



Nr C 671
Maj 2022

Påverkan på luftkvalitet i städer av utsläpp från närliggande jordbruk

Fallstudie Uppsala

Sara Jutterström, Jana Moldanová, Sofie Hellsten

Författare: S. Jutterström, J. Moldanová, S. Hellsten; IVL Svenska Miljöinstitutet

Medel från: Naturvårdsverket

Rapportnummer C 3333

ISBN 978-91-7883-378-8

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2022**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Denna studie har upprättats på uppdrag av Naturvårdsverket. Modellberäkningar på Europeas skala med EMEP open-sourcmodell som används i studien och även en del av utvecklingen av modellsetup för användning av meteorologiska fält från HARMONIE modellsystem för operativa meteorologiska prognoser samt av emissionsdata från Nationella databasen för emissioner till luft har tagits fram inom IVL:s interna utvecklingsprojekt och inom Horizon 2020 forsknings- och innovationsprogram under bidragsavtal Nr. 814893 (SCIPPER).

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
Summary	7
Inledning	9
Metod.....	10
Fallstudie Uppsala	10
Modellering.....	11
Validering av modellresultat.....	16
Resultat och diskussion.....	19
Modellering – fallstudie Uppsala	19
Bas-scenario	19
Känslighetsscenarier för NH ₃ utsläpp från jordbruket i Uppsalaregionen	19
Diskussion	26
Slutsatser.....	30
Referenser.....	33
Appendix A.....	35
Appendix B	38
Appendix C	41
Appendix D.....	43
Appendix E	44

Sammanfattning

IVL Svenska Miljöinstitutet har på uppdrag av Naturvårdsverket undersökt hur stor påverkan utsläpp av ammoniak (NH_3) från närliggande jordbruk har på stadsluften i Uppsala, med fokus på halterna av små partiklar ($\text{PM}_{2.5}$) samt potential för utsläppsminskningar för att förbättra stadsluften från denna påverkan. Denna fråga är viktig att belysa eftersom utsläppen av NH_3 från jordbruket inte förväntas minska i samma takt som utsläpp av andra luftföroreningar. Man har kunnat konstatera, i andra regioner, att det inte bara är viktigt att minska på utsläppen av svavel- och kväveoxider utan att även NH_3 -utsläppen behöver minskas.

Undersökningen genomfördes genom en modelleringsstudie där NH_3 -utsläpp från jordbruket i närområdet varierades för år 2019. Eftersom bidrag av NH_3 -utsläpp till partikelbildning inte är en linjär process där bidraget till $\text{PM}_{2.5}$ skulle vara direkt proportionell till utsläppet, utan styrs av förhållande mellan koncentrationer av NH_3 och framför allt sulfat (SO_4^{2-}) och nitrat (NO_3^-) i omgivningen, beräknades flera känslighetsscenarioer där utsläpp av NH_3 varierades samt ett scenario med sänkta NO_x -utsläpp. För att modellera luftkvaliteten användes den atmosfärkemiska spridningsmodellen EMEP, som har utvecklats för att beräkna luftkoncentration och deposition av försurande och eutrofierande ämnen (svavel- och kvävespecier), marknära ozon och partiklar ($\text{PM}_{2.5}$, PM_{10}) samt långväga transport av dessa¹.

För Uppsala visade modelleringen ett lågt bidrag till $\text{PM}_{2.5}$ från jordbrukets NH_3 -utsläpp i närområdet. Det totala bidraget beräknades till 2,2 % för Uppsala stad på årsmedel. I centrala staden utgjorde bidraget 1,2 % och i regional bakgrund 2,3 %. I scenariot med 20 % minskning av NH_3 -emissionerna minskade $\text{PM}_{2.5}$ -halterna med 0,3 % för regional bakgrund respektive 0,2 % för centrala staden. Det är först när utsläppsminskningen leder till ett underskott av NH_3 i förhållande till SO_4^{2-} och NO_3^- som effekten på minskning av $\text{PM}_{2.5}$ ökar. Största minskningseffekten per % av utsläppsreduktion i alla exempelområden utom centrala Uppsala är vid 100 % minskning av NH_3 från jordbruk, följd av effekt vid 20 % minskning av samtliga NO_x -emissioner i regionen. För centrala Uppsala erhöles den största effekten på $\text{PM}_{2.5}$ -minskningen från scenariot med 20 % minskning av utsläpp av NO_x . De största andelarna av $\text{PM}_{2.5}$ är långdistanstransporterade sekundära och primära partiklar och lokala primära partiklar. Data från en studie på europeisk skala som gjorts tillgängliga för den här studien visar att effekten av en 10 % reduktion av all NH_3 över hela Europa är ca 10 ggr större än en 20% regional minskning.

En jämförelse av skillnader i halterna av små partiklar och deras komponenter visar en ökad effekt av jordbruksemissioner av NH_3 på vintern, då bidraget ökar från årsmedelvärden på 2,3 % och 1,2 % för regional bakgrund och centrala staden till 3,3 % och 1,6 % för vintermedelvärdet.

Skillnaderna mellan säsongerna beror på ett flertal faktorer som exempelvis hur mycket NO_3^- och SO_4^{2-} som finns tillgängligt för att bilda partiklar. På vintern är ammoniakutsläppen lägre och NO_x - och SO_x -utsläppen är relativt sett högre samtidigt som omblandningen är lägre jämfört med övriga delar av året. Detta gör i sin tur att kvoten mellan ammoniak och HNO_3 och SO_4^{2-} är lägre och en större del av ammoniakutsläppen kommer därför att bilda partikelformig NH_4^+ . Under sommaren är, förutom den högre kvoten mellan NH_3 och nitrat och sulfat, även kondensation av nitrat på partiklarna reducerad p.g.a. högre temperaturer vilket begränsar ammoniakens potential att bidra

¹ Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., and Wind, P.: The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7825–7865, <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>, 2012.



till partiklar ytterligare. Detta innebär att utsläppsminskningar av NH_3 kan ha större effekt på vintern/hösten med avseende på bildning av sekundära aerosoler än under vår och sommar och kan vara jämförbar med effekten från ytterligare minskningar av SO_x - och NO_x -utsläpp, även om NH_3 -utsläppen är högre på våren och sommaren.

Summary

IVL Swedish Environmental Institute has been commissioned by the Swedish Environmental Protection Agency to investigate the impact of ammonia (NH_3) emissions from nearby agriculture on the urban air in Uppsala with a focus on the levels of fine particles ($\text{PM}_{2.5}$) and the potential for emission reductions to improve urban air from this impact. This issue is important to elucidate because the NH_3 emissions from agriculture are not expected to decrease at the same rate as emissions of other air pollutants. It has been established in other regions of Europe that it is not only important to reduce emissions of sulfur and nitrogen oxides, but that also NH_3 emissions also need to be reduced.

The study was carried out through a modeling study where NH_3 emissions from agriculture in the surrounding area were varied for the year 2019. Since the contribution of NH_3 emissions to particle formation is not a linear process where the contribution to $\text{PM}_{2.5}$ would be directly proportional to the emissions but is instead controlled by the concentration ratios of NH_3 to sulphate (SO_4^{2-}) and nitrate (NO_3^-) in the environment, several sensitivity scenarios were calculated where emissions of NH_3 were varied together with one scenario with reduced NO_x emissions. To model the air quality, the atmospheric chemistry transport model EMEP was used¹.

For the city of Uppsala, the modeling showed a low contribution to $\text{PM}_{2.5}$ from agricultural NH_3 emissions in the surrounding area. The total contribution was estimated at 2.2 % for the City of Uppsala on an annual basis. In the city center, the contribution was 1.2 % and in the regional background 2.3 %. In the scenario with a 20 % reduction in NH_3 emissions, $\text{PM}_{2.5}$ levels decreased by 0.3 % and 0.2 % respectively for regional background and central city. It is only when the emission reduction leads to a deficit of NH_3 in relation to SO_4^{2-} and NO_3^- that the effect on the reduction of $\text{PM}_{2.5}$ increases. The largest reduction effect per % of emission reduction in all example areas except central Uppsala is at 100 % reduction of NH_3 from agriculture, followed by effect at 20 % reduction of all NO_x emissions in the region. For central Uppsala, the largest effect on the reduction of $\text{PM}_{2.5}$ was obtained from the scenario with a 20 % reduction in NO_x emissions. The largest part of $\text{PM}_{2.5}$ is long-distance transported secondary and primary particles and local primary particles. Data from a study on a European scale made available for this study show that the effect of a 10 % reduction of all NH_3 across Europe is about 10 times greater than a 20 % local reduction.

Comparison of differences in concentrations of fine PM and its compounds on the annual and the winter average shows an increased effect of agricultural emissions of NH_3 in winter, the contributions increase from 2.3 % and 1.2 % on the annual average for regional background and central city, respectively, to 3.3 % and 1.6 % in winter. The differences between the seasons are, in addition to seasonal variation in NH_3 emissions from agriculture, which is at its lowest in winter, caused by a number of factors, for example amount of nitrate and sulphate available for particle formation. In winter, NO_x and SO_2 emissions are higher and mixing conditions weaker compared with other parts of the year, which makes the ratio between ammonia and nitrate and sulphate

¹ Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., and Wind, P.: The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7825–7865, <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>, 2012.

lower, and a larger part of the ammonia emissions can thus form particulate NH_4^+ . During the summer, in addition to a higher ratio between NH_3 and nitrate and sulphate, condensation of nitrate on the particles is reduced due to higher temperatures, which further limits the potential of ammonia to contribute to the particle formation. This means that emission reductions of NH_3 can have a greater effect on the formation of secondary PM in winter/autumn than during spring and summer and can be comparable with the effects from further reductions in SO_2 and NO_x emissions even though NH_3 emissions are higher in spring and summer.

Inledning

Dålig luftkvalitet i städer är ett svåråtkomligt problem som drabbar människors hälsa genom att öka risken för en rad sjukdomar och som även kan leda till förtida dödsfall. I många svenska städer överskrids de tillåtna halterna av luftföroreningar, främst NO₂ (kvävedioxid), i luft. De största idag kända hälsoriskerna från exponering för luftföroreningar är kopplade till partiklar (PM), framför allt fina partiklar, med diameter mindre än 2.5 µm (PM_{2.5}). Gustafsson m.fl. (2018) uppskattade att exponeringen av PM_{2.5} (specifikt kopplad till den regionala bakgrundshalten, dvs långdistans-transport i Sverige) orsakar omkring 3600 dödsfall per år.

Det finns inget tröskelvärde under vilket exponeringen för PM inte skulle innebära risk för negativa hälsoeffekter. Av PM är det främst partiklar mindre än 10 µm (PM₁₀) som framför allt är kopplade till damning och spridning av slitagepartiklar från vägar och fordon, där de högsta tillåtna halterna överskrids i flera större och medelstora städer i Sverige. Situationen är bättre när det gäller PM_{2.5} där stora bidrag kommer från förbränningsprocesser och från sekundär partikelmassa som bildas från luftföroreningar emitterade i bakgrundsluft som transporteras över städerna. Miljö kvalitetsnormen (MKN) för NO₂ (max 7 dygn med >60 µg/m³) överskrids regelbundet i ett flertal av de kommuner som rapporterat data, bland annat i Stockholm, Göteborg och Uppsala. Källorna till utsläpp av både PM och NO_x (kväveoxider) varierar och generellt sett kommer ofta den största påverkan på lokal luftkvalitet från vägtrafik och småskalig uppvärmning. Betydelsen av utsläpp från jordbruk i städernas omgivning är mindre känd i Sverige, men har ur ett internationellt perspektiv visat sig vara en mycket viktig källa. Utsläppen från jordbruket som påverkar städernas luftkvalitet består av direkta partikelutsläpp som uppstår vid bearbetning av mark och vid drift av jordbruksmaskiner, samt utsläpp av ammoniak (NH₃) och kväveoxider. Ammoniakutsläpp från jordbruket sker via gödselhantering och står för en stor del av de svenska ammoniakutsläppen.

Ett flertal studier pekar på betydelsen av utsläpp från jordbrukssektorn, och särskilt av ammoniakutsläpp till PM_{2.5} (e.g. Bessagnet m.fl., 2014; Bauer m.fl., 2016; Backes m.fl., 2016; Thunis m.fl., 2017; Jonson m.fl., 2022). I många regioner, exempelvis i Tyskland (Ehrnsperger & Klemm, 2021), Kina (Shen m.fl., 2011) eller USA (Pinder m.fl., 2007), har man konstaterat att det inte bara är viktigt att minska på utsläppen av svavel- och kväveoxider för att förbättra stadsluftens kvalitet med avseende på PM_{2.5}, utan att även ammoniakutsläppen behöver minskas. Exempelvis uppskattade Paulot och Jacob (2014) att minskade ammoniakutsläpp i USA skulle bidra med större hälsovinster än att minska "National Ambient Air Quality Standards" för PM_{2.5} från 15 µm³ till 12 µm³.

PM_{2.5} är en förorening som kan släppas ut direkt (som primära partiklar) eller bildas genom en rad komplexa kemiska bildningsprocesser från andra luftföroreningar (sekundära partiklar) (Fuzzi m.fl., 2015). Sekundära oorganiska PM_{2.5}-partiklar bildas från SO_x (SO₂ + SO₄²⁻), NO_x (NO + NO₂) och NH₃-utsläpp, genom bildning av antingen ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) eller ammoniumnitrat (NH₄NO₃). Utsläpp av ammoniak kan alltså öka PM-halterna genom reaktion med sulfat- eller nitratjoner i partikelform som leder till bildning av partikulär ammoniumsulfat respektive nitrat som har betydligt längre livslängd i luften än gasen ammoniak, och kan transporteras längre sträckor med vindarna innan de deponeras. Det är inte bara bidrag av ammonium till partikelmassa som kopplas till ammoniakemissioner, ammoniumjoner ökar partiklarnas pH och binder mer nitrat (även klorid), som annars hade befunnit sig i form av HNO₃ (HCl) i gasfas. Partiklarnas uppehållstid varierar från flera dagar upp till flera veckor i den nedre troposfären,

beroende på meteorologiska förhållanden. Spridningsmodeller kan redogöra för dessa komplexa transport-, diffusions- och kemiska omvandlingsprocesser.

Tillsammans med bildning av sekundära organiska partiklar från både antropogena och naturliga emissioner av organiska föreningar spelar alltså utsläpp av ammoniak en central roll i den sekundära partikelbildningen av PM_{2.5}. Medan utsläppen av SO_x och NO_x stadigt har minskat i Sverige så har utsläppen av ammoniak samtidigt förändrats i en mycket mindre omfattning. Emissionernas källor skiljer sig åt. Till skillnad från SO_x och NO_x så härstammar mer än 90 % av ammoniakutsläppen från jordbruk. Dessutom skiljer sig den tidsmässiga fördelningen av utsläppen, där ammoniakutsläppen når sin topp på våren och sommaren, medan antropogena SO_x- och NO_x-utsläpp i allmänhet når sin topp på vintern. Eftersom källorna till ammoniak, respektive NO_x och SO_x, är så olika, både med avseende på rumslig och tidsmässig fördelning, kan betydande lokal variation i förhållandet mellan ammoniak å ena sidan och SO₄²⁻ och/eller HNO₃ å andra sidan förväntas.

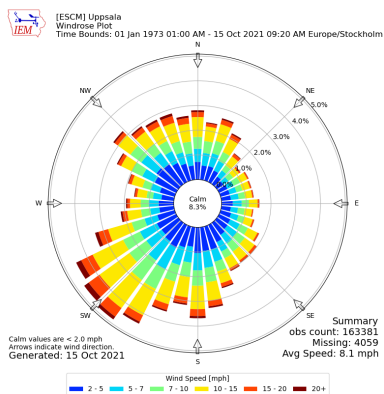
Syftet med detta projekt är att uppskatta hur stor påverkan utsläpp av ammoniak från jordbruket har på stadsluften i Uppsala, samt att undersöka hur stor potentialen för utsläppsminskningar för att förbättra stadsluften är från denna sektor. Det är viktigt att belysa denna fråga då utsläppen av ammoniak från jordbruket inte förväntas minska i samma takt som utsläpp av andra luftföroreningar. Resultaten från studien kan utgöra underlag till bedömningar av lämpliga styrmedel. Detta är av stor relevans för kommuner som är ansvariga för städernas luftmiljö i enlighet med luftkvalitetsdirektivet, samt för myndigheters och Regeringskansliets arbete med att tillvarata synergier mellan luft- och klimatområdena och klara internationella åtaganden.

Metod

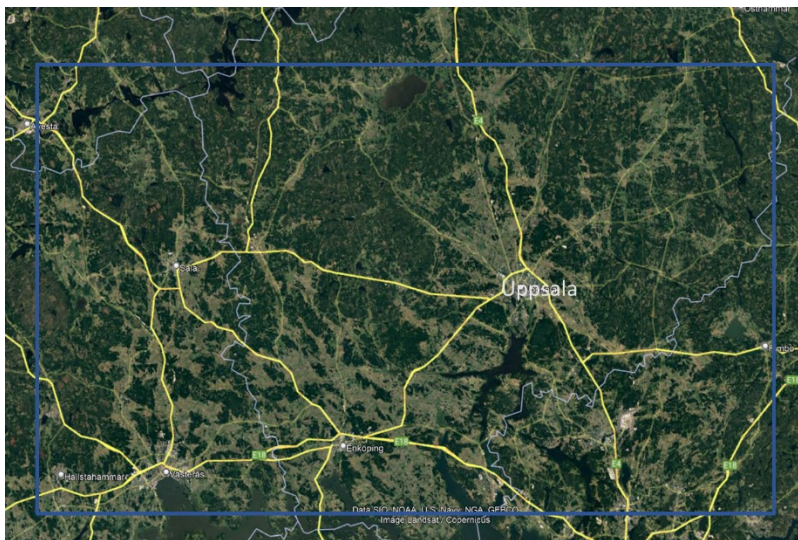
Fallstudie Uppsala

Uppsala har valts ut för att undersöka omfattningen av påverkan från omgivande jordbruksområden för luftkvaliteten. Uppsala län uppskattas ha en total åkerareal på 162 024 ha och betesmark på 15 969 ha år 2021 (Jordbruksverkets statistikdatabas, <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/statistikdatabasen>) vilket sammanlagt utgör drygt 20 procent av länets areal. För att fånga in jordbruksmark runt Uppsala i kombination med att den rådande vindriktningen är från sydväst har en ruta på 120x80 km runt Uppsala där staden ligger öster om mittpunkten används som modelldomän för studien (Figur 1). Studien genomfördes genom att luftkvalitet har modellerats med nästade beräkningar med EMEP MSC-W open-sourcmodell (Simpson m.fl., 2012) först på Europaskala med 36x36 km upplösning och 12x12 km upplösning och sedan på Uppsaladomänen med 2.5x2.5 km upplösning. På Uppsaladomänen har sedan genomförts en känslighetsstudie där NH₃-emissionerna från jordbruket och även totala NO_x-emissionerna varierats för att beräkna fram deras bidrag till koncentration av små partiklar i Uppsala.

a)



b)

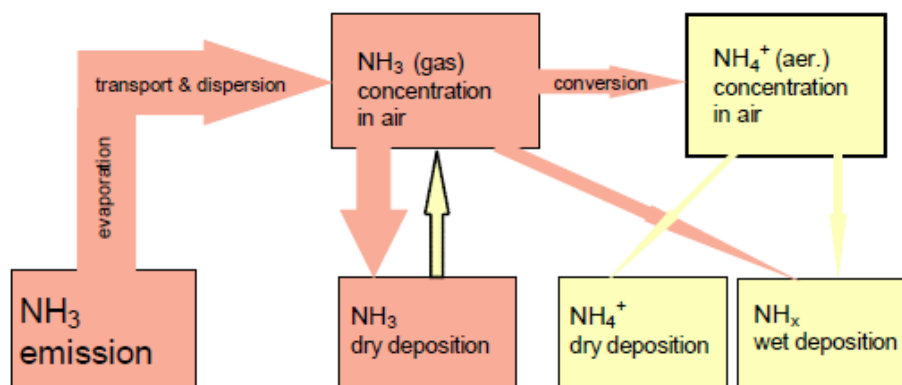


Figur 1. a) Vindros för Uppsala och b) modellingsområde för Uppsala med upplösning på 2.5x2.5 km. Karta: Google Earth, Image Landsat/Copernicus Data SIO, NOAA, U.S. Navy. NGA. GEBCO.

Modellering

Den atmosfärkemiska spridningsmodellen EMEP (Simpson m.fl., 2012) valdes för att modellera luftkvaliteten. EMEP-modellen har utvecklats av EMEPs Meteorological Synthesizing Centre - West (MSC W) vid Norska Meteorologiska Institutet (MET) för beräkning av halter och deposition av försurande och eutrofierande ämnen (svavel- och kvävespecier), marknära ozon och partiklar (PM_{2.5}, PM₁₀) samt långväga transport av dessa. MSC-W är ett center inom EMEP-programmet (The co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe) och EMEP-modellen har sedan länge använts för beräkning av långväga transporter av luftföroreningar inom luftkonventionens arbete. Modellen finns tillgänglig som open source via <https://github.com/metno/emep-ctm> och utvecklas och uppdateras kontinuerligt. Versionen av open source-modellen som använts i detta projekt har beteckningen rv4.36.

Figur 2 visar processer som används i EMEP, och även de flesta andra modeller, för att beskriva hur ammoniakemissioner omvandlas i atmosfären.

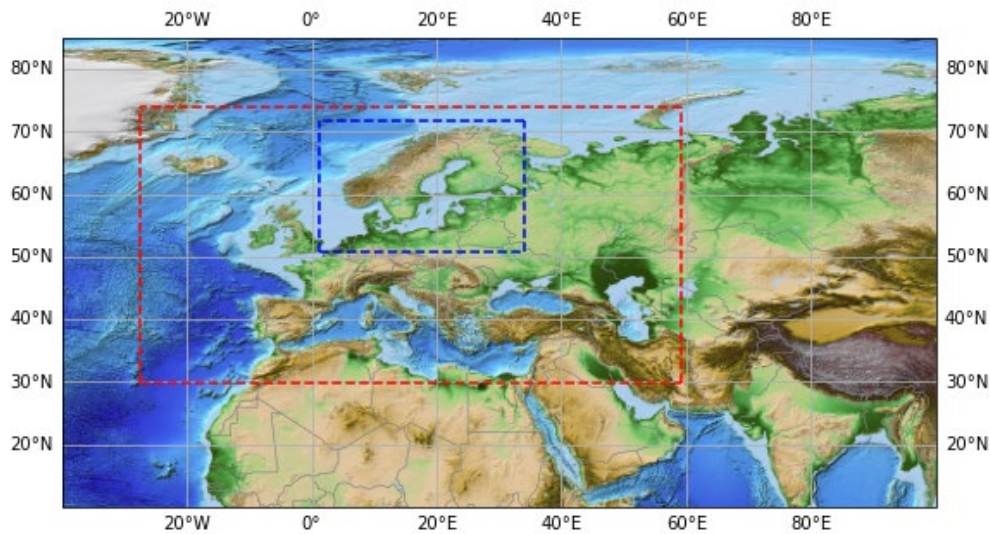


Figur 2. De viktigaste processerna som styr omvandlingen av ammoniak i atmosfären (från van Pul m.fl., 2006)

Ammoniak släpps oftast ut vid marknivå, deponeras snabbt på ytor och tas upp av växlighet. Därför är en bra beskrivning av processer på lokal skala av stor vikt för att redogöra för den andel ammoniak som deponeras lokalt och den andel som ingår i regional transport av luftföroreningar. EMEP-modellen har en avancerad beskrivning av både torr- och våtdeposition av ammoniak (Simpson m.fl., 2012). I atmosfären omvandlas gas-ammoniak (NH_3) snabbt till partikulärt ammonium i (NH_4^+) genom reaktion med svavelsyra (H_2SO_4), salpetersyra (HNO_3) och även saltsyra (HCl) för att bilda ammoniumsulfat (NH_4SO_4), ammoniumbisulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{HSO}_4$), ammoniumnitrat (NH_4NO_3) och ammoniumklorid (NH_4Cl). Medan omvandling till ammoniumsulfat och bisulfat anses som irreversibla är de senare två reversibla och när partiklar blir alkaliska kan NH_3 avgå tillbaka till gasfas. EMEP-modellen hanterar jämvikt i SO_4^{2-} - HNO_3 - NO_3^- - NH_3 - NH_4^+ -system i aerosolpartiklar och vattendroppar med MARS jämviktsmodul (Binkowski och Shankar, 1995) för att fördela dessa ämnen korrekt mellan gas- och partikulärfas.

Eftersom luftkvalitet på en geografisk plats styrs av ett komplext system av kemiska och fysikaliska processer som sträcker sig från global till lokal skala behöver man, för att modellera halter av luftföroreningar på en plats, ta hänsyn till processer som sker på alla dessa skalor. Detta gör man genom att man gör modellsimuleringar på flera domäner som täcker global, kontinental och regional skala med allt högre geografisk upplösning där man använder output från den större domänen som randvillkor till den mindre med högre geografiska upplösning. Istället för att köra egna globala modellsimuleringar använder modellerna oftast som randvillkor till kontinentala simuleringar koncentrationsfält som har tagits fram av andra modeller eller randvillkor som bygger på klimatologi av de för modellen viktiga atmosfäriska föreningarna i kontinental bakgrundsluft baserad på observationer. Som randvillkor från global skala till europa-skala använder EMEP-modellen interna koncentrationsfält som bygger på kombination av modellsimuleringar och observationer. För denna studie har vi använt 2 nästade domäner på europa-skala, modellsimuleringar styrdes av meteorologi för år 2019 framtaget med Weather Research and Forecasting (WRF) modell (<https://www.mmm.ucar.edu/weather-research-and-forecasting-model>) på en upplösning av 36x36 km för det yttre området och en upplösning på 12x12 km för det inre (Figur 3) som togs fram av Atmosud, Frankrike. Landemissioner för 2019 erhöles från TNO i Nederländerna (CAMS emissionsinventering) och sjöfartsemissionerna erhöles från FMI, Finland. Både meteorologiska data och emissionsdata har tagits fram inom Horizon 2020 projektet SCIPPER (Shipping contributions to inland pollution push for the enforcement of regulations) som också kommer att nyttja modellkörningar på europa-skala. Resultat från den storskaliga modellsimuleringen visas i Appendix E. Resultat har jämförts med resultat av EMEP MSC-W simulering för 2019 (EMEP, 2021) och med EMEP-WRF simuleringar för samma år gjorda vid CEH, UK (M.

Vieno, personlig kommunikation) och visade en rimlig överensstämmelse samt en del skillnader som diskuteras mellan grupperna.



Figur 3. Utsträckning av modellområde 1 med upplösning på 36x36 km (röd streckad linje) och modellområde 2 med upplösning 12x12 km (blå streckad linje).

Modellering av Uppsalaregionen

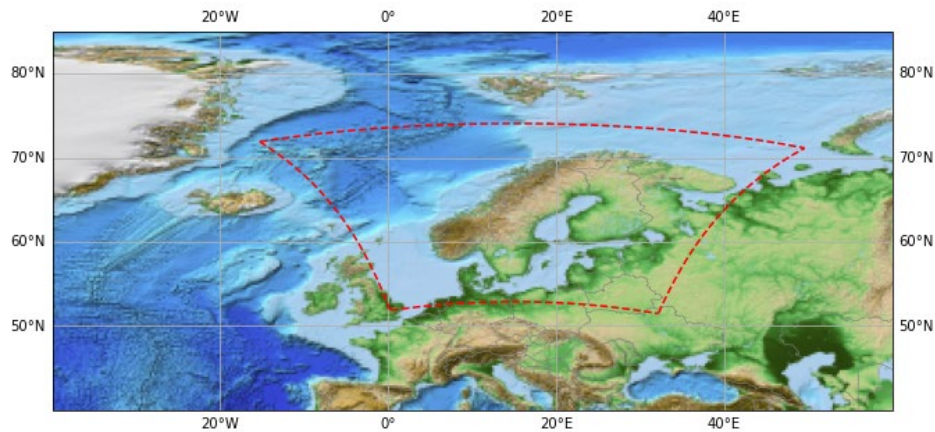
Påverkan av ammoniakutsläpp från jordbruket på luftkvalitet i Uppsala stad har genomförts på Uppsala-domänen (Figur 1b) genom känslighetsstudie där ammoniakutsläpp från jordbruket i domänen varierades i flera känslighetsscenarier. Input till modellen, d.v.s. randvillkor, meteorologi och emissioner samt de utförda känslighetsscenarierna beskrivs i följande avsnitt.

Randvillkor

Randvillkor till alla modellsimuleringar för Uppsala-domänen kommer från den nästade EMEP-modellberäkningen med upplösning 12x12 km styrd av WRF meteorologi med CAMS-emissioner för antropogena emissioner på land och STEAM-emissioner för internationell sjöfart.

Meteorologi

Meteorologin som används för den lokala modelleringen har hämtats från METs öppna arkiv (<https://thredds.met.no/thredds/catalog.html>). Här sparas resultat från tidigare ensembleprognoser och är allmänt tillgängliga. Prognoserna har producerats av MEPS (MetCoOp Ensemble Prediction System) för norra Europa, domänen för data visas i Figur 4. MetCoOp är det meteorologiska samarbetet för operationella numeriska väderprognoser mellan FMI, MET och SMHI. I samarbete med MET har IVL utvecklat script för att ladda ner och foga ihop prognosdata. MET har tillhandahållit script för att sedan producera filer som kan läsas av EMEP.



Figur 4. Område som täcks av meteorologi från MET med upplösning på 2.5x2.5 km.

Emissioner

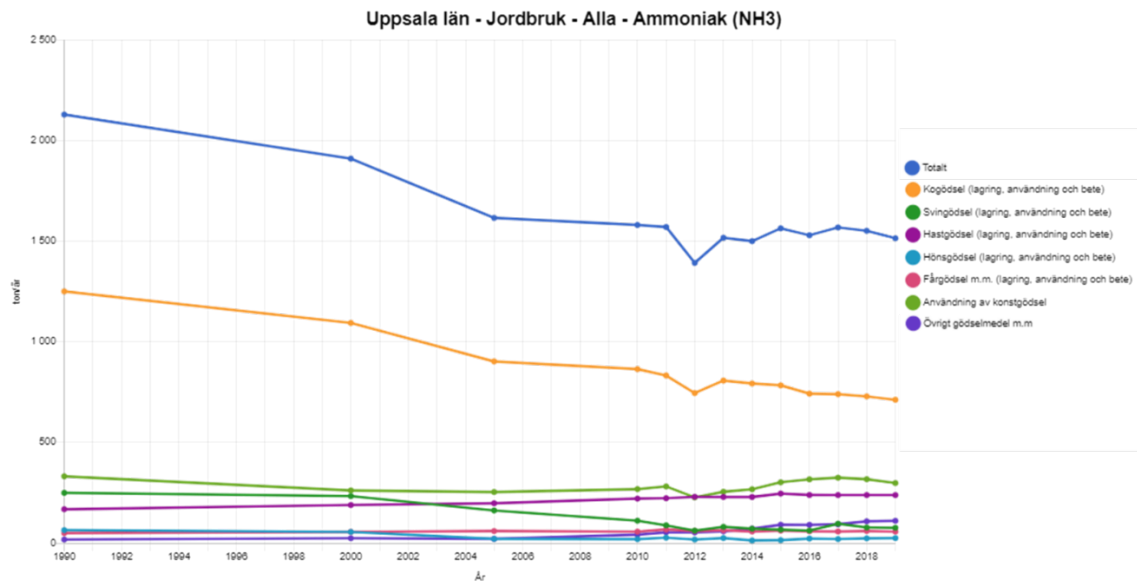
Emissioner för 2019 för den lokala modelleringen på Uppsalaområdet hämtades från den Nationella emissionsdatabasen: (<https://www.smhi.se/data/miljo/nationella-emissionsdatabasen/nationella-emissionsdatabasen>). Här finns sammanställt Sveriges nationella utsläpp av klimatgaser och luftföroreningar som utgår från Sveriges officiella utsläppsstatistik. Sammanlagt finns emissioner till luft för 29 ämnen fördelade med en upplösning på 1x1 km². Emissionerna är uppdelade i nio huvudsektorer som i sin tur är uppdelade i undersektorer.

För att kunna läsa in dessa data i EMEP-modellen behövde data omprojiceras från Mercator till Lambert samt sektorerna översättas från CRF till GNFR. Beskrivningen av sektorerna med respektive CRF-kod hämtades från Metod- och kvalitetsbeskrivningen 2021 (<https://www.smhi.se/data/miljo/nationella-emissionsdatabasen/nationella-emissionsdatabasen-1.174774>) och översättningen till GNFR-sektorer gjordes med hjälp av tabell A2 i Annex II av Technical report CEIP 02/2021 och tabell 4 SMED Rapport No 4 (2019). En sammanfattande tabell med översättning från CRF till GNFR som använts i denna rapport finns i Appendix A.

Emissioner av NH₃ relaterade till jordbrukssektorn finns rapporterade i följande undersektorer:

- Kogödsel (lagring, användning och bete)
- Svingödsel
- Hästgödsel
- Hönsödsel
- Fårgödsel
- Användning av konstgödsel
- Övrigt gödselmedel

Figur 5 visar emissioner från dessa undersektorer i Uppsala län för år 1990 – 2019.



Figur 5. Emissioner av NH₃ (ton/år) i jordbrukssektorn i Uppsala län över tid uppdelade i undersektorer. Figur hämtad från den svenska Nationella emissionsdatabasen (<https://nationellaemissionsdatabasen.smhi.se/>).

Scenarier för lokal modellering av Uppsalaområdet

Eftersom bidrag av NH₃-emissioner till partikelbildning inte är en linjär process där bidraget till PM_{2.5} skulle vara direkt proportionellt till utsläppet, utan styrs av förhållande mellan koncentrationer av NH₃ och framför allt sulfat och nitrat i omgivningen, har vi beräknat flera känslighetsscenarier där NH₃-emissionerna varierades. Även ett scenario med minskade emissioner av NO_x genomfördes, scenario med förändrade SO₂ emissioner däremot uteblev då utsläpp av SO₂ i området är mycket lågt. I kapitlet "Utvärdering av modellresultat" nedan presenteras följande scenarier:

- Fullständigt scenario (Bas)
- Scenario utan NH₃-emissioner från jordbrukssektorn (NH₃agr0)
- Scenario med 20 procent reduktion av NH₃-emissioner från jordbrukssektorn i området (NH₃agr80%)

Ytterligare känslighetsscenarier presenteras i Appendix C:

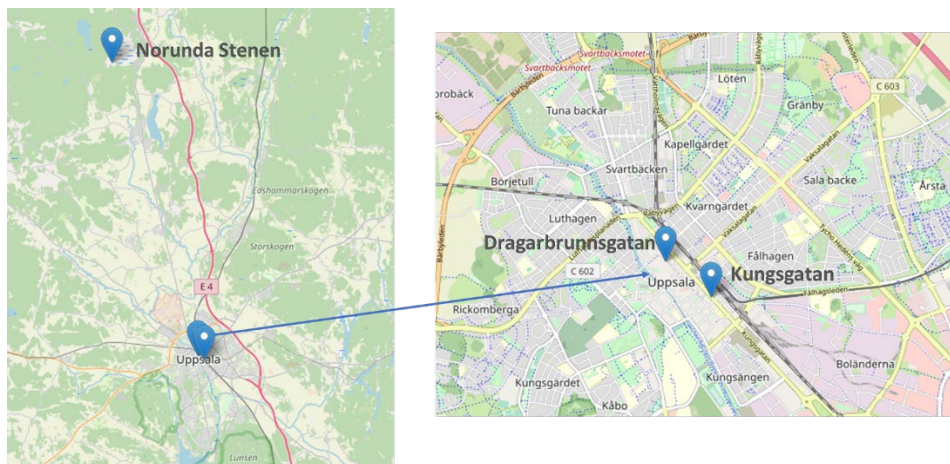
- ett scenario med dubblerade NH₃-emissioner från jordbrukssektorn i området (NH₃agr200%)
- ett scenario med 20 procent reduktion av alla NO_x-emissioner i området (NO_xall80%)

Validering av modellresultat

För att förstå hur modellerade halter relaterar till verkligheten har modellresultat jämförts med luftkvalitetsmätningar som är tillgängliga inom Uppsala modellområden. Data från tre stationer av 3 olika typer (*i kursiv*) användes i jämförelsen (Figur 6):

- Norunda Stenen, *Lantlig bakgrundsstation*
- Dragarbrunnsgatan 23 (tak), *Urban bakgrundsstation*
- Kungsgatan 67, *Urban trafikstation*

Tillgängliga mätningar av PM_{2.5}, PM₁₀ samt NO₂ från respektive station som finns tillgängliga på <https://datavardluft.smhi.se/portal/concentrations-in-air> jämfördes med marknära koncentrationer i Bas-scenariot modellerade i den ruta som mätstationen ligger inom. Dessa rutor används senare även för att presentera resultaten från modellstudien. Jämförelse med NO₂ och PM_{2.5} från Norunda Stenen och Dragarbrunnsgatan presenteras i detta avsnitt, övriga jämförelser redovisas i Appendix B.



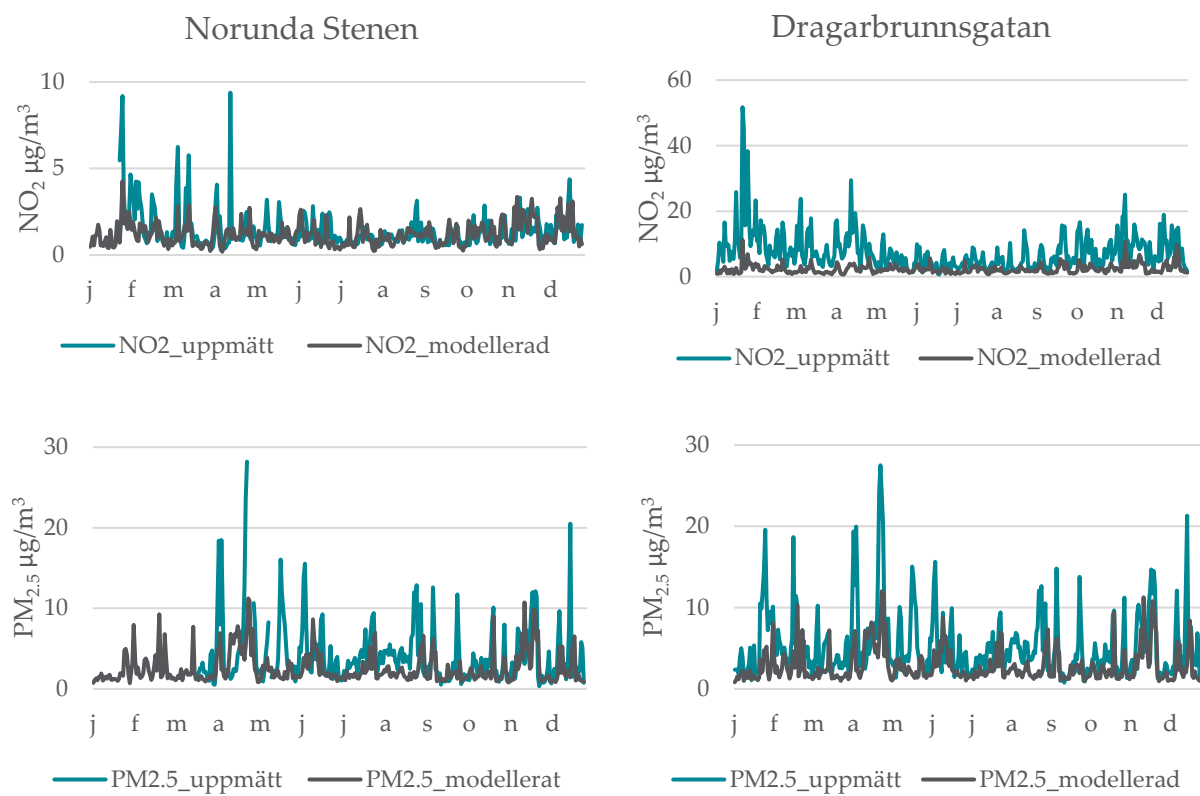
Figur 6. Tre mätstationer med tillgängliga luftkvalitetsmätningar för 2019 i modellområdet.

Jämförelse av uppmätta och modellerade dygnsmedelkoncentrationer (Figur 7) visar att modellen återspeglar väl dag-till-dag förändringar av de uppmätta koncentrationerna av NO₂ och PM_{2.5} i bakgrundsmiljö i Norunda Stenen och för NO₂ också koncentrationer och årsmedelvärden (Figur 8). Detta tyder på att de grundläggande indata i modellen, d.v.s. emissioner och antropogena emissioner är av god kvalitet. Koncentrationerna av PM_{2.5} är däremot underskattade på Norunda Stenen med c.a. 40 %. Underskattning av generella halter av små partiklar i modeller som inte assimilerar mätningar eller justerar halter mot mätningar på ett annat sätt är ett känt fenomen. Det har sin grund i att partikelhalter styrs av ett mycket komplext system både när det gäller källor och atmosfäriska processer, där flera är kopplade till stora osäkerheter (t.ex. emissioner från bränder, emissioner från vegetation, bildning av sekundära organiska partiklar). Även om haltnivå av PM_{2.5} är underskattad i modellen p.g.a. osäkerhet i ett flertal processer, kan vi anta att bidraget från de relativt välkända processer som bildning av ammoniumnitrat och sulfat är, har bättre noggrannhet än totalhalten.

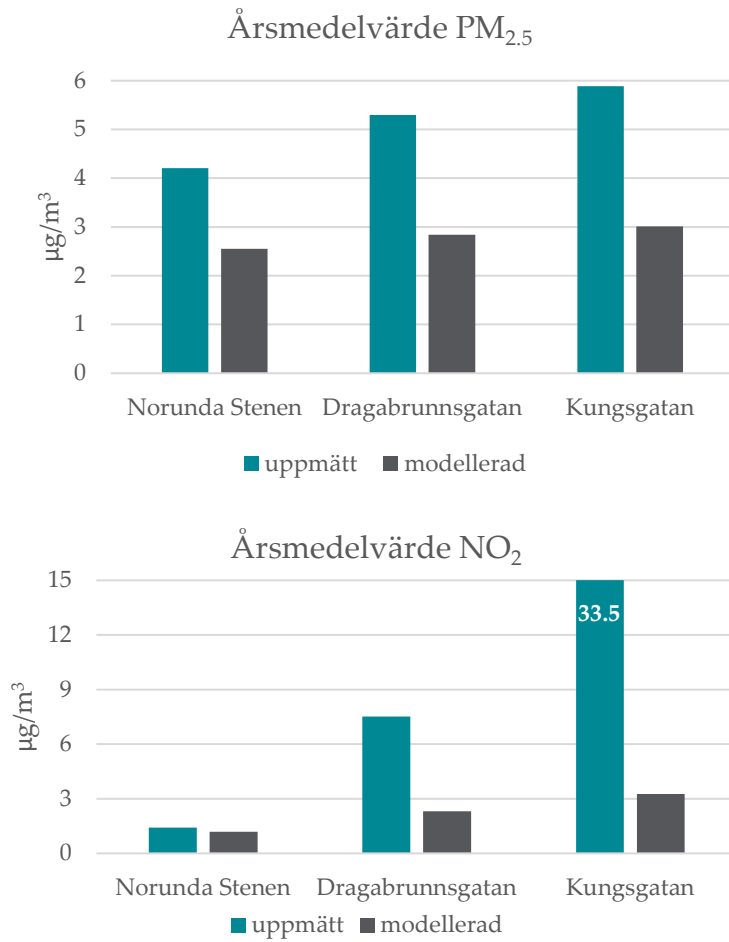
För den urbana bakgrundstationen Dragarbrunnsgatan är det tydligt att modellen underskattar koncentrationerna (Figur 7 och 8) och man kan se ännu större underskattning för mätstationen Kungsgatan som är en trafikstation (Figur 8 och Appendix B). Medan skillnader i underskattning av PM_{2.5} halter som styrs till stor del av bakgrundskoncentrationer och sekundär partikelbildning

är relativt små mellan dessa stationer, är skillnaderna större för PM₁₀ där lokala källor, framför allt trafik, utgör ett viktigt bidrag för haltnivåer och ännu större för NO₂ där lokal trafik är en huvudkälla i ett gaturum. Förklaring till skillnaderna vi ser i jämförelsen med urbana stationer ligger framför allt i att man jämför en punktmätning i trafikerad miljö med modellens medelvärde för en 2.5x2.5 km ruta. När det gäller bidrag av ammoniumemissioner från omgivande jordbruk till halter av fina partiklar i urban miljö, styrs det av processer som sker på en betydligt större skala än gaturum och modellens 2.5x2.5 km upplösning kan därför uppfattas som tillräcklig för att väl beskriva dess geografiska variation.

Som slutsats från modellvalideringen behöver man beakta att modellen tenderar att underskatta halter av små partiklar och att den geografiska upplösningen för Uppsalaregionen inte är tillräcklig för att modellera halter på gatunivå. Modellen stämmer däremot väl med mätningar i bakgrundstation som bättre motsvarar modellens upplösning, vilket ger trovärdighet till de modellerade effekter som sker på större skala. Det är viktigt att relatera dessa effekter även till uppmätta haltnivåer för att bättre beskriva det relativa bidraget av ammoniumemissioner till halter av luftföroreningar i Uppsala.



Figur 7. Jämförelse mellan uppmätta och modellerade dygnshalter av NO₂ och PM_{2.5} för Norunda Stenen (t.v.) och Dragarbrunnsgatan (t.h.).



Figur 8. Jämförelse av årsmedelvärde (2019) för modellerat PM_{2.5} och NO₂ i Bas-scenariot med årsmedelvärde för uppmätt PM_{2.5} och NO₂ för respektive station. Observera att årsmedelvärdet av uppmätt NO₂ för Kungsgatan är 33.5 µg/m³.

Resultat och diskussion

Modellering – fallstudie Uppsala

Bidrag av ammoniakemissioner från jordbruket till luftföroreningshalter i Uppsalaregionen visas i jämförelse mellan ett basscenario och scenarier där emissioner från jordbruket i Uppsalaregionen minskades med 20 % respektive 100 %. Resultat för ytterligare känslighetsscenarioer visas i Appendix C och diskuteras i Slutsatser. Jonson m.fl. (2022) genomförde en studie med EMEP-modellen där de undersökte effekten av Europas ammoniakutsläpp på halter av små partiklar för år 2005 och 2030 där de beräknade känslighetsscenarioerna liknade våra, med skillnaden att hela Europas utsläpp varierades. J. E. Jonsson har tillhandahållit resultat från deras studie vilket möjliggjorde diskussion av bidrag av hela Europas ammoniakemissioner i Uppsalaregionen och diskussion av skillnader mellan bidrag från den nära och den storskaliga regionen.

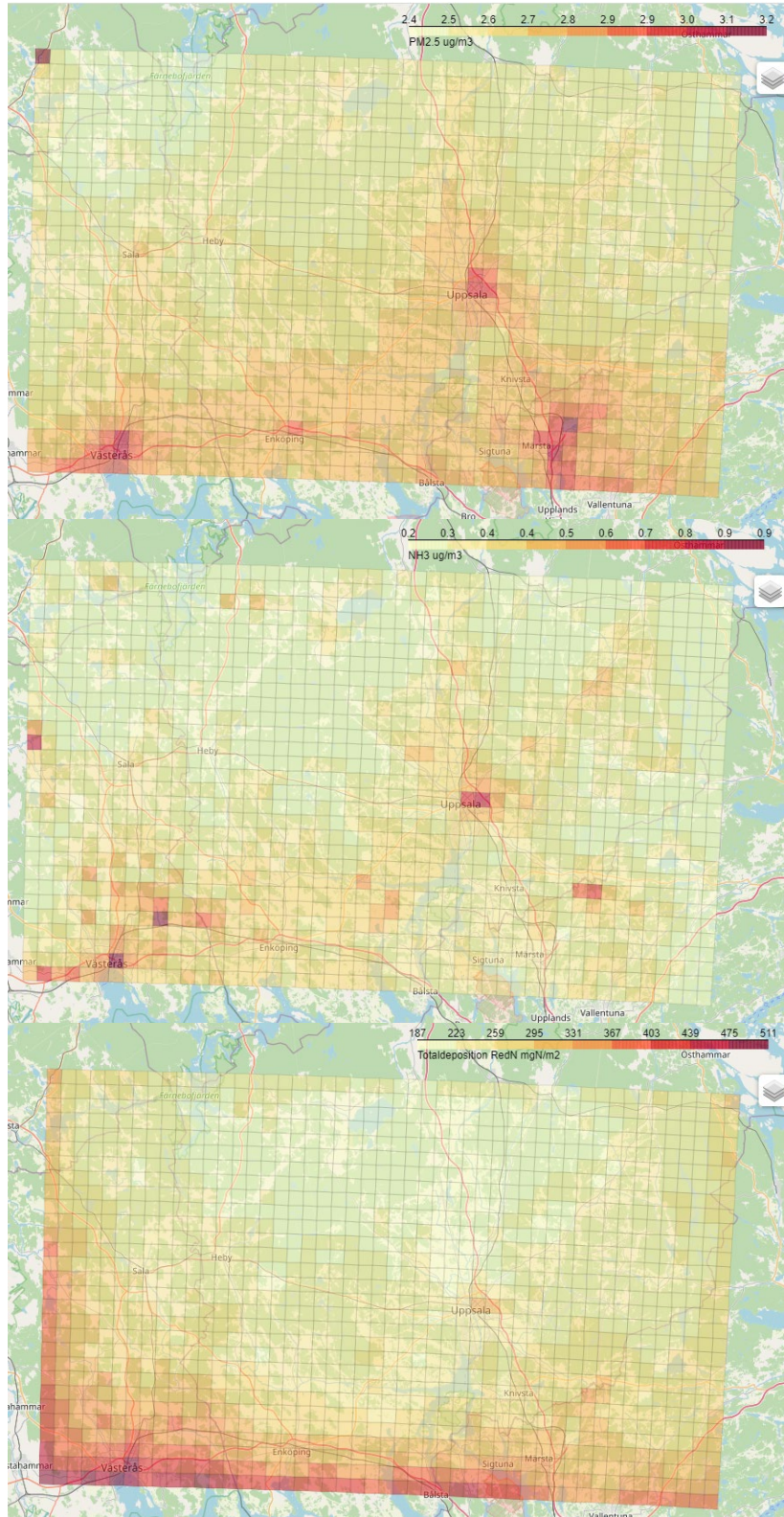
Bas-scenario

Figur 9 visar resultat från Bas-scenariot för utvalda parametrar för hela modellområdet. Senare jämförelser med de olika emissionsscenarioerna kommer delvis att visas på hela modellområdet, men till stor del att fokusera på centrala Uppsala.

De högsta årsmedelvärdeskoncentrationerna av PM_{2.5} ses över tätorter och industrier, NH₃ har de högsta koncentrationerna i centrum av Uppsala och Västerås, samt i vissa områden med vad som troligast är jordbruk. Depositionen av reducerat N domineras av våtdepositionen. Torrdepositionen i modellområdet är som högst i Uppsala och Västerås tätort.

Känslighetsscenarioer för NH₃ utsläpp från jordbruket i Uppsalaregionen

För att undersöka potentialen för att minska halten av små partiklar i Uppsalaregionen genom att minska utsläppen av NH₃ från jordbruket har vi beräknat flera alternativa scenarier (Tabell 1). Eftersom bidraget till partikelbildningen från NH₃ emissionerna sker genom reaktion mellan gasfas eller partikelbundet sulfat samt nitrat och ammoniak, styrs dess storlek av balansen mellan dessa ämnen. Vid stort överskott av ammoniak i förhållande till NO₃⁻ och SO₄²⁻ påverkar en minskning av ammoniakemissionerna inte partikelhalten. En del reagerar med tillgänglig nitrat och sulfat och resten deponeras ganska snabbt på ytor och vid en minskning av NH₃-emissioner blir det framför allt depositionsdelen som påverkas. Om däremot NO₃⁻ + SO₄²⁻ finns i överskott, ökar potentialen att en reduktion av NH₃ minskar halterna av små partiklar. Detta både genom att en minskning av NH₃-emissioner påverkar framför allt bindning av NH₃ i ammoniumnitrat och sulfatpartiklar, men också genom att nitrat inte binds i de basiska ammoniumpartiklarna utan till större del drivs till gasfas HNO₃. Undersökta scenarier täcker därför olika ändringar i emissioner och därmed också haltnivåer av NH₃, dessutom har vi undersökt ett scenario med minskning av NO_x från samtliga källkategorier i Uppsalaregionen. Resultat visas här för scenarierna NH₃agr_0%, NH₃_agr80%, tabell med resultat för de övriga scenarierna visas i Appendix C.



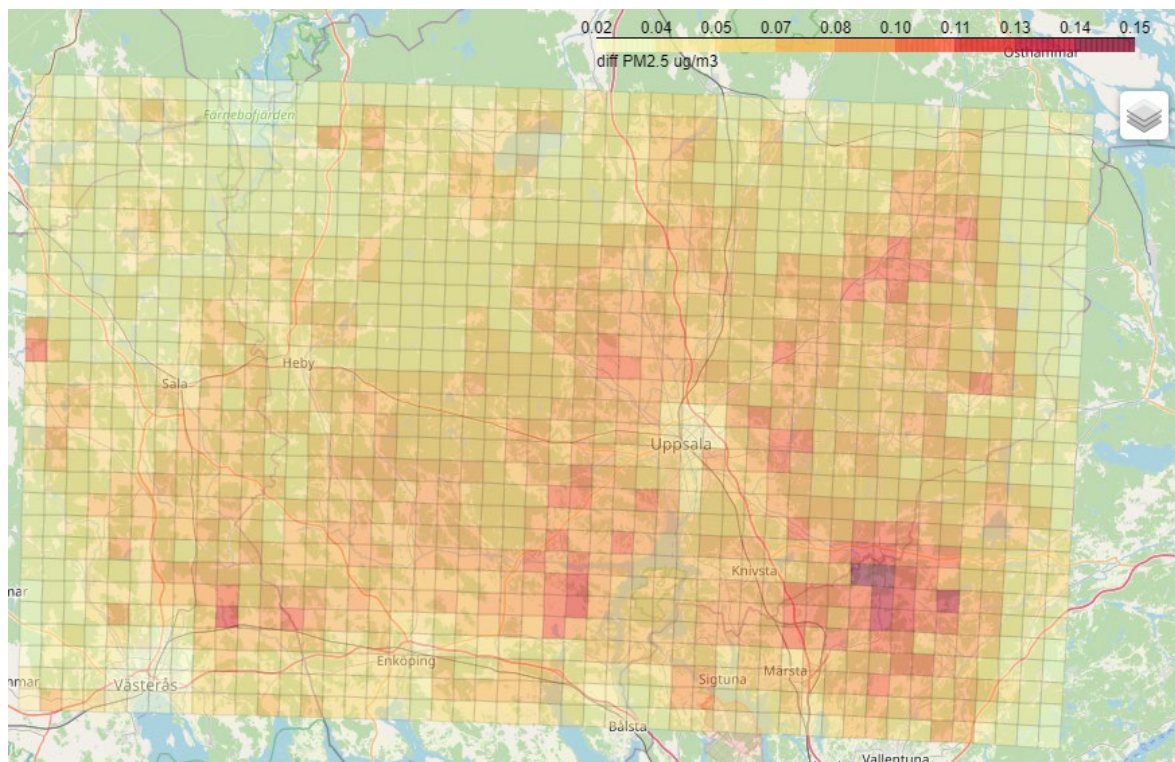
Figur 9. Modellerat årsmedelvärde för PM_{2.5} (µg/m³), NH₃ (µg/m³) samt total deposition för reducerat N (mg N/m²) i Basscenariot.

Tabell 1. Förändringar av totala emissioner i modelldomänen för Uppsalaregionen mot Bas-scenariot i känslighetsscenarioer undersökta i studien.

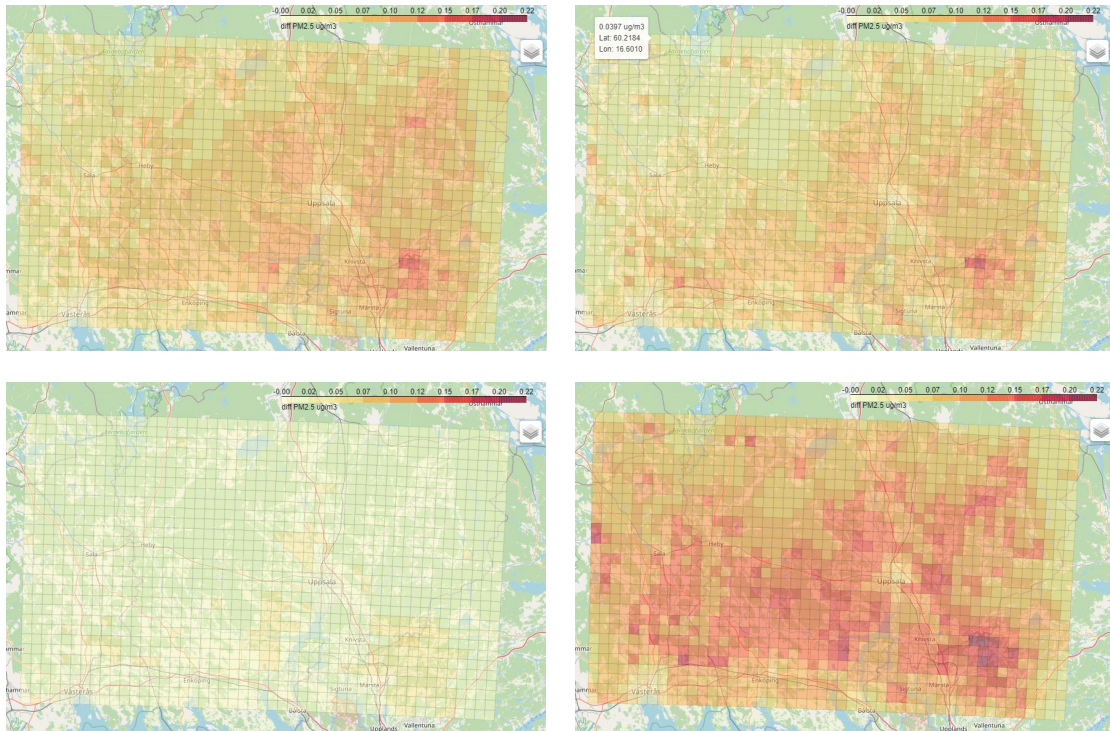
Scenario	NH3agr 0%	NH3agr 80%	NH3agr 200%	NOxall 80%
NH3 jordbruk, förändring mot Bas	-100%	-20%	+100%	0
NOx alla källor, förändring mot Bas	0	0	0	-20%

Figur 10 visar skillnaden i årsmedelvärde $PM_{2.5}$ mellan Bas-scenariot och NH3agr_0% (inga NH_3 -utsläpp från jordbruket), över hela modellområdet. Det är tydligt att den största skillnaden i absoluta tal är över jordbruksmark, medan centrala Uppsala uppvisar en av de lägsta skillnaderna mellan scenarierna. Figur 11 visar skillnaden i $PM_{2.5}$ mellan Bas-scenariot och NH3agr_0% för medelvärden för årstider. Skillnaderna mellan säsongerna beror förutom årstidsvariation av NH_3 -emissionerna från jordbruket på ett antal faktorer som exempelvis hur mycket NO_3^- och SO_4^{2-} som finns tillgängligt för att bilda partiklar samt temperatur (kondensationsprocesser som formar aerosoler såsom NH_4NO_3 gynnas av lägre temperaturer). Halter av NO_3^- och SO_4^{2-} som båda är sekundära luftföroreningar styrs av en kombination av årstidsvariation av SO_2 - och NO_x -emissioner, dispersion styrad av meteorologiska förhållanden (båda gynnar högre halter under vintersäsong), samt atmosfärskemi som är mer intensiv under sommarsäsongen. Skillnaderna mellan Bas-scenariot och scenariot utan utsläpp av NH_3 från jordbruket är minst över sommarmånaderna vilket kan bero på att lägre halter av NO_3^- och SO_4^{2-} på grund av lägre emissioner samt mer intensiv omblandning under sommaren. Den största skillnaden ses under höstmånaderna, följt av vintermånaderna.

Mer detaljerade undersökningar av de modellerade resultaten har gjorts dels i de rutor där mätstationerna finns (Figur 1), samt i 12 rutor som täcker centrala Uppsala (Figur 12).



Figur 10. Skillnaden i årsmedelvärde $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) mellan Bas-scenariot och NH3agr_0%.

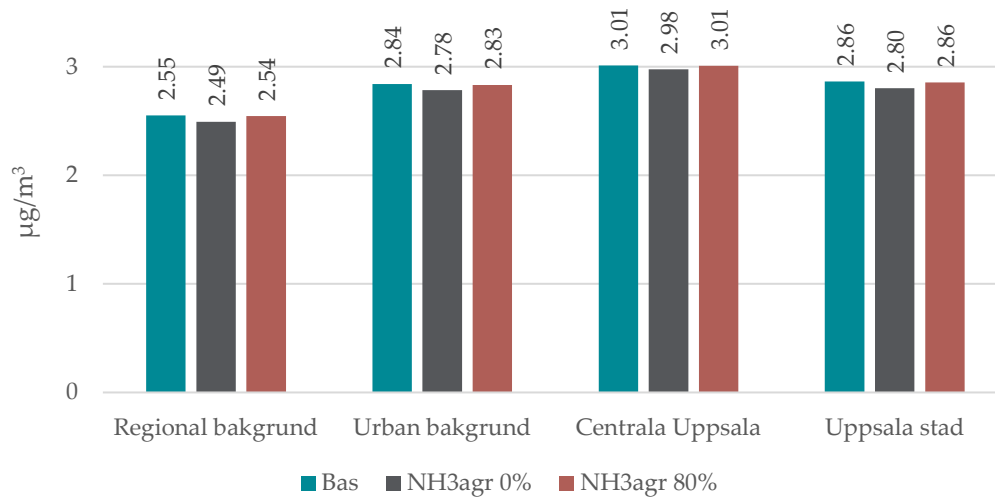


Figur 11. Skillnaden i säsongsmedelvärden av PM_{2.5} (µg/m³) mellan Bas-scenariot och NH₃agr_0% för: vinter (december, januari, februari) ö.v., vår (mars, april, maj) ö.h., sommar (juni, juli, augusti) n.v. och höst (september, oktober, november) n.h.



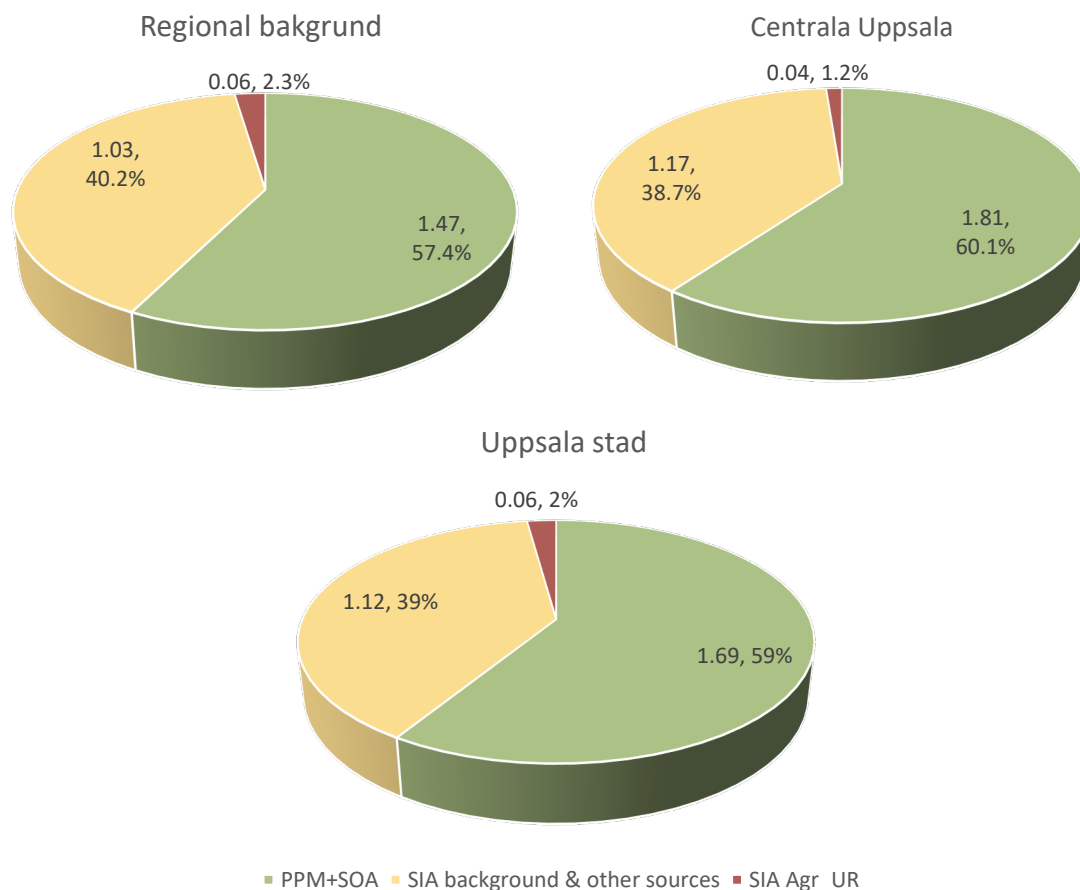
Figur 12. Karta över de modellrutor som använts för att beräkna medelvärden för Uppsala stad samt de modell-rutor som innehåller mätstationerna på Dragarbrunnsgatan (Urban bakgrund) och Kungsgatan (Centrala Uppsala).

Figur 13 visar modellerade halter av små partiklar för de modellområden där de 3 mätstationer som användes för modellvalideringen ligger samt för Uppsala stad (Figur 12) i Bas-scenariot, NH₃agr0%- samt NH₃agr80%-scenariot, numeriska värden finns för samtliga scenarier även i tabell i Appendix C. Man kan se att de modellerade skillnaderna är ganska små, 20 % minskning av ammoniakutsläpp minskar PM_{2.5}-halten med ca. 0.007 µg/m³ och 100 % minskning med 0.06 µg/m³ för trafikstation Kungsgatan (0.005 respektive 0.04 µg/m³). Minskning av PM_{2.5}-halt i NH₃agr0% är 50 % till 70 % större än om man multiplicerar minskningen i NH₃agr80% x5 vilket skulle motsvara samma emissionsminskning som i NH₃agr0%.



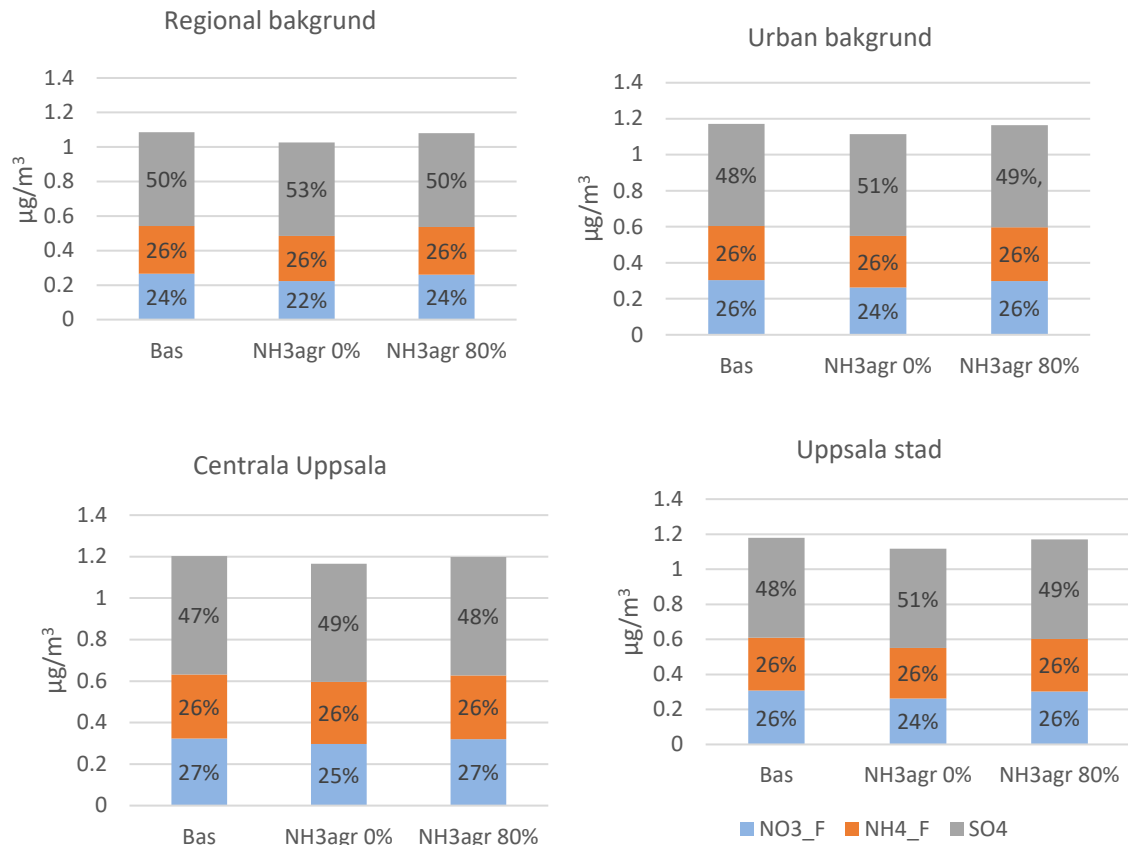
Figur 13. Modellerade årsmedelsvärden av PM_{2.5}-koncentrationerna för modellrutorna med de tre undersökta mätstationerna Norunda Stenen (Regional bakgrund), Dragarbrunnsgatan (Urban bakgrund), Kungsgatan (Centrala Uppsala) och Uppsala stad för scenarierna Bas, NH₃agr0% och NH₃agr80%.

Figur 14 visar bidraget av olika PM-komponenter till modellerade halter av små partiklar som bygger på Bas- och NH₃agr0%-scenarierna. Största bidraget kommer från sekundära organiska partiklar (SOA) och primära små partiklar (PPM) som tillsammans bidrar med ca. 60 %. Näst största källa är sekundära oorganiska partiklar (SIA) från bakgrunden och från andra källor i området än jordbrukets NH₃ som utgör c.a. 40 %. Jordbrukets NH₃ bidrar med SIA som utgör 1–2 % av de modellerade PM_{2.5}-koncentrationerna. Både storlek och proportion varierar kraftigt mellan säsongerna, i Appendix D visas bidrag för höst och sommar där bidraget från jordbrukets NH₃ har beräknats som högst, respektive lägst. Medan bidraget från SOA+PPM och SIA är ungefär lika stora på hösten och bidraget från jordbrukets NH₃ ligger på 2–4 %, består c.a. 75 % av PM_{2.5} av SOA + PPM, c.a. 25 % av SIA på sommaren och bidraget från jordbrukets NH₃ ligger under 1 %.

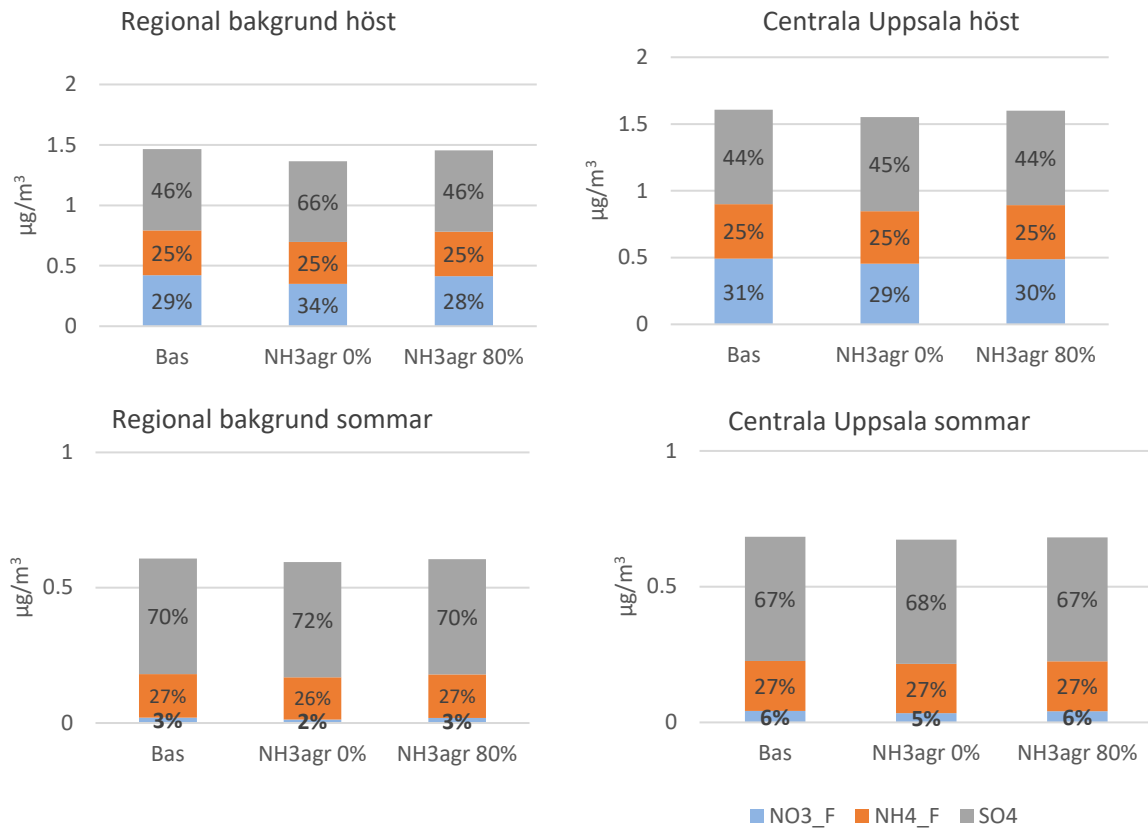


Figur 14. Bidrag av olika PM-komponenter till modellerade halter av små partiklar (årsmedelvärden) baserade på Bas- och NH₃agr0%- scenarierna: PPM+SOA - primära små partiklar och sekundära organiska partiklar i Bas-scenariot; SIA background & other sources – sekundära oorganiska partiklar (SIA) från bakgrund och alla källor i Uppsalaregionen utom NH₃ från jordbruket som motsvarar SIA i NH₃agr0%-scenariot; SIA Agr_UR - SIA från jordbrukets emissioner av NH₃ i Uppsalaregionen som motsvarar SIA i Bas-scenario – SIA i NH₃agr0%-scenariot.

Vi har vidare undersökt förhållandet mellan modellerad koncentration av NH₃, NO₃⁻ och SO₄²⁻ i SIA för olika scenarier. Resultatet visar att för årsmedelvärden utgör NO₃⁻ en något större andel för de urbana områdena jämfört med den regionala bakgrunden (Figur 15). Tillgängligheten av de enskilda komponenterna varierar över året och figur 16 visar de modellerade säsongs-koncentrationerna av PM-komponenterna NO₃⁻, NH₄⁺ och SO₄²⁻, för den regionala bakgrunden samt Centrala Uppsala för sommar (J,J,A) och vinter (D,J,F). Det är en tydlig skillnad i andel av NO₃⁻ mellan sommar och vinter.



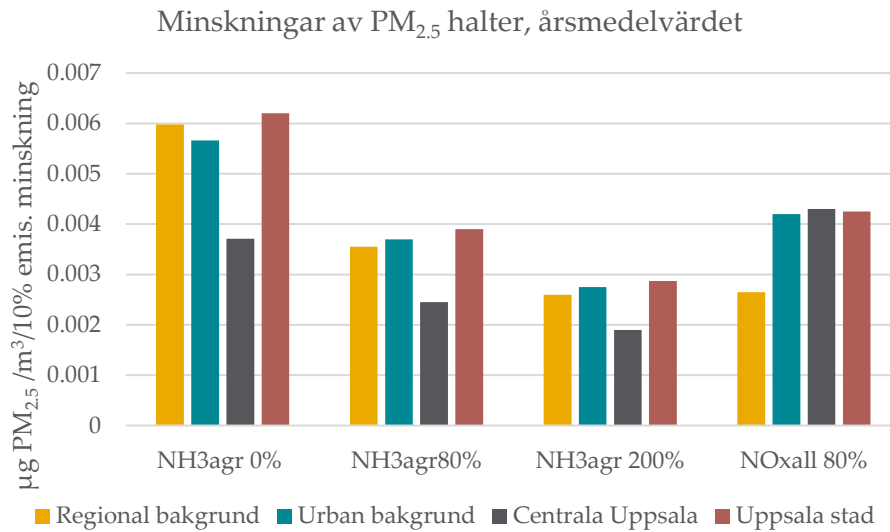
Figur 15. Förhållande mellan modellerad årsmedelvärdeskoncentration av PM-komponenterna NO₃⁻, NH₄⁺ och SO₄²⁻, för tre scenarier.



Figur 16 Förhållande mellan säsongskoncentrationen av PM-komponenterna NO₃⁻, NH₄⁺ och SO₄²⁻, för regional bakgrund och centrala Uppsala för tre modellerade scenarier. Höst: september, oktober, november, Sommar: juni, juli, augusti; Vinter: december.

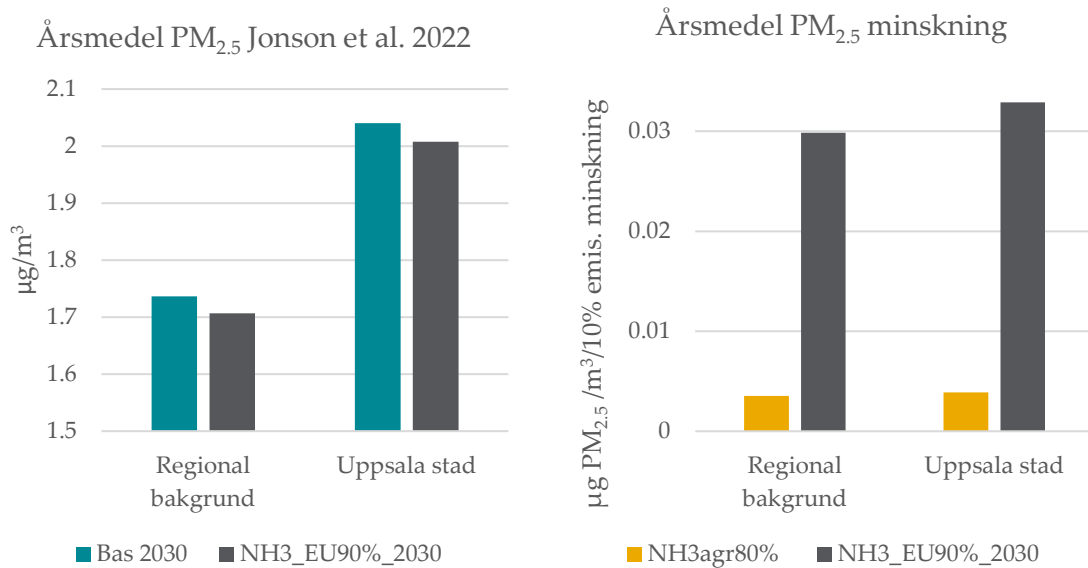
Diskussion

Bildningen av PM_{2.5} från ammoniak begränsas till stor del av förhållandet mellan utsläppen av ammoniak å ena sidan och SO_x plus NO_x å andra sidan. Eftersom andelen ammoniak i förhållande till SO_x och NO_x ökar, minskar potentialen att dämpa PM_{2.5}-nivåerna genom minskningar av ammoniakutsläppen. När man jämför HN3agr80%- och NH3agr0%-scenarierna ser man att minskningen av PM_{2.5} per % av utsläppsreduktion är med 20 % minskning 50–70 % mindre effektiv än med 100 % minskning. Det är först när utsläppsminskningen leder till ett underskott av NH₃ i förhållande till sulfat och nitrat som effekten på minskning av PM_{2.5} ökar. Känslighetsscenario NH3agr200% bekräftar detta mönster, d.v.s. att ytterligare ökning av NH₃-emissioner har avtagande effekt på halter av små partiklar. Figur 17 visar effekt på (lineariserad) minskning av PM_{2.5} halt per 10 % minskning av utsläpp av NH₃ (av NO_x i NO_xall80% scenario) i samtliga känslighetsscenarier. Största effekten i alla exempelområden utom centrala Uppsala är vid 100 % minskning av NH₃ från jordbruk, följd av effekt vid 20 % minskning av samtliga NO_x-emissioner i regionen. För centrala Uppsala erhöles den största effekten på PM_{2.5}-minskningen från scenariot med 20 % minskning av utsläpp av NO_x.



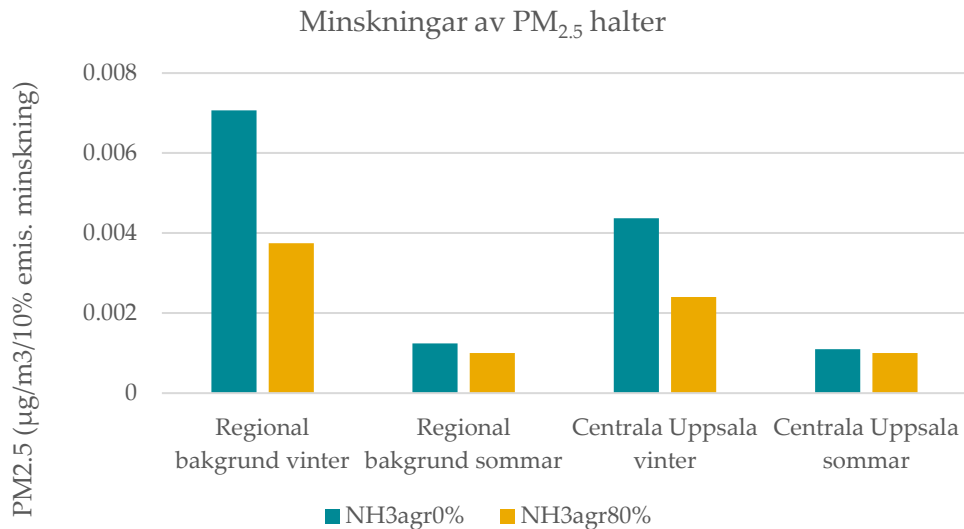
Figur 17. Effekt per 10 % minskning av utsläpp av NH₃ (av NO_x i NO_xall80% scenario) på minskning årsmedelvärdet av PM_{2.5} halt inom undersökta områden i Uppsalaregionen.

Jonson m.fl. (2022) undersökte påverkan av NH₃-utsläpp i Europa på PM_{2.5}-halter med EMEP-modellsimuleringar på Europaskala för ett antal känslighetsscenarioer för år 2005 och 2030 som visar att potentialen för PM_{2.5}-bildning per gigagram utsläppt ammoniak förväntas minska med en faktor på cirka 2.6 som ett årligt genomsnitt mellan 2005 och 2030, samtidigt som potentialen att bilda PM_{2.5} från NO_x och SO_x har ökat. Det finns ett antal skillnader mellan modellsimuleringar i vår studie och i Jonson m.fl. (2022) som ett annat meteorologiskt år (2005) och andra emissioner. Studien av Jonson m.fl. kompletterar dock bilden av rollen av NH₃-utsläpp på partikelhalter på lokalnivå genom att den belyser rollen av ammoniakutsläpp på kontinental skala. Figur 18 visar PM_{2.5}-halter för Uppsala stad och för regional bakgrund i Uppsalaregionen för deras Basscenario för år 2030 och för känslighetsscenario där ammoniakemissioner i Europa reducerats med 10%. I höger panel visas jämförelse av minskning i PM_{2.5}-årsmedelvärde från Basscenariot till reduktions-scenario i Jonsson m.fl. (2022) med minskning per 10 % NH₃ reduktion i vårt NH₃agr80%-scenario. Jämförelse visar att även om både totala emissioner och kvoten mellan NH₃ och NO_x+SO_x är lägre i 2030 scenarier är effekten av liknande reduktion av NH₃ inom hela Europa ca. 10 gånger större.



Figur 18. T.v.: Årsmedelvärde av PM_{2.5} i Bas-scenario för år 2030 samt känslighetsscenario med 10 % minskning av NH₃-emissioner i Europa år 2030 (NH₃_EU90%_2030) för Regional bakgrund och Uppsala stad i Jonson m.fl. (2022) modellsimuleringar. T.h.: Jämförelse av minskning av årsmedelvärdet av PM_{2.5}-halter per 10 % minskning av NH₃-emissioner från Bas-scenariot för NH₃agr80% (år 2019, denna studie) och NH₃_EU90%_2030 (Jonson m.fl., 2022).

Det finns tydliga säsongsskillnader i potential för ammoniak att bidra till partikelbildningen: På vintern är ammoniakutsläppen lägre och NO_x- och SO_x-utsläppen är relativt högre, jämfört med övriga delar av året. Detta gör i sin tur att förhållandet mellan ammoniak och HNO₃ och SO₄²⁻ är högre och en större del av ammoniakutsläppen kommer därför att bilda partikelformig NH₄⁺. Jonson m.fl. (2022) drog därför slutsatsen att effekterna av ytterligare minskningar av ammoniakutsläpp är större under vintern än under andra delar av året och jämförbara med ytterligare minskningar av SO_x- och NO_x-utsläpp. Även våra scenarier visar största bidrag av ammoniumutsläpp till partikelbildning under höst och vinter (Figur 19). Förutom lägre kvot mellan NH₃ och nitrat och sulfat under höst- och vintermånaderna är kondensation av nitrat på partiklarna reducerat under sommaren p.g.a. högre temperaturer. Låg andel av modellerat nitrat och därmed också SIA i partikelmassa under sommaren syns tydligt i Figur 16 och i Appendix D. Liknande förhållande syns även i modellsimuleringar av Jonson m.fl. (2022).



Figur 19. Effekt per 10 % minskning av utsläpp av NH₃ från jordbruket i Uppsalaregionen på minskning av PM_{2.5} halt inom undersökta områden i Uppsalaregionen under vinter (DJF) och sommar (JJA).

Även Backes m.fl. (2016) konstaterade att utsläppsminskningar av ammoniak har större effekt på vintern med avseende på bildandet av sekundära aerosoler än under övriga delar av året, även om ammoniakutsläppen är högst på våren och sommaren på grund av spridningen av gödsel på åkrarna. Backes m.fl. (2016) menade att potentialen att minska ammoniakutsläppen på vintern är störst genom att minska djuruppfödningen, eftersom denna källa står för cirka 80 % av ammoniakutsläppen (i Europa) under höst- och vintermånaderna. Det finns mer kostnadseffektiva sätt att minska ammoniakemissioner på (Giannakis m.fl., 2019), men med avseende på PM_{2.5} kan det ändå vara den mest effektiva åtgärden för att minska utsläppen på vintern, under den tid på året då det är mest sannolikt att PM_{2.5}-gränsvärdena överskrids. Backes m.fl. (2016) uppskattade att en minskning av ammoniakutsläppen med 50 % i Europa skulle resultera i en minskning av PM_{2.5}-koncentrationerna på upp till 25 % på vintern. Detta stämmer ganska väl överens med Jonsson m.fl. (2022) där 50 % minskning av NH₃-utsläpp i 2030 scenariot leder till 15 % minskning av medel-PM_{2.5}-koncentration i Europa under vintern men bara en 9 % minskning av årsmedelvärdet.

Osäkerheter i den geografiska fördelningen av ammoniakemissioner

Majoriteten av ammoniakemissionerna härstammar från jordbrukssektorn. SMED har kategoriserat jordbrukssektorn som klass 2 på en tregradig skala, (1 = bra kvalitet, 2 = vissa osäkerheter, 3 = osäkra resultat) med avseende på de nationella totalemissionerna (Brodl m.fl. 2020). När det gäller fördelningsmetodiken klassas jordbrukssektorn som klass 1–2, eftersom de geografiska data och statistiken som används vid fördelningen överlag anses ha bra kvalitet. Statistiken omfattar:

- Antal djur per kommun/län och/eller per anläggning, för olika djurslag. Djurantal per län finns för varje år och djurantal per kommun finns vart 3:e år. Statistiken hämtas från Jordbruksverkets statistikdatabas (Jordbruksverket, 2021).
- Geografiska data över jordbruksmark, fördelat på åkermark och betesmark.
- Statistik över gödselhanteringen på länsnivå.
- Arealer av kvävefixerande grödor och skörderester på kommunnivå.

Enligt Brodl m.fl. (2020) kan emissionen i en enskild rasterruta förväntas ha en mycket stor osäkerhet. Emissionen bedöms ha en god noggrannhet på nationell nivå, men osäkerheterna ökar när man bryter ner emissionerna (med hjälp av statistik och kartmaterial) på mindre områden såsom län, kommuner och rasterrutor. Ju mindre område, desto större osäkerhet (Hellsten m.fl., 2018). Emissionen i en 1 x 1 km ruta kan därför förväntas ha en mycket stor osäkerhet.

Brodl m.fl. (2020) rekommenderar därför inte att man använder emissioner från enskilda rasterrutor (1 x 1 kilometersrutorna) för sig, utan endast som grunddata för vidare aggregeringar. Exempelvis visade Hellsten m.fl. (2018) att storleken på de aggregeringszoner som tillämpas på jordbruksstatistiken starkt påverkar lokaliseringen av ammoniakemissionerna i den geografiska fördelningen. Om zonerna är för små kan detta leda till falska utsläpps-”hot spots”, det vill säga artificiellt höga utsläppsvärden som i realiteten inte är begränsade till den gridruta som de är tilldelade. Omvänt, om zonerna är för stora kan detaljer gå förlorade och utsläppen ”smetas ut”, vilket kan ge ett felaktigt intryck av den geografiska fördelningen och storleken på utsläppen i gridrutorna.

Slutsatser

Det finns ett behov av att tillhandahålla information för att stödja myndigheterna i att välja de mest effektiva åtgärderna för att förbättra luftkvaliteten. En nyckelfråga är att avgöra i vilken skala och inom vilka sektorer man ska agera för att på bästa sätt minska återstående luftföroreningsproblem. För städer är det därför centralt att känna till luftföroreningarnas olika ursprung.

Koncentrationer av PM_{2.5} har minskat i större delen av Europa. Uppsala läns totala utsläpp av PM_{2.5} var 560 ton år 2019 (Naturvårdsverket, 2021). Utsläppen av PM_{2.5} i länet har minskat stadigt och nästan halverats sedan 2010. På länsnivå är det framförallt sektorn Egen uppvärmning som bidrar till PM_{2.5}, följt av transporter, och jordbrukssektorn står endast för 11 procent av bidraget. I tätorterna är det framför allt trafikens slitage av vägbanan som ger hälsoproblem genom förhöjda halter av större partiklar som betecknas PM₁₀. Primära partiklar utgör dock endast mindre andel av PM_{2.5}, den största delen är sekundära partiklar som bildas i atmosfären från prekursorföroreningar, bland annat organiska föreningar, nitrat, sulfat och ammoniak, och transporterats till platsen.

För Uppsala visade modelleringen ett lågt bidrag från jordbrukets ammoniakemissioner i närområdet. Det totala bidraget till PM_{2.5} beräknades till 2.2 % för Uppsala stad på årsmedel. I centrala staden utgjorde bidraget 1.2 % och i regional bakgrund 2.3 %. I scenariot med 20 % minskning av NH₃-emissionerna minskade PM_{2.5}-halterna med 0.3 % respektive 0.2 % för regional bakgrund och centrala staden. De största andelarna av PM_{2.5} är med andra ord långdistans-transporterade sekundära och primära partiklar och lokala primära partiklar. Data från Jonson m.fl. (2022) visar att en 10 % reduktion av all NH₃ över hela Europa för år 2030-scenariot ger en minskning av PM_{2.5}-halter på 1.7 % för Regional bakgrund och 1.6 % för Uppsala stad. Eftersom i 2030 scenariot är proportionen mellan NH₃ och ammoniak högre än 2019 är dess utsläppsminskningar mindre effektiva än i vår studie, Jonsson m.fl. (2022) visar också ökande effektivitet med varje ytterligare 10% minskning av NH₃ emissionerna.

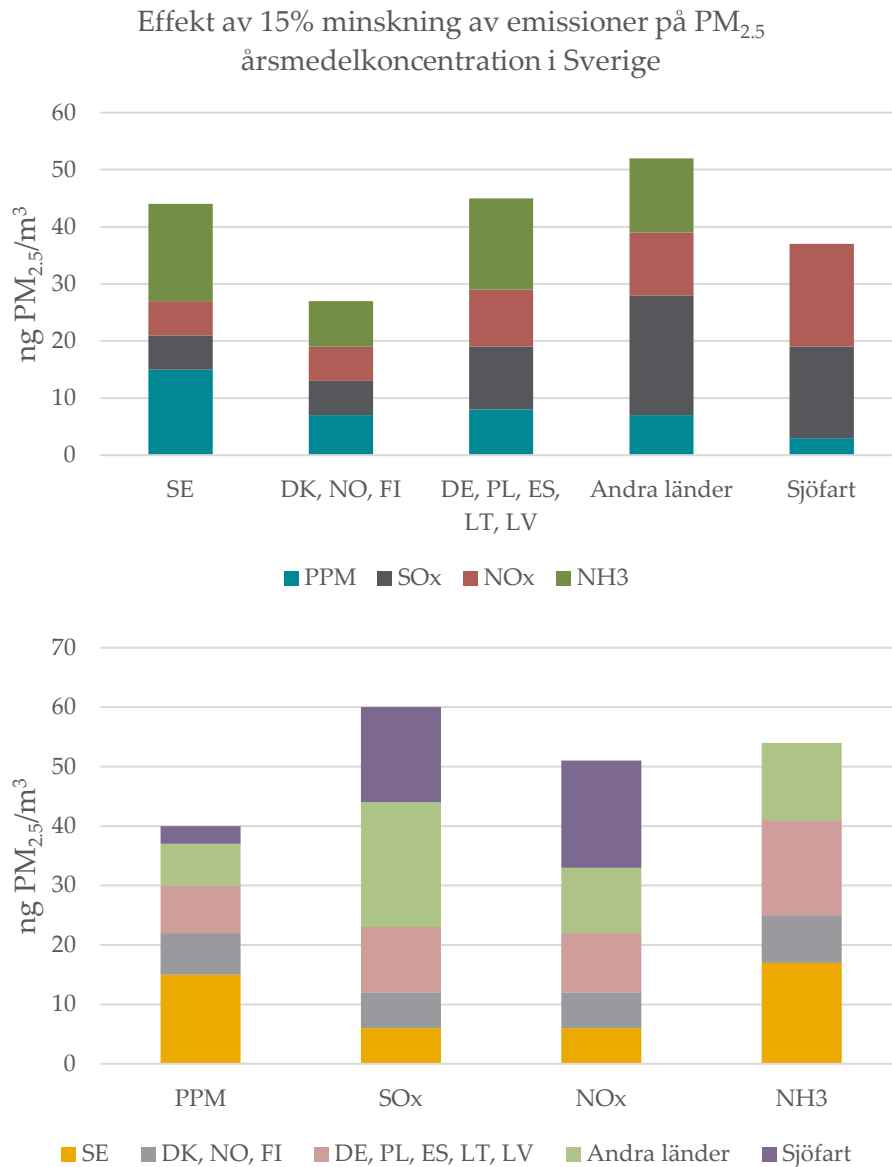
Jämförelse av skillnader i halter av små partiklar och deras komponenter på årsmedelvärdet och vintermedelvärdet visar en ökad skillnad på vintern, då bidraget ökar till 3.3 % och 1.6 % för regional bakgrund och centrala staden mot 2.3 % och 1.2 % på årsmedelvärdet.

Känslighetsstudien (Figur 19 och Appendix C) visar även att minskning av ammoniak från jordbruket i regionen med 100 % har en större effekt än 5x minskning av de första 20 % av utsläppet eller minskning av emissionerna från det dubbla till dagens nivå. Detta betyder att ammoniak är i överskott mot nitrat och sulfat som bildas i regionen och att först de större reduktionerna av NH₃-emissioner blir mer effektiva.

Som tidigare påpekats är det viktigt att sätta det modellerade jordbruksbidraget i samband med uppmätta haltnivåer för att bättre beskriva det relativa bidraget av ammoniumemissioner till halter av luftföroreningar eftersom modellen underskattar den absoluta koncentrationen av PM_{2.5}. I de svenska miljökvalitetsnormerna för utomhusluft står att årsmedelvärdet för PM_{2.5} ej ska överstiga 25 µg/m³ (<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/luft-och-klimat/mkn-utomhusluft/sammanställning-miljökvalitetsnormer.pdf>). För de mätstationer som undersöktes i denna rapport (Norunda Stenen, Dragarbrunnsgatan och Kungsgatan) överskreds inte detta gränsvärde. Det finns också en övre utvärderingströskel (ÖUT) och en nedre utvärderingströskel (NUT) för PM_{2.5} vilka är nivåer som anger omfattningen av kontrollen för miljökvalitetsnormen. För PM_{2.5} är ÖUT 17 µg/m³ och NUT 12 µg/m³, vilket i detta fall innebär att för de tre stationerna låg årsmedelvärdet under NUT för 2019 (Figur 8). WHO:s rekommendationer ligger betydligt lägre än de svenska MKN med ett gränsvärde på 10 µg/m³. Inte heller denna överskreds vid de tre stationerna för 2019.

Eftersom det inte finns en nedre gräns för PM_{2.5}-halt under vilken negativa hälsoeffekter inte förekommer, har EU satt ett exponeringsminskningsmål för procentuell minskning av halter av PM_{2.5} mellan åren 2010 och 2020 där den relativa minskningen berodde på uppmätta halter i urban bakgrund under 2010. För städer med koncentrationen i urban bakgrund under 8.5 µg/m³ var minskningsmålet satt till noll, vid halter mellan 8.5 och 10 µg/m³ var den satt till 10 %. Det är i jämförelse med ett eventuellt minskningsmål där potential av minskning av NH₃ emissioner är relevanta.

Slutligen, för att belysa vilken potential som finns för minskning av PM_{2.5} halter i Sverige generellt, visar Figur 20 resultat från käll-receptor matriser för Sverige som mottagarland beräknade av EMEP MSC-W (EMEP, 2021). I dessa matriser har man beräknat hur en 15 % minskning av emissioner av NH₃, SO₂, NO_x och primära partiklar i enskilda länder påverkar halter av PM_{2.5} i mottagarländerna. Figurerna visar att reducering av källor i länderna kring Östersjön har lika stor effekt som reducering av svenska emissioner och att även sjöfart, framför allt på Östersjön, har en stor effekt. Nedre panelen summerar reduktionspotential för emissioner av primära partiklar, SO₂, NO_x och HN₃ för minskning av PM_{2.5} halter. Resultat visas som medelvärde för hela Sverige, förhållande mellan bidrag från olika länder och emissionsämnen varierar mellan regionerna.



Figur 20. Minskning av $PM_{2.5}$ årsmedelvärde i Sverige (i ng/m^3) per 15 % minskning av totala emissioner av primära partiklar (PPM), SO_x , NO_x och NH_3 i olika länder i Europa och den delen Asien som ingår i EMEP modellens domän samt från internationell sjöfart (baserat på käll-receptor matriser i EMEP 2021)

Referenser

- Backes, A.M., Aulinger, A., Bieser, J., Matthias, V. & Quante, M. 2016. Ammonia emissions in Europe, part II: How ammonia emission abatement strategies affect secondary aerosols, *Atmos. Environ.*, 126, 153–161, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.039>, 2016.
- Bauer, S., Tsigaridis, K. & Miller, R. 2016. Significant atmospheric aerosol pollution caused by world food cultivation, *Geophys. Res. Lett.*, 43, 5394–5400, doi:10.1002/2016GL068354
- Bessagnet, B., Beauchamp, M., Guerreiro, C., de Leeuw, F., Tsyro, S., Colette, A., Meleux, F., Rouil, L., Ruysenaars, P., Sauter, F., Velders, G.J.M., Foltescu, V.L. & van Aardenne, J. 2014. Can further mitigation of ammonia emissions reduce exceedances of particulate matter air quality standards? *Environmental Science & Policy* 44, 149–163.
- Binkowski, F. and Shankar, U.: The Regional Particulate Matter Model .1. Model description and preliminary results, *J. Geophys. Res.*, 100, 26191–26209, 1995.
- Brod, L., Arvelius, J., Windmark, F., Verbova, M., Andersson, S., Ortiz, C., Svanström, S., Gerner, A., Yaramenka, K & Danielsson, H. 2020 Metod-och kvalitetsbeskrivning för geografiskt fördelade emissioner till luft (submission 2020). SMED Rapport Nr 9 2020
- Ehrnsperger, L. & Klemm, O. 2021. Source Apportionment of Urban Ammonia and its Contribution to Secondary Particle Formation in a Mid-size European City, *Aerosol and Quality Research*, Volume 21 | Issue 5 | 200404, <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.07.0404>
- EMEP 2021. Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components, EMEP Status Report 1/2021, EMEP MSC-W, ISSN 1504-6192.
- Fuzzi S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M.C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., Riipinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J.G., Spracklen, D.V., Vignati, E., Wild, M., Williams, M. and Gilardoni, S. 2015. Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 8217–8299.
- Giannakis, E., Kushta, J., Bruggeman, A. & Lelieveld, J. 2019. Costs and benefits of agricultural ammonia emission abatement options for compliance with European air quality regulations, *Environ Sci Eur (2019) 31:93*, <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0275-0>
- Gustafsson, M., Lindén, J., Tang, L., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S. & Sjöberg, K. 2018. Quantification of population exposure to NO₂, PM_{2.5} and PM₁₀ and estimated health impacts. IVL Report C317.
- Hellsten, S., Dragosits, U., Place, C.J., Dore, A.J. Tang, Y.S. & Sutton, M.A. 2018. Uncertainties and implications of applying aggregated data for spatial modelling of atmospheric ammonia emissions. *Environmental Pollution*, V240, 412-421.
- Jonson, J.E., Fagerli, H., Scheuschner, T. and Tsyro, S. 2022. Modelling changes in secondary inorganic aerosol formation and nitrogen deposition in Europe from 2005 to 2030. *Atmos. Chem. Phys.*, 22, 1311–1331, 2022 <https://doi.org/10.5194/acp-22-1311-2022>Jordbruksverket.

2021. Jordbruksverkets statistikdatabas. <https://jordbruksverket.se/e-tjanster-databaser-och-appar/ovriga-e-tjanster-och-databaser/statistikdatabasen>. Hämtad: 2021-12-22.
- JRC. 2022. SHERPA - Screening for High Emission Reduction Potential on Air, Joint Research Centre, <http://aqm.jrc.ec.europa.eu/sherpa.aspx>
- Matthews, B., Wankmueller, R., 2021. Methodologies applied to the CEIP GNFR gap-filling 2021. Technical Report CEIP 02/2021
- Naturvårdsverket. 2021. Utsläpp av partiklar (PM 2,5) till luft i Uppsala län. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/frisk-luft/partikelutslapp-av-pm25/uppsala-lan/>
- Pinder, R.W., Adams, P.J., Pandis, S.N. 2007. Ammonia emission controls as a cost-effective strategy for reducing atmospheric particulate matter in the eastern United States. Environ. Sci. Technol. 41, 380–386. <https://doi.org/10.1021/es060379a>
- Shen, J., Liu, X., Zhang, Y., Fangmeier, A., Goulding, K., Zhang, F. 2011. Atmospheric ammonia and particulate ammonium from agricultural sources in the North China Plain. Atmos. Environ. 45, 5033–5041. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.031>
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., and Wind, P.: The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description, Atmos. Chem. Phys., 12, 7825–7865, <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>, 2012.
- Skårman, T., Danielsson, H., Mawdsley, I., Hansson, K. 2019. Evaluation of thresholds for capacities and pollutants according to the Protocol on PRTRs, SMED Report No 4.
- Thunis, P., Degraeuwe, B., Pisoni, E., Trombetti, M., Peduzzi, E., Belis, C.A., Wilson, J., Vignati, E., 2017. *Urban PM2.5 Atlas - Air Quality in European cities*, EUR 28804 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017, ISBN 978-92-79-73876-0, doi:10.2760/336669, JRC108595
- Thunis P., Degraeuwe, B. Pisoni.E., Ferrari, F. & Clappier, A. 2016. On the design and assessment of regional air quality plans: The SHERPA approach, Journal of Environmental Management, 183, 952-958.
- Van Pul, V.A.J., Hertel, O., Dore, T., Vieno, M., van Jaarsveld, J.A., Bergström, R., Schaap, M., Fagerli, H. Modelling of the atmospheric transport and deposition of ammonia at a national and regional scale. Background document of workshop 'Atmospheric Ammonia Detecting emission changes and environmental impacts', http://www.ammonia-ws.ceh.ac.uk/documents/Backgrmod2_addo.pdf, 2006.

Appendix A

	Nationella emissionsdatabasen	CRF/NFR	GNFR
1	El och fjärrvärme	1A1a	A
2	Egen uppvärmning av bostäder och lokaler		
2.3	Kommersiella och offentliga lokaler	1A4ai	C
2.5	Bostäder	1A4bi	C
2.7	Jordbruks- och skogsbrukslokaler	1A4ci	C
3	Industri (energi och processer)	1A1b,1A1c,1A2c,1A2g,1A2d,1A2a,1A2e,1A2b,1A2f,1B1,1B2,1A3ei	B
	Data redovisas aggregerade	2A,2B,2C,2H1,2I,2D3,2H2,2H3	
4	Transporter		
4.1	Personbilar	1A3bi	F
4.2	Lätta lastbilar	1A3bii	F
4.3	Tunga lastbilar	1A3biii	F
4.4	Bussar	1A3biii	F
4.5	Mopeder och motorcyklar	1A3biv	F
4.6	Slitage från däck och bromsar	1A3bvi	F
4.7	Slitage från vägbanan	1A3bvii	F
4.8	Avdunstning från vägfordon	1A3bv	F
4.9	Inrikes civil sjöfart (inkl. fritidsbåtar)	1A3d ii	G
4.1	Inrikes flygtrafik	1A3a,1A3a	H
4.11	Järnväg	1A3c	I
4.12	Militär transport	1A5b	I
5	Arbetsmaskiner		
5.1	Industri- och byggsektorns arbetsmaskiner	1A2gvii	I
5.2	Fiskebåtar	1A4c iii	I
5.3	Jordbruk och skogsbruk	1A4cii	I
5.4	Kommersiella och offentliga verksamheter	1A4aii	I
5.5	Övrigt (flygplatser, hamnar, m.m.)	1A3eii	I
5.6	Hushållens arbetsmaskiner	1A4bii	I
5.7	Skotrar och fyrhjulingar	1A4bii	I

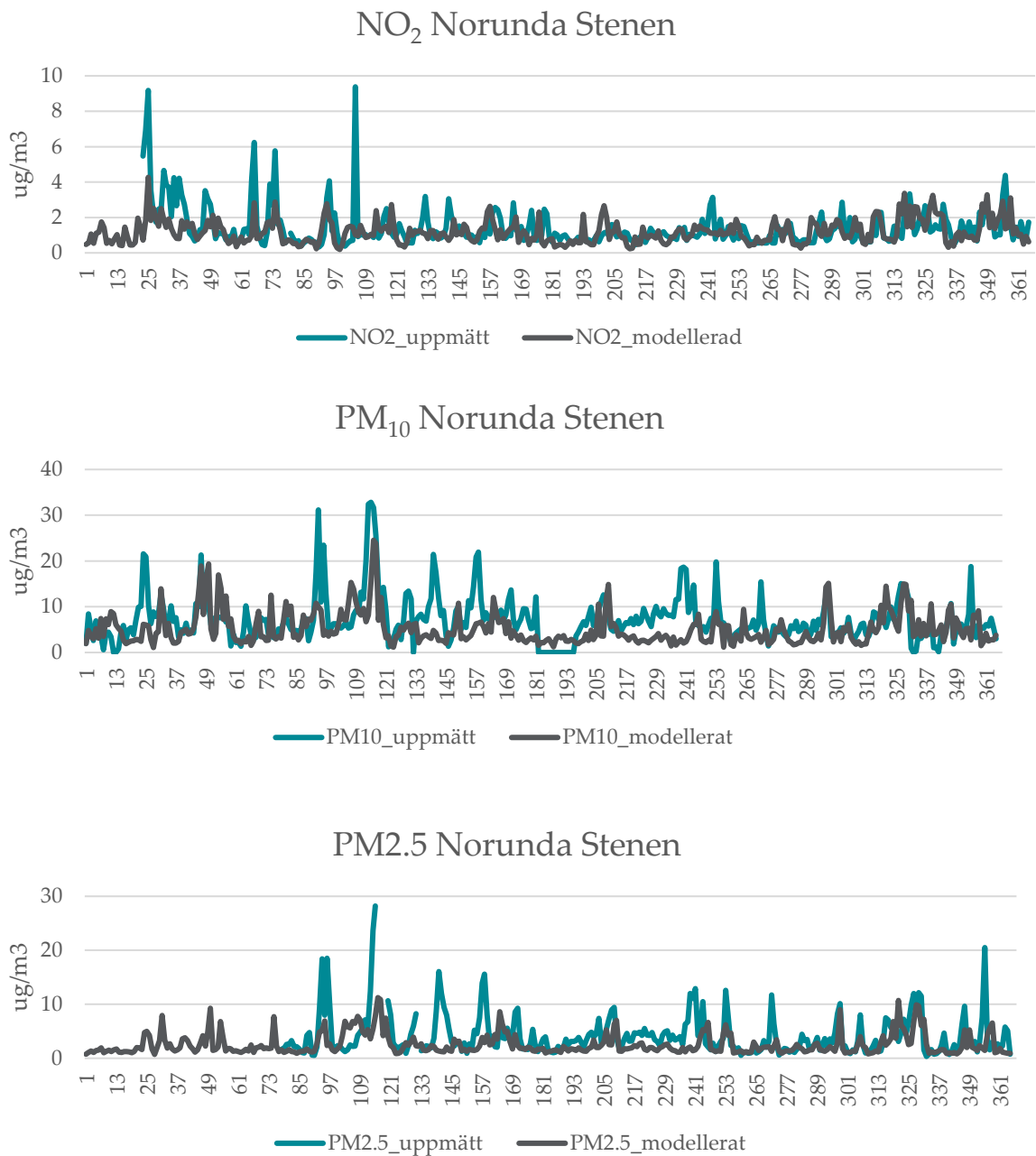
6	Produktanvändning (inkl. lösningsmedel)		
6.1	Färg – hushåll	2D3/2D3d	E
6.2	Färg – verksamheter	2D3/2D3d	E
6.3	Lösningsmedel – hushåll	2D3/2D3a	E
6.4	Lösningsmedel – verksamheter	2D3/2D3e,2D3/2D3h,2D3/2D3i,2D3/2D3f,2D3/2D3g	E
6.5	Smörjmedel	2D1	N/A
6.6	Paraffinvax	2D2	N/A
6.7	Urea för katalysatorer	2D3	N/A
6.8	Lustgas från produktanvändning	2G	N/A
6.9	Användning av fluorerade gaser	2E1,2F1,2F2,2G1,2F3,2G2,2F4,2G2	N/A
6.1	Övrig produktanvändning	2G4	E
7	Jordbruk		
7.1	Djurs matsmältning	3A1a,3A4d,3A1b,3A4e,3A2,3A3,3A4i	N/A
7.2	Kogödsel (lagring, användning och bete)	3B1a,3B1b	K
7.3	Svingödsel (lagring, användning och bete)	3B3	K
7.4	Hästgödsel (lagring, användning och bete)	3B4e	K
7.5	Höns gödsel (lagring, användning och bete)	3B4g	K
7.6	Fårgödsel m.m. (lagring, användning och bete)	3B2,3B4h,3B4d	K
7.7	Användning av konstgödsel	3Da1	L
7.8	Skörderester som gödsel	3Da4	L
7.9	Kalkning av åkermark	3G	N/A
7.1	Odling av organogena jordar	3Da6	N/A
7.11	Odling av mineraljordar	3Da5	N/A
7.12	Indirekta utsläpp av lustgas från brukad mark	3Db1,3Db2	N/A
7.13	Övriga gödselmedel m.m.	3Da2b,3Da2c,3Dc,3De	L
8	Avfall (inkl. avlopp)		
8.1	Avfallsdeponier	5A1	J
8.2	Biologisk behandling av avfall	5B1,5B2	J
8.3	Behandling av avloppsvatten	5D1,5D2	J
8.4	Förbränning av farligt avfall	5C1bii	J

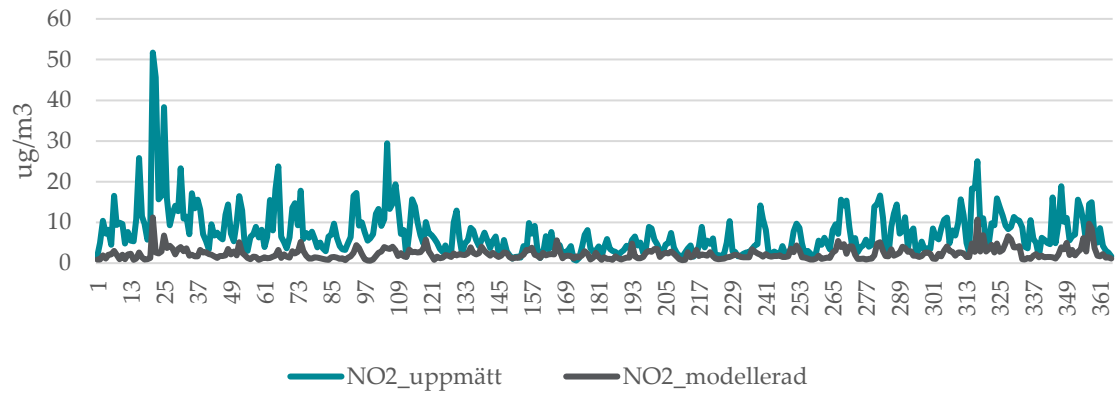
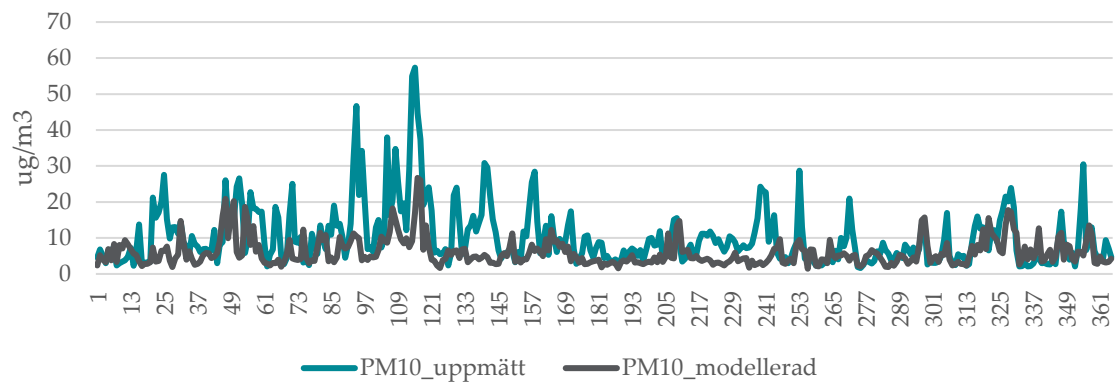
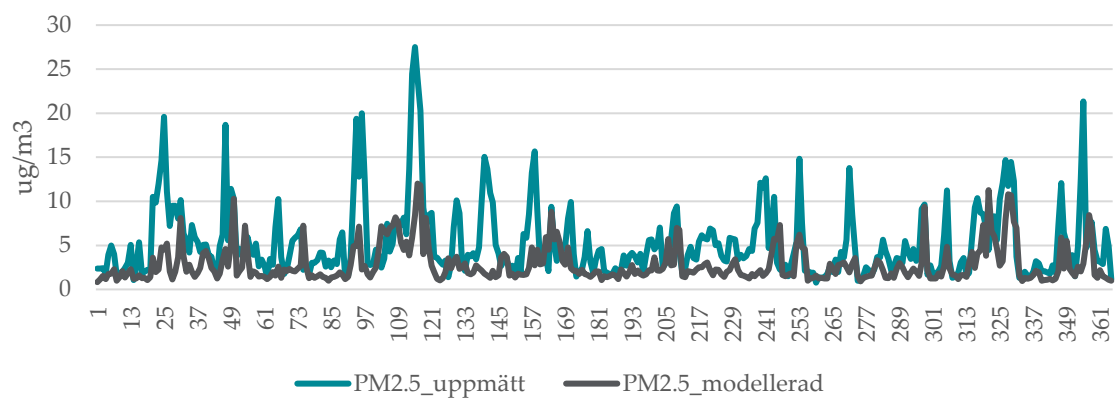


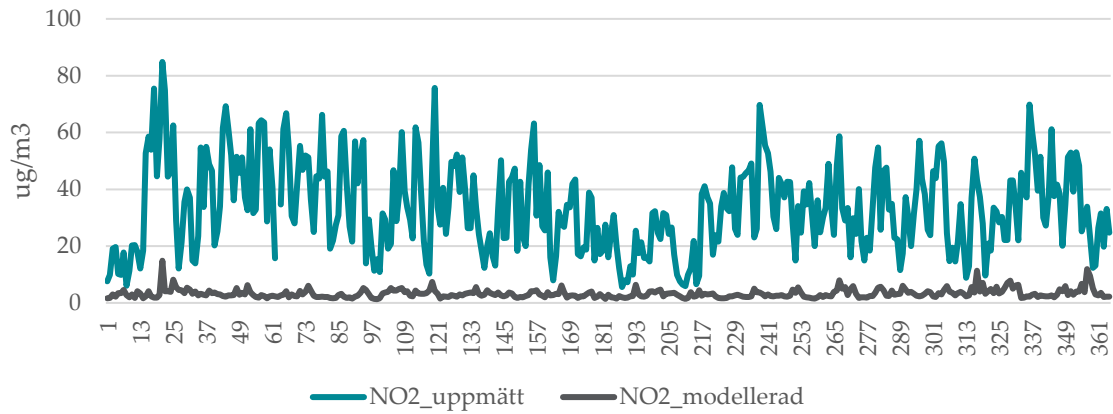
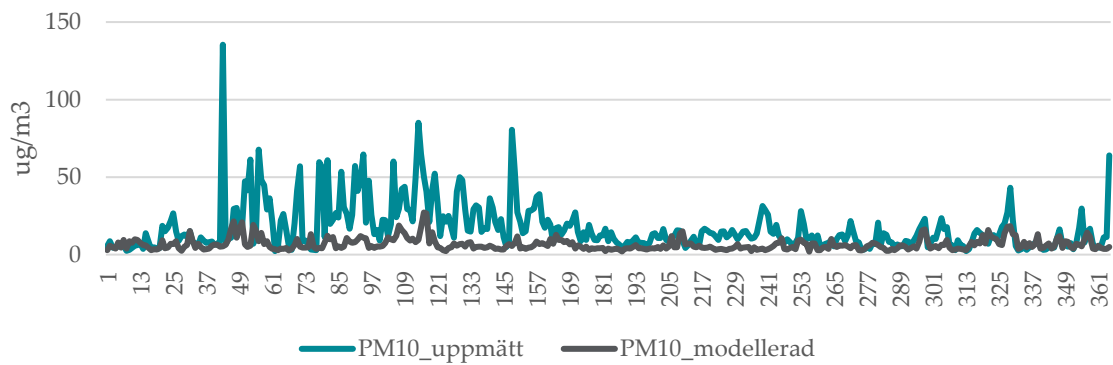
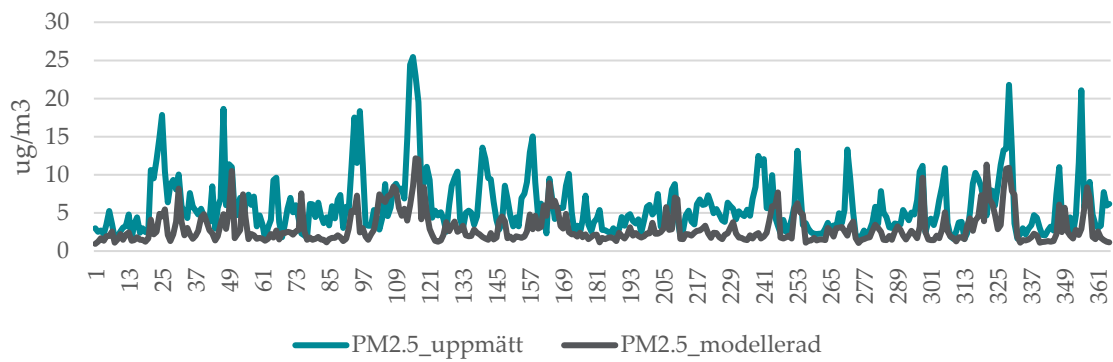
8.5	Oavsiktliga bränder	5E3	J
8.6	Övrig avfallshantering	5C2,5E2,5E4	J
9	Utrikes transporter		
9.1	Utrikes flyg under 1000 m höjd i svenskt luftrum	1A3a i (i)	H
9.2	Utrikes sjöfart inom Sveriges gränser	1A3di(ii)	G

Appendix B

Jämförelser mellan uppmätta data och modellerade data.



NO₂ DragarbrunnsgatanPM₁₀ DragarbrunnsgatanPM_{2.5} Dragarbrunnsgatan

NO₂ KungsgatanPM₁₀ KungsgatanPM_{2.5} Kungsgatan

Appendix C

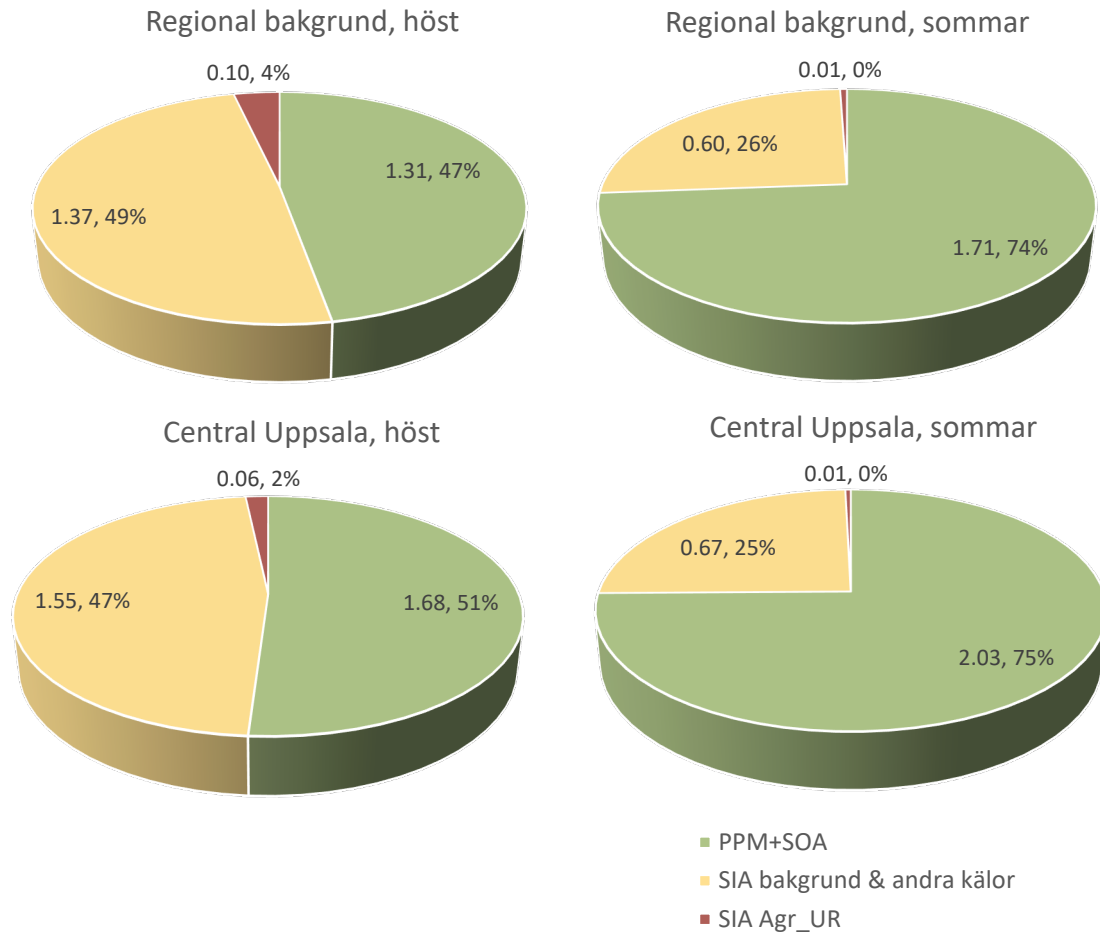
Årsmedelvärden av koncentrationer (i $\mu\text{g}/\text{m}^3$) av PM komponenter NH_4 (NH_4_F), NO_3^- (NO_3_F) och SO_4^{2-} (SO_4_F) i små partiklar ($\text{PM}_{2.5}$) samt deras proportion inom sekundära oorganiska partiklar (SIA) och NO_3^- i grova partiklar (diameter $>2.5 \mu\text{m}$) och koncentration av ammoniak (NH_3) i undersökta scenarier

Scenario	Base	NH3agr 0%	NH3agr 80%	NH3agr 200%	NOxall 80%	-100% NH3agr	-20% NH3agr	-20%*5 NH3agr	+100% NH3agr	-20% NOx all
Norunda Stenen, Rural-Regional Background										
NH4_F	0.28	0.26	0.28	0.28	0.28	-0.0158	-0.0018	-0.009	0.0067	-0.0011
NO3_F	0.27	0.22	0.26	0.28	0.26	-0.0425	-0.0051	-0.0255	0.0186	-0.0039
SO4	0.54	0.54	0.54	0.54	0.54	-0.0016	-0.0002	-0.001	0.0007	0
PM2.5	2.55	2.49	2.54	2.58	2.55	-0.0598	-0.0071	-0.0355	0.026	-0.0053
SIA	1.65	1.60	1.65	1.68	1.65	-0.0551	-0.0066	-0.033	0.0243	-0.0053
NH4/SIA	25.6%	25.5%	25.6%	25.6%	25.6%					
NO3/SIA	24.4%	21.7%	24.1%	25.5%	24.2%					
SO4/SIA	50.0%	52.8%	50.3%	48.9%	50.2%					
NO3_C	0.57	0.57	0.57	0.56	0.57	0.0048	0.0005	0.0025	-0.0017	-0.0003
NH3	0.24	0.14	0.22	0.34	0.24	-0.0977	-0.0204	-0.102	0.1035	0.0008
Dragarbrunnsgatan 23 tak, Urban Background										
NH4_F	0.30	0.29	0.30	0.31	0.30	-0.0138	-0.0018	-0.009	0.0064	-0.0019
NO3_F	0.30	0.26	0.30	0.32	0.30	-0.0408	-0.0053	-0.0265	0.0201	-0.0064
SO4	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	-0.0021	-0.0003	-0.0015	0.0011	1E-04
PM2.5	2.84	2.78	2.83	2.87	2.83	-0.0566	-0.0074	-0.037	0.0275	-0.0084
SIA	1.76	1.71	1.76	1.79	1.76	-0.0511	-0.0067	-0.0335	0.0255	-0.0087
NH4/SIA	25.7%	25.7%	25.7%	25.6%	25.7%					
NO3/SIA	25.9%	23.5%	25.6%	27.0%	25.5%					
SO4/SIA	48.5%	50.7%	48.7%	47.4%	48.8%					
NO3_C	0.59	0.60	0.59	0.59	0.59	0.0056	0.0006	0.003	-0.0021	-0.0004
NH3	0.43	0.27	0.40	0.60	0.43	-0.1658	-0.0338	-0.169	0.1702	0.0013
Kungsgatan 67, Urban Traffic										
NH4_F	0.31	0.30	0.31	0.31	0.31	-0.0085	-0.0011	-0.0055	0.0044	-0.0019
NO3_F	0.32	0.30	0.32	0.34	0.32	-0.0267	-0.0035	-0.0175	0.0136	-0.0067
SO4	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	-0.0019	-0.0003	-0.0015	0.0011	0
PM2.5	3.01	2.98	3.01	3.03	3.00	-0.0371	-0.0049	-0.0245	0.019	-0.0086
SIA	1.80	1.77	1.80	1.82	1.79	-0.0316	-0.0043	-0.0215	0.0169	-0.009
NH4/SIA	25.6%	25.7%	25.6%	25.6%	25.6%					
NO3/SIA	26.9%	25.5%	26.7%	27.6%	26.5%					
SO4/SIA	47.5%	48.8%	47.7%	46.8%	47.8%					
NO3_C	0.60	0.61	0.60	0.60	0.60	0.0056	0.0006	0.003	-0.0021	-0.0004
NH3	0.77	0.63	0.74	0.91	0.77	-0.1386	-0.0279	-0.1395	0.1403	0.0014
Uppsala region, 12 gridcells										
NH4_F	0.30	0.29	0.30	0.31	0.30	-0.0151	-0.0018	-0.009	0.0067	-0.0019
NO3_F	0.31	0.26	0.30	0.33	0.30	-0.0449	-0.0057	-0.0285	0.021	-0.0066
SO4	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	-0.0021	-0.0003	-0.0015	0.001	0
PM2.5	2.86	2.80	2.86	2.89	2.86	-0.062	-0.0078	-0.039	0.0287	-0.0085
SIA	1.77	1.72	1.77	1.80	1.76	-0.0563	-0.0071	-0.0355	0.0266	-0.009
NH4/SIA	25.6%	25.7%	25.7%	25.6%	25.7%					
NO3/SIA	26.1%	23.6%	25.8%	27.2%	25.8%					
SO4/SIA	48.2%	50.7%	48.5%	47.2%	48.6%					
NO3_C	0.60	0.60	0.60	0.59	0.59	0.0058	0.0006	0.003	-0.0021	-0.0005
NH3	0.53	0.33	0.49	0.73	0.53	-0.1946	-0.0397	-0.1985	0.1997	0.0013

Vintermedelvärden (DJF) av koncentrationer (i $\mu\text{g}/\text{m}^3$) av PM komponenter NH_4 (NH4_F), NO_3^- (NO3_F) och SO_4^{2-} (SO4_F) i små partiklar ($\text{PM}_{2.5}$) samt deras proportion inom sekundära oorganiska partiklar (SIA) och NO_3^- i grova partiklar (diameter $>2.5 \mu\text{m}$) och koncentration av ammoniak (NH_3) i urval av undersökta scenarier

Scenario	Base	NH3agr		-100%	-20%	-20%*5
		0%	80%	NH3agr	NH3agr	NH3agr
Norunda Stenen, Rural-Regional Background						
NH4_F	0.27	0.25	0.27	-0.0173	-0.0018	-0.009
NO3_F	0.40	0.35	0.39	-0.052	-0.0054	-0.027
SO4	0.42	0.42	0.42	-0.0016	-0.0002	-0.001
PM2.5	2.24	2.17	2.24	-0.0707	-0.0075	-0.0375
SIA	1.56	1.50	1.56	-0.0606	-0.0066	-0.033
NH4/SIA	24.9%	24.9%	24.9%			
NO3/SIA	36.5%	33.9%	36.3%			
SO4/SIA	38.6%	41.2%	38.9%			
NO3_C	0.47	0.48	0.47	0.0101	0.0009	0.0045
NH3	0.23	0.13	0.21	-0.1081	-0.0227	-0.1135
Kungsgatan 67, Urban Traffic						
NH4_F	0.31	0.30	0.31	-0.01	-0.0011	-0.0055
NO3_F	0.48	0.45	0.48	-0.0315	-0.0033	-0.0165
SO4	0.45	0.44	0.45	-0.0023	-0.0004	-0.002
PM2.5	2.74	2.70	2.74	-0.0437	-0.0048	-0.024
SIA	1.73	1.70	1.72	-0.0326	-0.0038	-0.019
NH4/SIA	24.9%	24.9%	24.9%			
NO3/SIA	39.0%	37.8%	38.9%			
SO4/SIA	36.1%	37.3%	36.2%			
NO3_C	0.49	0.51	0.50	0.0112	0.0011	0.0055
NH3	0.80	0.64	0.77	-0.1638	-0.0332	-0.166

Appendix D



Appendix D. Bidrag av olika PM komponenter till modellerade halter av små partiklar som medelvärden för höst (september, oktober, november) och sommar (juni, juli, augusti) baserade på Bas och NH₃agr0% scenarier: PPM+SOA - primära små partiklar och sekundära organiska partiklar i Bas-scenariot; SIA bakgrund & other sources – sekundära oorganiska partiklar (SIA) från bakgrund och alla källor i Uppsalaregionen utom NH₃ från jordbruket som motsvarar SIA i NH₃agr0% scenario; SIA Agr_UR - SIA

Appendix E

Resultat från de storskaliga körningarna med WRF-meteorologi och CAMS-emissioner i två domäner

