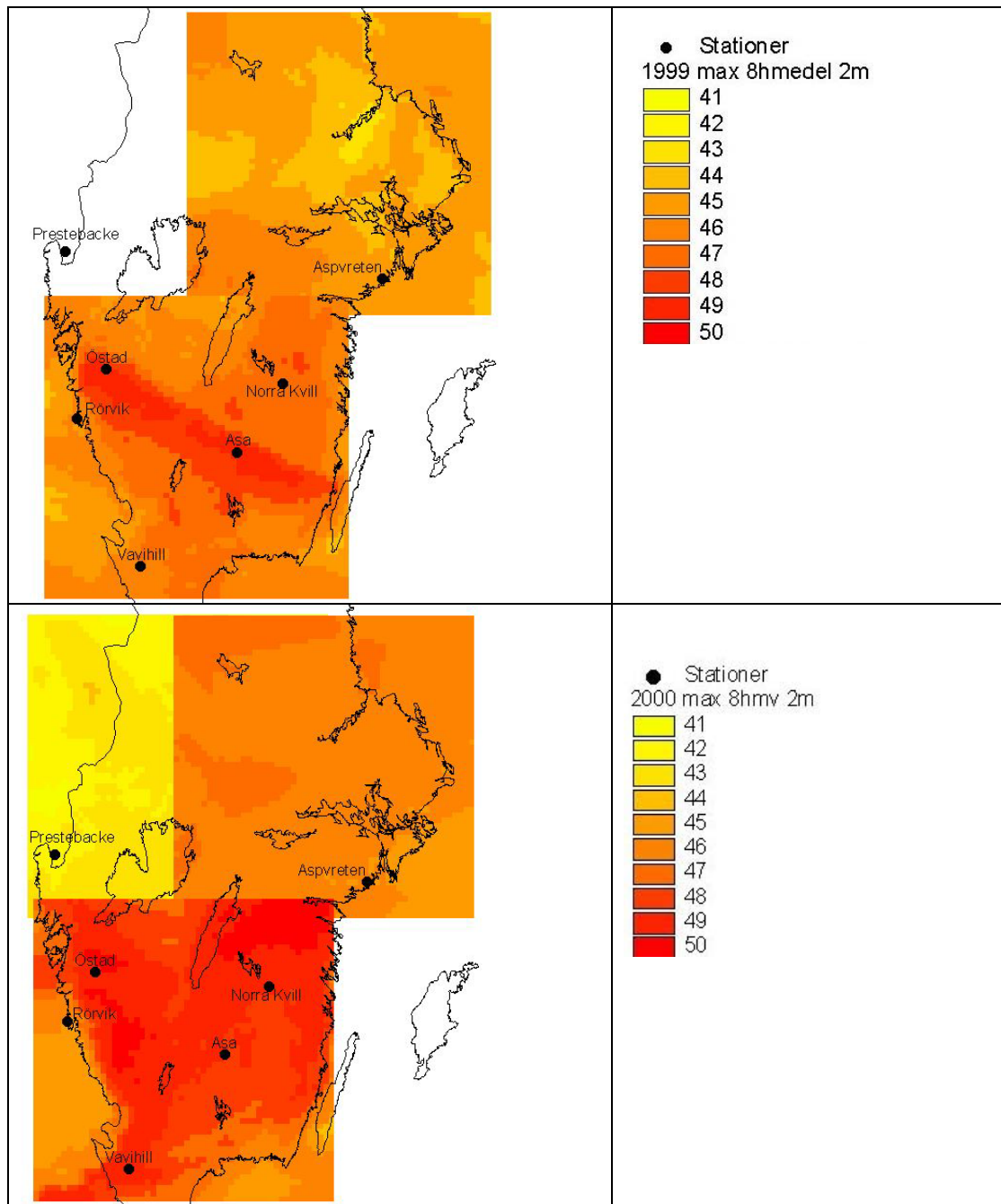
Den relativa geografiska fördelningen av de modellerade värdena stämmer i vissa fall relativt dåligt med uppmätta värden. Uppmätta värden 1999 (Figur 11) anger högsta värden för Vavihill, Rörvik och Östad. Vavihill och Rörvik ligger inom de områden där modellen förutsäger låga en-timmes medelvärden. För år 2000 stämmer modelleringen med mätningarna (Figur 12) så till vida att modellen anger högsta värden för Vavihill, Asa och Östad, samt lägsta värden för Aspvreten. Däremot stämmer det sämre för Rörvik och Norra Kvill, där modellen anger låga värden för Rörvik, men mätningarna anger höga värden och *vice versa* för Norra Kvill.

7.4.5 Modellerade maximala 8-timmars glidande medelvärde 2 m höjd

Resultatet av beräkningarna av ozon för år 1999 och 2000 för maximal 8-timmars glidande medelvärde presenteras i figur 35 nedan. Den beräknade haltskillnaden inom det beräknade området är mellan 41-50 ppb. Fördelningen av halterna enligt 8-timmars glidande medelvärde visar på ungefär samma mönster som för maximala en-timmes värden men med något lägre halter.

7.4.6. Jämförelse med uppmätta maximala 8-timmars medelvärden

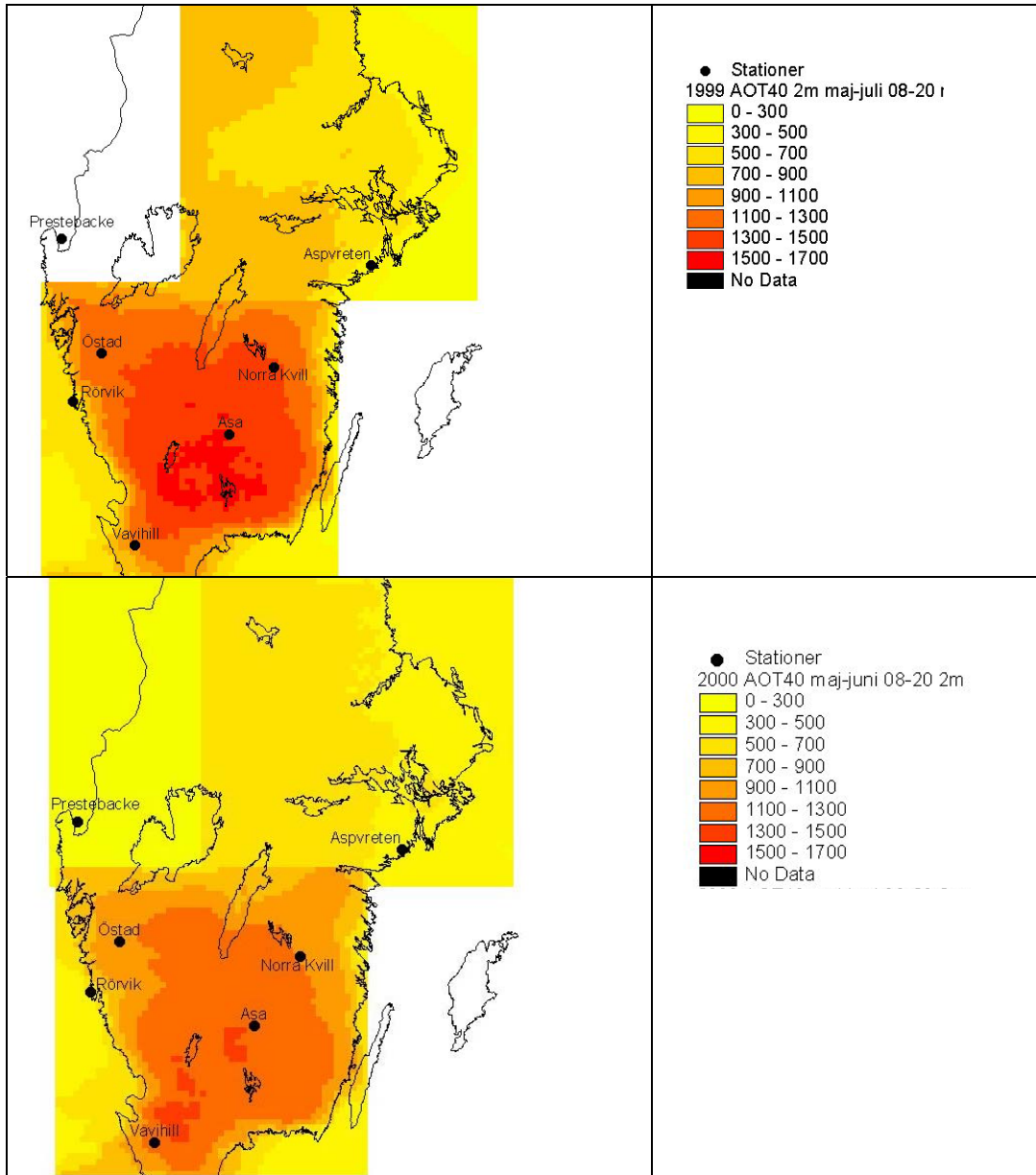
Nivån på maximala 8-timmars medelvärdet vid mätningar i södra Sverige ligger mellan 39 och 101 ppb vid olika mätlokaler (Figur 11 och 12) och för olika månader april-september. Medelvärdena av månadsvärdena april-september ligger mellan 54 och 65 ppb. Även med hänsyn till att mätningarna i de flesta fall sker 5 m över marknivå, medan modellens halter är nedräknade till 2 m över marknivå, så ger modellen en för låg högsta nivå på maximala 8-timmars medelvärdet. Problemen med den geografiska fördelningen är de samma som för maximala en-timmes medelvärdena.



Figur 35. Maximal 8-timmar medelvärde av ozon under 1999 (överst) och 2000 (nederst). Prickarna i figuren markerar bakgrundsstationerna där mätningar av ozon sker. Modelleringen har skett separat för tre skilda geografiska områden, där separata värden för bakgrundshalter används. Gränserna mellan dessa områden framträder relativt tydligt.

7.4.7 Modellerat AOT40 dagtid på 2 m höjd, maj-juli

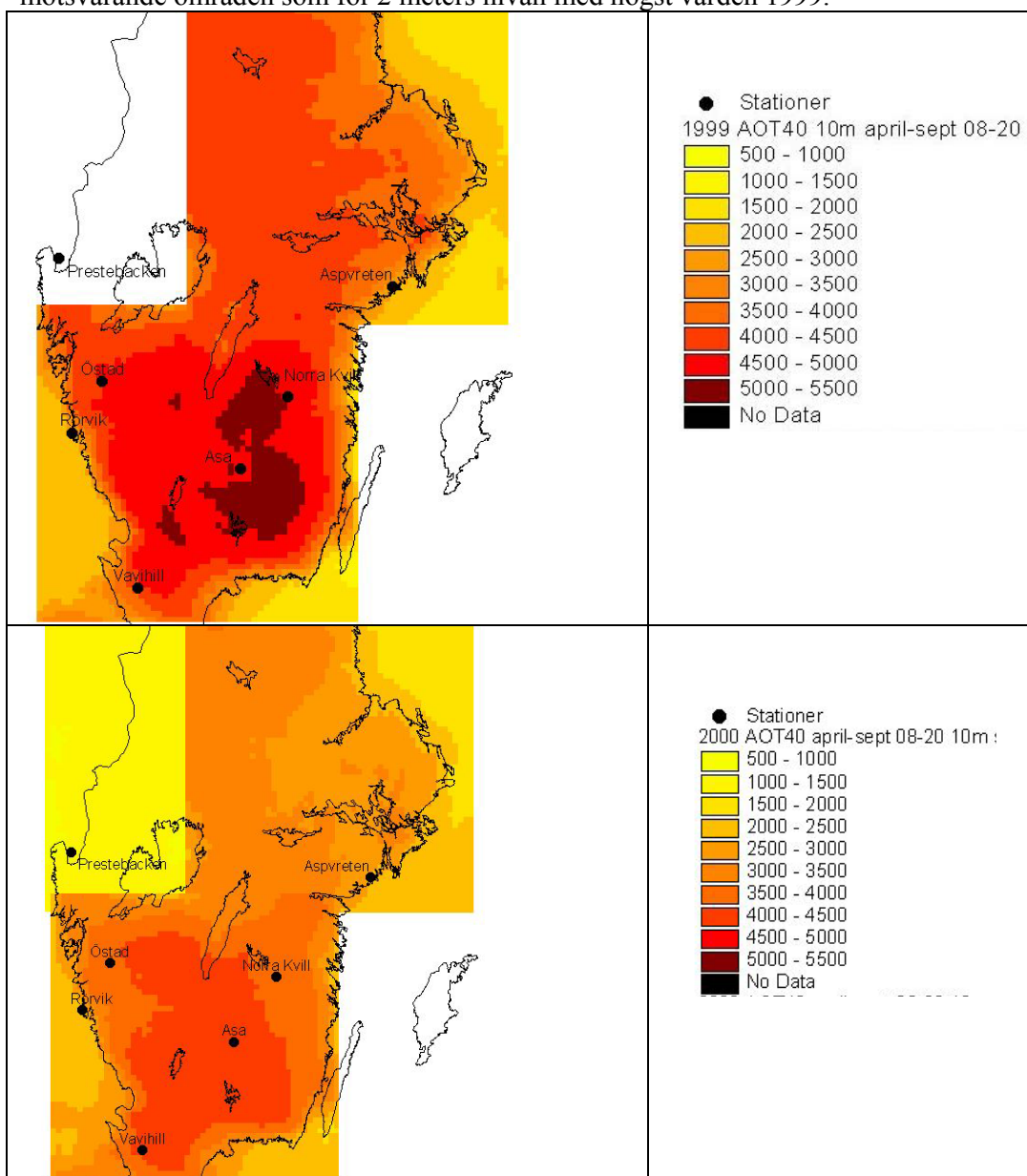
AOT40 är beräknat för perioden maj-juli dagtid. I figur 36 presenteras beräkningarna för 1999 (överst och 2000 nederst). Högst värden erhålls i Sydsverige varav de högsta infaller 1999.



Figur 36. AOT40 dagtid för 2 m över marknivå, beräknat för maj-juli för respektive år. Modelleringen har skett separat för tre skilda geografiska områden, där separata värden för bakgrundshalter används. Gränserna mellan dessa områden framträder relativt tydligt.

7.4.8 Modellerad AOT40 dagtid på 10 m höjd, april-september

AOT40 är beräknat för perioden april-september dagtid. I figur 37 presenteras beräkningarna för 1999 (överst och 2000 nederst). Även här infaller de högst värdena i Sydsverige under 1999. De höga värdena på AOT40 för 10 meters nivån infaller inom motsvarande områden som för 2 meters nivån med högst värden 1999.



Figur 37. AOT40 för 10 m beräknat för april-september för respektive år. Modelleringen har skett separat för tre skilda geografiska områden, där separata värden för bakgrundshalter används. Gränserna mellan dessa områden framträder relativt tydligt.

7.4.9 Jämförelse med uppmätt AOT40

Nivån på AOT40 dagtid vid mätningar i södra Sverige ligger mellan 3300 och 6100 ppb h för maj-juli och mellan 5200 och 9900 ppb h för april-september vid olika mätllokaler. Motsvarande nivåer vid modelleringen av AOT40 ligger mellan 0 och 1700 ppb h för maj-juli och mellan 500 och 5500 för april-september. Liksom för tidigare beskrivna ozonindex, så ger modellen en nivå som är avsevärt för låg.

Det är intressant att modellen lyckas relativt väl vad gäller att beskriva den relativa geografiska fördelningen av AOT40 under april-september 1999 mellan Vavihill, Asa och Norra Kvill (Figur 11 och 37). Vad gäller de höga värdena för Aspvreten, så lyckas modellen inte fånga detta. Den relativa fördelningen i sydvästra Sverige mellan Vavihill, Rörvik och Östad lyckas modellen inte beskriva särskilt väl. Vad gäller året 2000 så anger mätningarna högst värden vid Vavihill, Norra Kvill och Rörvik, vilket inte riktigt överensstämmer med de områden för vilka modellen anger högsta värden.

7.4.10 Sammanfattning modelleringen

Sammanfattningsvis kan sägas om spridningsmodelleringen av ozonhalterna att:

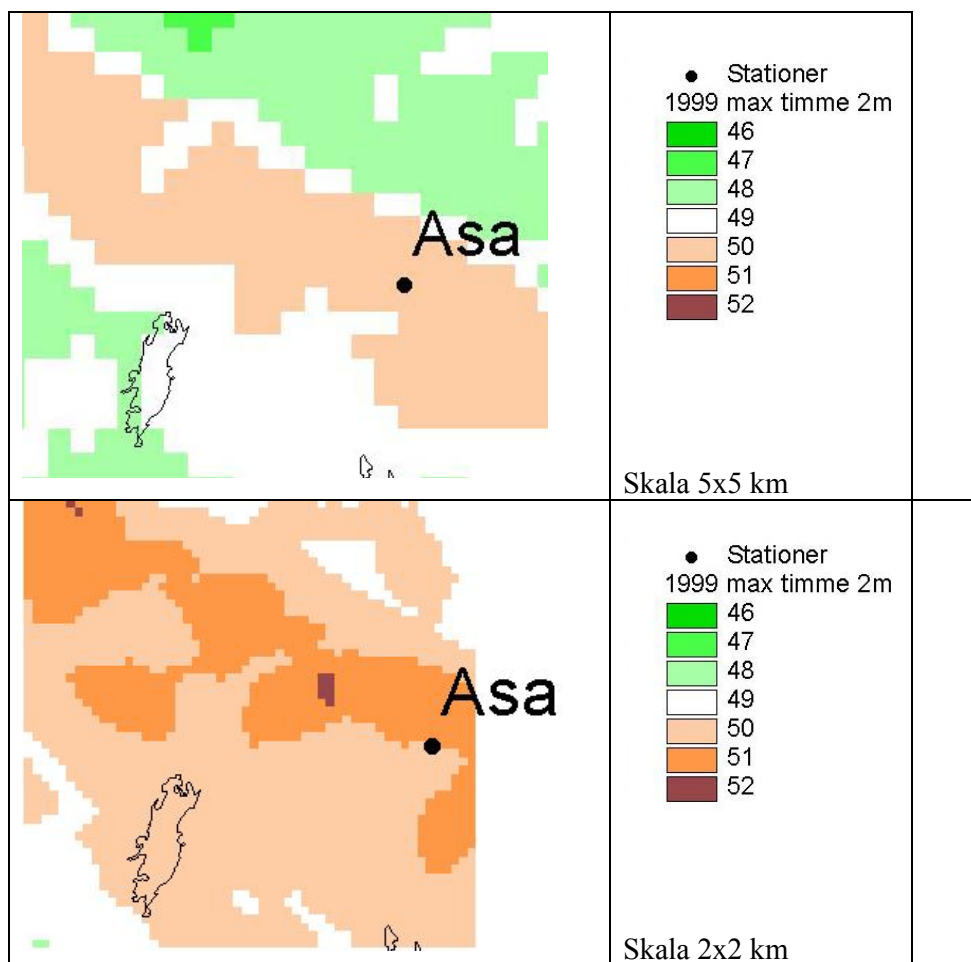
- TAPM kan, utifrån månatliga bakgrundsindata, relativt väl modellera dygnsvariationer och den geografiska fördelningen av ozon till följd av förändrad väderlek, lokala förutsättningar mm.
- Det framgår att mellanårsvariationerna av haltnivåerna är stora, sannolikt mestadels till följd av vädret.
- Skillnaderna mellan kust och inland är påtagliga både i helårsberäkningarna och i exemplet från maj 1999.
- Skillnaden mellan låg- och höjdområden framstår också tydligt.

Att inga emissioner finns med i beräkningarna antas inte påverka resultatet speciellt mycket, eftersom lokala emissioner i tidigare undersökningar visat sig ha liten betydelse. Skälet till att haltnivåerna generellt är för låga antas vara att episoder inte är inkluderade i indata, utan syftet har här främst varit att förstå den geografiska fördelningen inom Sverige.

Jämförelse, som nämnts ovan, mellan mätningar och modellerade ozonvärden visar på relativt dålig överensstämmelse, framförallt för den kortare tidskalan. Detta antas främst bero på det generaliserade sätt som indata, i form av interpolerade bakgrundshalter, definieras i modelleringen. Syftet med detta var dock att synliggöra

den geografiska fördelningen, till följd av olika meteorologi, dels lokal del i större skala, olika markanvändning samt visa hur de meteorologiska mellanårsvariationer påverkar ozonhalten. Om samtidigt bakgrunds-halterna varierats hade det varit svårt att särskilja vilka parametrar som gav variationen. Vi har genom denna form av modellering nu kunnat visa att TAPM återger variationer av ozonhalter, både under dygnet och säsongen, endast till följd av realistiska simuleringar i modellen, och inte till följd av variation i intransporten.

En ytterligare anledning till varför jämförelsen mellan simulerade och uppmätta ozonhalter inte stämde så bra kan till viss del även bero på att antalet mätlokaler är relativt litet samt att modelleringen har skett med en spatial upplösning på 5 x 5 km. Detta illustreras i ett exempel, där modellering skett i ett område i närheten av Asa, med olika spatial upplösning (Figur 38). I figur 38 ändras haltbilden genom att detaljer framträder bättre och att ozonhalten generellt ökar i den fina skalan.



Figur 38. Exempel på hur informationen kan ändras om detaljeringsgraden ökad. I övre bilden har ozonhalten beräknas med 5x5 km upplösning och i den nedre med 2x2 km.

Skälet till detta skulle kunna vara att exempelvis finskalig topografi (mindre än 5 km), inte behandlas av modellen i den grövre skalan. Om jämförelse skall göras mot mätpunkter belägna i områden med finstrukturell morfologi bör troligtvis ozonfördelningen beräknas med ca 2x2 km. Detta skulle kunna förklara varför jämförelsen med uppmätta halter i Asa blir förhållandevis högre än vid motsvarande jämförelse mot andra stationer.

8. Ozonbelastningen i södra och mellersta Sverige i relation till gällande målvärden mm

Nu existerande mätningar av marknära ozon i landsbygdsmiljö visar att det målvärde som används både inom EU's ozondirektiv samt inom det nationella miljömålet Frisk Luft, att det maximala 8-timmars medelvärdet inte skall överskrida 60 ppb ($120 \mu\text{g m}^{-3}$), överskrids alla år för kustnära/höglänta mätlokaler och för flertalet år för flertalet låglänta lokaler i inlandet. Inom generationsmålet för Frisk Luft anges att en-timmes medelvärdet ej bör överskrida 40 ppb ($80 \mu\text{g m}^{-3}$). Detta överskrids kraftigt vid alla mätlokaler. Det kortsiktiga målvärdet för skydd av vegetationen inom EU's ozondirektiv, att AOT40 under perioden maj-juli ej bör överskrida 9000 ppb h, överskreds vid Norra Kvill 1994 och var mycket nära att överskridas vid Rörvik/Råö 1994 och 2002. Det långsiktiga målet för skydd av vegetationen inom EU's ozondirektiv, att AOT40 under perioden maj-juli ej bör överskrida 3000 ppb h, överskreds vid alla kustnära/höglänta mätlokaler alla år, förutom 1998, medan överskridandet var betydligt lägre vid låglänta lokaler.

Förekommande ozonmätningar har givit upphov till en hypotes att lokaler belägna nära kusten och höglänt belägna lokaler i inlandet utsätts för avsevärt högre ozonbelastning, jämfört med låglänta lokaler i inlandet. Kan denna hypotes om variationer i den lokala ozonbelastningen bekräftas eller förkastas utifrån de modelleringsansatser som gjorts i denna studie med TAPM modellen?

Delhypotesen att ozonbelastningen är större vid höglänta lokaler, jämfört med låglänta, bekräftas av TAPM modelleringen. Topografien har en stor betydelse för de modellerade ozonhaltern (Figur 31).

Däremot är delhypotesen att ozonbelastningen skulle avta ifrån kusten och inåt landet i låglänta områden i konflikt med resultaten ifrån TAPM modelleringen. Enligt jämförelsen i figur 32 samt i figurerna 34 och 35 så visar dessa på lägre halter precis längs kusten men redan 5 km in stiger halten. Detta modelleringsresultat kan förklaras med att turbulensen ökar i inlandet varpå nedblandningen av ozon ger högre haltnivåer. Den ökade nedblandningsförmågan ses även i figur 32. Skälet till att Rörvik generellt sett visar högre uppmätta halter än vad modellen simulerar skulle till viss del kunna bero på att den grova spatiala skalan, 5x5 km, som används vid TAPM modelleringen ger för stora generaliseringar av halten i en zon där det är mycket stora skillnader i t.e.x

depositionen (figur 31 och 33). En komplikation i sammanhanget är att modellen så som den använts i denna studie inte kan reflektera korta episoder med riktigt höga ozonhalter, eftersom de bakgrundshalter som används i modellen är beräknade som medelvärden på månadsbasis. Detta kan innebära att den geografiska fördelningen av ett ozonindex som AOT40 ges en felaktig bild, eftersom den ackumulerade dosen över 40 ppb skulle kunna se annorlunda ut vid generellt sett högre ozonnivåer.

Det finns dock inte någon direkt anledning att anta att den geografiska fördelningen av det maximala 8-timmars medelvärdet skulle se olika ut vid generellt sett olika ozonnivåer. Därför kan detta ozonindex (Figur 35) vara särskilt väl lämpat för att se på betydelsen av lokala skillnader i ozon exponering.

Det maximala 8-timmars medelvärdet som predikteras av TAPM modellen varierar geografiskt i det södra området, med den spatiala upplösningen 5 x 5 km, mellan 43 och 48 ppb under 1999 och mellan 43 och 50 ppb under 2000. Detta innebär en geografisk variation av modellerade värden på i storleksordningen 10% i förhållande till högsta värden. Denna variation kan dock vara betydligt underskattad, beroende på den geografiska upplösningen som använts i modellen, som visas i figur 38. Motsvarande variation vid mätlokalerna var 15% år 1999 och 33% år 2000.

I figur 4 framgår att mellanårsvariationen i maximala 8-timmarsmedelvärdet under perioden 1993-2003 är mycket stor, mellan 70 och 110 p för vissa höglänta lokaler, utan någon tydlig trend. Om vi antar att den geografiska variationen i 8-timmars medelvärdet mellan lokaler i södra och mellersta Sverige ligger runt 20%, så innebär det att osäkerheterna i en uppskattning av områden där 8-timmars medelvärdet överskrider 60 ppb ett visst år måste bli mycket stora. Det kortsiktiga målvärdet i EU's ozondirektiv stipulerar att det maximala 8-timmars medelvärdet inte får överskrida 60 ppb mer än 25 dagar per år, räknat som ett medelvärde under tre år. Även beräkningen av detta överskridandet torde bli mycket osäkert för områden i landsbygds miljön.

Modelleringen av ozonbelastningen har visat att TAPM-modellen på ett bra sätt kan simulera dygnsvariationer, säsongvariationer, geografisk fördelning och deposition m.m. men att den underskattar haltnivån. Om även faktiska bakgrundshalter skulle återges i mer detaljerad form skulle simuleringarna sannolikt även fånga in episoder och därmed också reflektera haltnivåerna på ett mer korrekt sätt.

För att den lokala ozonbelastningen i landsbygds miljö skall kunna förutsägas på ett trovärdigt sätt behöver resultaten ifrån TAPM modelleringen verifieras genom mätkampanjer, där ozonhalterna mäts på olika höjder över marknivån på särskilt kritiska lokaler längs gradienter där TAPM modellen förutsäger särskilt stora förändringar på korta geografiska sträckor, t ex genom att utnyttja ett mobilt mätsystem för ozon.

9. Referenser

- Chen, D. and B. Johansson, 2003: Temperature's dependency on height: a study in Indalsälvens drainage area, Hydrology of SMHI (Swedish Meteorological and Hydrological Institute), 88, pp34.
- Chen, D. Wang, T. Haeger-Eugensson, M. Aschberger. and Borne, K, 2002: Application of TAPM in Swedish West Coast, validation during 1999-2000. IVL-report L 02/51.
- EMEP, 2003. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. Part III. Source-receptor relationships. EMEP Report 1/2003. ISSN 0806-4520. <http://www.emep.org>
- Forsberg, B., Modig, L., Svanberg, P.-A., Segerstedt, B. 2003. Hälsokonsekvenser av ozon – en kvantifiering av det marknära ozonets korttidseffekter på antalet sjukhusinläggningar och dödsfall i Sverige. Rapport till Statens folkhälsoinstitut.
- Johnson, C.E., Stevenson, D.S., Collins, W.J. & Derwent, R.G. 2001. Role of climate feedback on methane and ozone studied with a coupled Ocean-Atmosphere-chemistry model. Geophysical Research Letters 28, 1723-1726.
- Karlsson, P.E., Pleijel, H., Danielsson, H. 2004. Marknära ozon, SO₂, NO₂ och sot vid Östads Säteri 1987-2003. IVL Rapport B 1556. <http://www.ivl.se>
- NEGTA, 2001. Transboundary Air Pollution: Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone in the UK. Report of the National Expert Group on Transboundary Air Pollution. DEFRA, London. <http://www.edinburgh.ceh.ac.uk/negtap/>
- Pleijel, H. 1999. (ed.) Marknära ozon – ett hot mot växterna. Naturvårdsverkets Rapport 4969.
- Pleijel, H., Wallin, G., Karlsson, P. E. & Skärby, L. 1996. Ozone gradients in a spruce forest stand in relation to wind speed and time of the day. - Atmospheric Environment 30, 4077-4084.
- PORG, 1997. Ozone in the United Kingdom. Fourth Report of the Photochemical Oxidant Review Group 1997. ISBN 1-870393-30-9.
- Sjöberg, K., Kindbom, K. & Boström, C.-Å. 1998. Ozonmätningar i Göteborgsregionen sommaren 1997. IVL Rapport 112.

10. Tilläggs finansiering

Deliang Chen och Lin Tang var finansierade av ett annat NV projekt ” Development of Sub-grid Trace-gas Deposition Methodologies for Large Scale Models: Application to Sweden”.

Per Erik Karlsson har även finansierats av ASTA programmet, finansierat av MISTRA.

Ssammanställningarna av uppmätta ozonhalter har till viss del finansierats av Länsstyrelsen i Västra Götalands län.