



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 16010

Examensarbete 30 hp
April 2016

Sjöfartens bidrag till koncentration och deposition av luftföroreningar i Östersjöområdet

Karin Haglund

REFERAT

Sjöfartens bidrag till koncentration och deposition av luftföroreningar i Östersjöområdet

Karin Haglund

Förhöjda halter av luftföroreningar är sedan flera decennier tillbaka ett samhällsproblem. Höga koncentrationer i atmosfären orsakar skada på miljön, byggnader och människors hälsa, samt har en inverkan på klimat och vattenkvalitet. Landbaserade emissioner har minskat sedan två decennier tillbaka medan utsläppen från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön har ökat, med undantag för en minskning av svaveldioxidutsläpp sedan en tid tillbaka. SHIpH är ett forskningsprojekt som initierades med syftet att förbättra kunskapsläget om sjöfartens påverkan på Östersjön.

Examensarbetets syfte är att bidra med ny kunskap till SHIpH gällande spridning av svaveldioxid, kväveoxider och partiklar samt deponering av oxiderat svavel och kväve från internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön. Koncentration och deposition av de undersökta föroreningarna uppskattades med The European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) för 2011, 2012 och 2013. Som en del av validering av EMEP-modellen har överensstämmelsen med observerad koncentrationsdata från Vavihill i Skåne samt Utö i finska skärgården undersökts för 2013.

Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön var år 2011, 2012 och 2013 en viktig källa till luftföroreningarna kväveoxid, kvävedioxid, svaveldioxid och partiklar samt till deponeringen av oxiderat kväve och svavel i Östersjöområdet. Det procentuella bidraget av totala koncentrationer i Östersjöområdet var år 2013 över 80 % i vissa gridrutor för kväveoxid, kvävedioxid samt svaveldioxid. För PM_{2,5} uppnåddes högsta procentuella andel runt 20 % och för PM₁₀ 13 %. Andelen av torrdeposition var som störst 48 % för oxiderat kväve och 84 % för oxiderat svavel år 2013. För våtdeposition modellerades ett maximum på 28 % för oxiderat kväve och 29 % för oxiderat svavel.

Sjöfartens emissioner bidrog med höga koncentrationer främst vid farleder och vid kustområden men även över större områden till havs och över land där många människor exponeras. Vid sammanvägning av den statistiska analysen drogs slutsatsen att modellen representerade verkligheten tillräckligt bra för att ge en översiktlig bild av spridning av luftföroreningar från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013. För att bästa möjliga teknik skall kunna tas fram och den mest hållbara regleringen skall införas behövs mer kunskap inom ämnet vilket motiverar fortsatta studier.

Nyckelord: Svaveldioxid, kvävedioxid, kväveoxid, partiklar, luftförorening, EMEP-modellen, spridningsmeteorologi, deposition, sjöfart, statistisk analys, Östersjöområdet.

Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi, Uppsala universitet, Villavägen 16, 752 36 Uppsala

ABSTRACT

Contribution of ship emissions to the concentration and deposition of air pollutants in the Baltic Sea region

Karin Haglund

Increasing emissions of air pollutants is an ongoing global problem. Air pollutants have harmful effects on human health, the environment and buildings. It also has an impact on climate and water quality. There has been a significant decrease in land based emissions in Europe ever since the risks associated with high levels of air pollutants were brought into light two decades ago. During the same time, however, emissions from shipping in the Baltic Sea and the North Sea have increased, with the exception of a recent decrease in sulfur emissions. In order to achieve sustainable shipping, primarily through new regulations and techniques, greater knowledge of dispersion and deposition of air pollutants is required. SHIpH is a research project that examines the consequences of emissions from shipping in the Baltic Sea region.

To contribute with knowledge to SHIpH, regional model calculations with the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) of the dispersion and deposition of SO_x and NO_x from the international maritime sector in the Baltic Sea and the North Sea have been made for 2011, 2012 and 2013. Calculation with the model has also been made for particles. Validation of the model has been made for 2013 with measured data from Vavihill in the South of Sweden and from Utö, a Finnish island in the Archipelago Sea.

International shipping in the Baltic Sea and the North Sea was in 2011, 2012 and 2013 an important source of nitrogen oxides, sulfur dioxide and particular matter in the atmosphere. In some areas in the Baltic Sea region the contribution of sulfur dioxide, nitrogen oxide and nitrogen dioxide from international shipping represented more than 80% of total concentration of the pollutants. Contributions of PM_{2,5} and PM₁₀ was calculated to a maximum of 21% and 13% in some parts of the Baltic Sea region. The percentage contribution to the total cumulative wet deposition of sulphur from all sources of emissions reached 29% in some areas and the contributions of dry deposition of sulphur was calculated to a maximum of 84% of total dry deposition of sulphur. The percentage contribution of wet deposition of nitrogen reached 28% and the contributions of dry deposition of nitrogen reached a maximum of 47%.

The highest concentrations of the pollutants and deposition were found near big ports and shipping lanes. High concentrations were also found over larger areas at sea and over land where many people are exposed. The validation of the EMEP-model showed that the model was overall consistent with the measured values from Utö and Vavihill in 2013.

Keyword: Sulphur dioxide, nitrogen dioxide, nitrogen oxides, particles, EMEP-model, dispersion meteorology, deposition, shipping, air pollutants, Baltic Sea region.

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences;
Meteorology, Uppsala University, Villavägen 16, 752 36 Uppsala

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts som ett avslutande projekt inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och har genomförts vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi vid Uppsala Universitet. Björn Claremar, forskare vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi vid Uppsala Universitet har varit handledare och Anna Rutgersson, Professor i meteorologi vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi vid Uppsala Universitet har varit ämnesgranskare. Anna Coulson Sjöblom har varit examinator.

Jag vill rikta ett stort tack till Björn som tagit sig tid att handleda mitt examensarbete och hjälpt mig att få modelleringsdelen av projektet att fungera. Jag vill även rikta ett stort tack till Anna som drivit arbetet framåt och gett många värdefulla tips längs arbetets gång. Jag vill också tacka David Simpson och Agnes Nyiri, anställda vid Norska Meteorologiska Institutet, som tagit sig tid och svara på mina frågor rörande EMEP-modellen. Jag vill även tacka Uppsala Multidisciplinary Center for Advanced Computer Science (UPPMAX) som tillhandahållit datorresursen SNIC under projektnamnet snic2015-6-139. Tack även till Jussi Paatero, anställd vid Finska Meteorologiska Institutet, för vägledning vid nedladdning av observerad data.

Jag vill även tacka följande för gett mig tillåtelse att använda deras figurer i projektet: CLS-KNMI-ESA (Figur 1), Transportstyrelsen (Figur 2), Vallero med tillstånd av Elsevier (Figur 3) samt Meteorological Synthesizing Centre-West (Figur 4).

Jag vill slutligen tacka min familj och mina vänner för det stöd jag har fått under utbildningens gång.

Uppsala 2016
Karin Haglund

Copyright © Karin Haglund och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi, Uppsala Universitet.

UPTEC W 16010, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper,
Uppsala universitet, Uppsala, 2016

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Höga halter av luftföroreningar i atmosfären är ett pågående globalt problem. Luftföroreningar har en negativ effekt på människors hälsa, försurar hav och sjöar, orsakar vittring av byggnader samt påverkar klimatet. Sedan problematiken med höga halter av luftföroreningar uppmärksammades har utsläppen från landbaserade källor i Europa minskat. Under samma tidsperiod har utsläppen från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön ökat, med undantag för svaveldioxid sedan några år tillbaka. De luftföroreningar som sjöfarten i första hand släpper ut är koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid, kolmonoxid, kolväten samt partiklar. Enbart sjöfartsrelaterade partikelutsläpp bidrar till cirka 60 000 dödsfall årligen på en global skala.

Sjöfarten är av stor betydelse i dagens samhälle då ungefär 90 % av världshandeln transporteras till sjöss. Sjöfarten förväntas öka och för att minska de negativa effekterna ytterligare krävs mer kunskap om hur luftföroreningar från sjöfarten sprids, med syfte att instifta nya lagar och utveckla ny teknik.

I detta projekt har spridningen av kväveoxider, svaveldioxid och partiklar studerats. För att undersöka över hur stort område föroreningarna från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön sprids under 2011, 2012 och 2013 och hur stor mängd som nådde mark- och havsytan under samma tidsperiod har det kemiska modelleringsprogrammet European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) använts. För att försäkra att resultaten från modelleringen stämde överens med verkligheten, jämfördes modellerade koncentrationer med uppmätta värden från Vavihill i Skåne och Utö i Finska skärgården.

Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön var en viktig källa till luftföroreningarna kväveoxid, kvävedioxid, svaveldioxid och partiklar samt till nedfall av oxiderat kväve och svavel år 2011, 2012 och 2013. Sjöfartens utsläpp bidrar med höga koncentrationer främst vid farlederna och kustområden men även över större områden till havs och över land där många människor vistas. Sjöfartens procentuella bidrag till koncentrationen föroreningar i Östersjöområdet år 2013 var upp till 89 % för kväveoxid, 83 % för kvävedioxid, 88 % för svaveldioxid och runt 16 % för partiklar. Av det totala torra nedfallet av oxiderat svavel orsakade sjöfarten upp till 84 % och av oxiderat kväve 47 % i vissa delar av Östersjöområdet år 2013. Av det totala våta nedfallet av oxiderat svavel orsakade sjöfarten upp till 29 % i vissa delar av Östersjöområdet och 29 % av oxiderat kväve. De modellerade koncentrationerna av föroreningar stämde relativt väl överens med observerad data vid Utö och Vavihill.

Med avseende på luftföroreningars negativa effekter som ligger till grund för flera aktuella problem tydliggör studien att fortsatt förbättringsarbete inom sjöfartssektorn krävs. För att bästa möjliga teknik skall kunna tas fram och den mest hållbara regleringen skall kunna införas behövs mer kunskap inom ämnet, vilket motiverar fortsatta studier.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 SYFTE.....	1
1.1.1 Problemformulering	2
1.2 AVGRÄNSNING.....	2
2. TEORI OCH BAKGRUND	3
2.1 LUFTFÖRORENINGAR FRÅN SJÖFARTEN.....	3
2.1.1 Svaveldioxid.....	4
2.1.2 Kväveoxider	7
2.1.3 Partiklar	9
2.2 REGLERING AV UTSLÄPP FRÅN SJÖFARTEN	11
2.3 FORSKNINGSPROJEKT SHIpH.....	13
2.4 SPRIDNINGSMETEOROLOGI	14
2.4.1 Meteorologiska förhållanden.....	15
2.4.2 Förhållandena vid källan	17
2.4.3 Deposition	17
2.4.4 Rumslik skala	18
3. METOD.....	19
3.1 MODELLKÖRNINGAR MED EMEP-MODELLEN	19
3.1.1 EMEP-modellen.....	19
3.1.2 Modellkörningar.....	25
3.2 MODELLVALIDERING.....	26
3.2.1 Utö.....	26
3.2.2 Vavihill.....	27
3.2.3 Statistiska analysmetoder	27
4. RESULTAT	31
4.1 MODELLERADE KONCENTRATIONER.....	31
4.2 MODELLERADE DEPOSITIONSMÄNGDER	36
4.3 SJÖFARTSEMISSIONER.....	40
4.4 MODELLVALIDERING.....	40
4.4.1 Månadsanalys	41
4.4.2 Dygnsanalys	44
5. DISKUSSION	46
5.1 EMEP-MODELLEN.....	46

5.2	MODELLERADE KONCENTRATIONER.....	46
5.3	MODELLERADE DEPOSITIONSMÄNGDER.....	48
5.4	MODELLVALIDERING.....	49
5.5	FORTSATTA STUDIER.....	50
5.6	SAMMANFATTNING AV DISKUSSIONEN	51
6.	SLUTSATSER.....	53
	Bilaga 1: Uppmätta och modellerade koncentrationer, dygnsmedelvärde.	62

1. INLEDNING

Förhöjda halter av luftföroreningar är sedan flera decennier tillbaka ett samhällsproblem. Höga koncentrationer i atmosfären orsakar skada på miljö, byggnader och människors hälsa, samt har en inverkan på klimatet (Seinfeld och Pandis, 2006; Monks et al., 2009; Fuglestad och Berntsen, 2009). Flera av de vanligast förekommande luftföroreningarna finns naturligt i atmosfären men i samband med jordens befolkningsutveckling och tekniska framsteg har de antropogena utsläppen bidragit till skadliga nivåer (Naturvårdsverket, 2014a). Efter att riskerna med höga halter av luftföroreningar i atmosfären uppmärksammats har internationella och nationella åtgärder antagits med syfte att minska koncentrationerna av skadliga ämnen. Landbaserade emissioner har minskat sedan två decennier tillbaka medan utsläppen från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön har ökat, med undantag för en minskning av svaveldioxidutsläpp sedan en tid tillbaka (Jonson et al., 2015). Sjöfarten är en viktig sektor i dagens samhälle då över 90 % av världshandeln transporteras till sjöss. Sjöfarten är även det mest kostnadseffektiva transportmedlet vid global transport av varor (International Maritime Organization, 2016). En konsekvens av den globala spridningen av produktionsanläggningar och den ökande internationella handeln är att sjöfarten stadigt ökar och blir därmed en växande källa till luftföroreningar. De luftföroreningar som sjöfarten i första hand emitterar är koldioxid (CO_2), kväveoxider (NO_x), svaveldioxid (SO_2), kolmonoxid (CO), kolväten samt partiklar (Corbett och Fischbeck, 1997; Eyring et al., 2009; Volker et al., 2010). Den främsta anledningen till dessa emissioner är att det dominerade bränslet som används inom sjöfarten är fossilt samt att sektorn är bristfälligt reglerad (Eyring et al., 2005). I detta examensarbete studeras svaveldioxid och kväveoxider, som representerar en stor del av totala emissionshalterna av föroreningarna, samt partiklar eftersom sjöfarten bidrar med en väsentlig andel av totalhalten i atmosfären (Fridell et al., 2008).

Östersjöområdet är ett av de mest trafikerade sjöfartsområdena i världen och är av stor betydelse för de angränsande ländernas utveckling och ekonomi. Under det senaste decenniet har sjöfarten i Östersjöområdet ökat, vilket den även förväntas fortsätta göra (Andersen et al., 2010). För att uppnå en hållbar sjöfart i Östersjöområdet krävs ökad kunskap om luftföroreningars spridning och deponering med syfte att utveckla en god vetenskaplig grund för framtida reglering av sjöfart och för att utveckla nya tekniska lösningar. SHIpH är ett forskningsprojekt som initierades med syftet att förbättra kunskapsläget om sjöfartens påverkan på Östersjön.

1.1 SYFTE

Syftet var att bidra med ny kunskap till forskningsprojektet SHIpH rörande spridning av svaveldioxid, kväveoxider och partiklar samt deponering av oxiderat svavel och kväve från den internationella sjöfartssektorn i Östersjön och Nordsjön. För att uppnå syftet studerades luftföroreningarnas spridning och deponering med en modell utvecklad av European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Projektet syftade även till att undersöka hur väl modellerade koncentrationer från EMEP-modellen stämde överens med uppmätta halter av de undersökta föroreningarna.

1.1.1 Problemformulering

Som en del i att uppfylla syftet sattes följande frågeställningar upp:

- Hur stor procentuell andel av de totala koncentrationerna av svaveldioxid, kväveoxider och partiklar i Östersjöområdet orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013?
- Över vilka geografiska områden spreds svaveldioxid, kväveoxider och partiklar från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013?
- Hur stor procentuell andel av den totala mängd oxiderat svavel och kväve som deponerades i Östersjöområdet år 2013 orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön?
- Över vilka geografiska områden deponerades oxiderat kväve och svavel från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013?
- Hur stod sig simulerade koncentrationer av svaveldioxid, kvävedioxid och partiklar mot mätningar vid Skånes kust och Utö i finska skärgården år 2013?

1.2 AVGRÄNSNING

De föroreningar som studerades i detta projekt var svaveldioxid, kväveoxider och partiklar. Området som studeras avgränsades till gridområdet som innefattades i EMEP-modellen. De år som undersöktes i denna studie var 2011, 2012 och 2013.

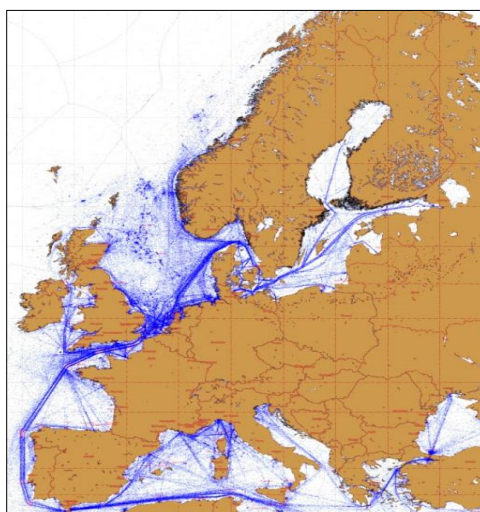
2. TEORI OCH BAKGRUND

För att kunna analysera spridning och deponering av luftföroreningar från sjöfarten krävs kunskaper om de undersökta föroreningarna och om spridningsmeteorologi, vilket sammanfattas i följande avsnitt. Även nuvarande reglering av emissioner från sjöfarten presenteras samt information om forskningsprojektet SHIpH.

2.1 LUFTFÖRORENINGAR FRÅN SJÖFARTEN

En luftförorening är ett gasformigt eller partikelbundet ämne som finns i förhöjd koncentration i atmosfären, orsakad av antropogen aktivitet och som ger en mätbar effekt på exempelvis människors hälsa, ekosystem, material och klimat (Monks et al., 2009; Fuglestvedt och Bernsten, 2009). Sedan jordens skapelse har naturliga luftföroreningar funnits i atmosfären orsakade av exempelvis vulkaner, bränder och ökendam. Antropogena utsläpp av luftföroreningar har funnits sedan lång tid tillbaka men i samband med jordens befolkningsutveckling och tekniska framsteg har koncentrationen av föroreningarna ökat till skadliga nivåer på en global nivå (Jacobson, 2002; Bernes, å.s). Luftföroreningars effekter skiftar i både tid och rum då de kan vara kortlivade och lokala till mer utdragna och globala (Seinfeld och Pandis, 2006). Effekterna av luftföroreningar resulterar i stora kostnader för samhället (Naturvårdsverket, 2014b).

Antropogena emissioner av luftföroreningar från land har stadigt minskat över de två senaste decennierna och förväntas minska ytterligare. Under samma tidsperiod har utsläpp av luftföroreningar från sjöfart i Europas hamnar, Östersjön och Nordsjön ökat, med undantag för svavelutsläppen som senaste tiden minskat och därmed också partikelutsläpp (Jonson et al., 2015). Intensiteten längs de stora fartygslederna är i många delar av världen konstant hög. I Europa finns flera tätt trafikerade leder och i Östersjön är fler än 2000 fartyg ständigt till havs (Figur 1) (Havsmiljöinstitutet, 2014). Nästan 70 % av emissionerna från sjöfarten släpps ut inom ett avstånd på 400 kilometer från kusten (Eyring et al., 2009).



Figur 1. Intensitetskarta för sjöfartstrafiken i Europa mellan 2002 och 2009 (CLS -KNMI – ESA, 2009).

Vid de marina motorernas förbränning av fossila bränslen emitteras luftföroreningar som kan orsaka skada på miljö, klimat och människors hälsa (Corbett et al., 2007; Aardenne et al., 2013). Koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid, kolmonoxid, kolväten samt partiklar är skadliga luftföroreningar som sjöfarten bidrar med förhöjda halter av i atmosfären (Corbett och Fischbeck, 1997; Volker et al., 2010). Enligt Jonson et al. (2015) orsakar dagens utsläppsmängder från sjöfarten i Östersjöområdet en förkortning av varje människas livslängd med 0,1-0,2 år i områdena nära de största farlederna. Nettoeffekten av sjöfartens emissioner på strålningsbalansen är negativ vilket resulterar i en kylande effekt på klimatet (Eyring et al., 2005; Fuglestvedt och Berntsen, 2009).

Luftföroreningar kan vara primära eller sekundära. Primära luftföroreningar emitteras som fasta partiklar eller vätskor och släpps ut direkt i atmosfären som exempelvis svaveldioxid och kväveoxider. Sekundära partiklar bildas när en primär luftförorening reagerar med andra substanser eller luftföroreningar. Ozon och svavelsyra är exempel på sekundära luftföroreningar (Raven och Berg, 2006).

Utsläppen av kväveoxider från sjöfarten står för cirka 15 % av totala antropogena utsläpp av kväveoxider medan utsläppen av svaveloxider från sjöfarten representerar ungefär 5 till 8 % av totala utsläpp orsakade av människan (Eyring et al., 2005; Corbett et al., 2007). I en sammanställande studie av Aardenne et al. (2013) presenterades sjöfartens procentuella bidrag till totalkoncentrationen av ett antal luftföroreningar i Europa. Studien visade att det procentuella bidraget från sjöfarten för kvävedioxid var 42 % över havsytor och 14 % över kustområden. Den procentuella halten svaveldioxid som orsakades av sjöfarten var 44 % över havet medan andelen var 16 % i kustområdet. För de fina partiklarna bidrog sjöfarten med 6,3 % av den totala koncentrationen över havsområden jämfört med 3,5 % vid kustområdena.

I en studie av Jonson et al. (2015) beräknades det procentuella bidraget av den totala depositions mängden av oxiderat kväve och svavel som orsakades av sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns år 2009. Av totala depositionen oxiderat kväve i Östersjön stod sjöfarten i Östersjön och Nordsjön för 17 % och i Nordsjön 18 % år 2009. Av den totala depositionen oxiderat svavel i Östersjön stod sjöfarten för 21 % och i Nordsjön 26 % samma år. I studien redovisades procentuella bidrag för länderna i området och tydligt var att nationerna med stora landmassor nära havet påverkades mer av sjöfartens emissioner än länderna inåt land. Enligt en studie genomförd av European Environment Agency (2013) förväntas utsläppen av kväveoxider från sjöfartssektorn öka medan utsläpp av svaveldioxid förväntas minska med anledning av skärpt lagstiftning om tillåten svavelhalt i bränslet inom sjöfarten. En minskning av svaveldioxid resulterar i en minskning av partiklar. Nedan följer en mer detaljerad presentation av svaveldioxid, kväveoxider samt partiklar.

2.1.1 Svaveldioxid

Sjöfarten orsakar stora utsläpp av den färglösa gasen svaveldioxid till atmosfären (Naturvårdsverket, 2015a; Naturvårdsverket, 2015b). Nedan följer en beskrivning av

källor till svaveldioxid, dess effekter samt en redovisning av gasens kemiska och fysikaliska egenskaper.

2.1.1.1 Källor

Svaveldioxid tillförs atmosfären från mänsklig aktivitet samt från naturliga processer. Naturliga källor till svavel är exempelvis vulkaner, skogsbränder och biologisk produktion av flyktiga svavelgaser i havet (Simpson et al., 1999; SMHI, 2014a). De antropogena aktiviteter som främst bidrar till utsläpp av svaveldioxid är förbränning av fossila svavelhaltiga bränslen. Industrin är den sektor som bidrar till de största utsläppen av svavel i Sverige. De nationella utsläppen står dock enbart för en liten del av depositionen i landet då 90 % av svavelnedfallet över Sverige år 2012 orsakades av utsläpp i andra länder samt av internationell sjöfart (Naturvårdsverket, 2015a). Sjöfartens tillskott av svaveldioxid till atmosfären orsakas främst av det höga svavelinnehållet i fartygens bränsle (Eyring et al., 2005). Av svaveldioxidutsläppen från internationella transporter uppskattas cirka 98 % orsakas av sjöfarten (Naturvårdsverket, 2015b).

2.1.1.2 Kemiska och fysiska egenskaper

Vid förbränning av svavelhaltigt bränsle sker en kemisk reaktion mellan syret i luften och svavlet i bränslet vilket resulterar i bildning av svaveldioxid (Raven och Berg, 2006). Bränslets svavelhalt är proportionerligt mot den mängd svavel som emitteras (SMHI, 2014a).

När svaveldioxid reagerar med vatten i gas eller vätskefas bildas svavelsyra (H_2SO_4). Vid vätskefas löses svaveldioxiden direkt i vattendroppen eller i det vätskelager som partiklar i luften har och en jämvikt mellan svaveldioxid löst i vatten, gasfasig svaveldioxid samt vätesulfit (HSO_3^-) och sulfat uppstår (Ekvation 1-3). Vattendroppens pH-värde avgör koncentrationsfördelningen mellan de olika ämnena (SMHI, 2014a).



När svavelföreningarna är lösta i vatten möjliggörs bildning av den sekundära föreningen svavelsyra (H_2SO_4) via reaktion med syre löst i vatten, ozon eller väteperoxid (H_2O_2) (Ekvation 4-6 ($x=0$ eller 1 och $y=1$ eller 2)) (SMHI, 2014a).



Då svavelsyra har ett lågt ångtryck är den i de flesta fall i den kondenserade fasen vilket resulterar i att svavelsyran befinner sig i vätskefasen och lämnar atmosfären genom våtdeposition (SMHI, 2014a).

Vid oxidering i gasfasreaktion reagerar den emitterade svaveldioxiden med hydroxylradikaler följt av en reaktion med syre (Ekvation 7-8). Sulfattrioxid (SO₃) som bildats reagerar med vatten som resulterar i svaveldioxid i gasfas som snabbt övergår till vattenfas på grund av det låga ångtrycket och försvinner i denna fas ur atmosfären på samma sätt som svavelsyran (Ekvation 9-10) (SMHI, 2014a).



Uppehållstiden för svaveldioxid i atmosfären är ungefär 10 dagar och föroreningen kan transporteras långa sträckor innan deponering (Arya, 1999; Eyring et al., 2009).

2.1.1.3 Effekter

För människor har svaveldioxid en negativ effekt vid exponering i partikelform samt vid gasform (SMHI, 2014a). Vid exponering av höga halter orsakas irritation på luftvägar. Gasen kan även påverka andningsorgan, lungor och orsaka irritation i ögon (World Health Organization, 2006; Naturvårdsverket, 2014a).

Baserat på kända hälsoeffekter av svaveldioxid har World Health Organization (WHO) tagit fram riktlinjer utifrån genomförda studier, både på kort sikt (10 minuter) och lång sikt (dygnsmedelvärde) (Tabell 1) (World Health Organization, 2006).

Tabell 1. WHO:s riktlinjer för exponering av svaveldioxid i atmosfären (World Health Organization, 2006)

Exponeringstid	SO ₂
Kort sikt (10 minuters medelvärde) (µg/m ³)	500
Lång tid (dygnsmedelvärde) (µg/m ³)	20

Svaveldioxid har ett lågt pH-värde och jonerna som bildas av svavelsyra orsakar sur nederbörd vilket bidrar till försurning i hav, sjöar och mark (SMHI, 2014a). Ett lägre pH-värde i havet påverkar de marina ekosystemen. Vid surare marina miljöer minskar lösligheten av kalciumkarbonat vilket försämrar villkoren för organismer med skelett eller skal av kalcium. Även biologiska processer som metabolism och fertilitet kan påverkas av ett lågt pH-värde. Ett lägre pH-värde i havsvattnet påverkar också organismer som använder koldioxid som kolkälla vid fotosyntesen eftersom ett lägre pH-värde ökar halten koldioxid i havet vilket resulterar i en ökad primärproduktion. Olika organismer i havet är olika känsliga för ett förändrat pH-värde men om pH-värdet fortsätter minska i marina miljöer väntas flera arter utplånas (Andersson et al., 2008; SMHI, 2014b).

Sur nederbörd kan även orsaka korrosion av exempelvis kulturföremål (SMHI, 2014a). Höga halter av svaveldioxid i atmosfären vid fuktigt klimat kan även resultera i bildning av dimma vilket ger sämre sikt (Arya, 1999).

Svavelsyran orsakar med anledning av sitt låga ångtryck bildning av partiklar samt tillväxt av redan existerande partiklar vilka har en negativ påverkan på klimatet och människors hälsa (SMHI, 2014a).

2.1.2 Kväveoxider

Kväveoxider inkluderar kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO₂) vilka emitteras från sjöfartens förbränningsprocesser (Naturvårdsverket, 2015c). Nedan följer en beskrivning av källor till kväveoxider, dess kemiska och fysikaliska egenskaper samt föroreningens effekter.

2.1.2.1 Källor

Kväveoxider bildas då syre reagerar med kväve vid hög temperatur. Dessa förhållanden råder oftast vid förbränningsprocesser vilket medför att fordonstrafik, produktion av energi, arbetsmaskiner och sjöfart resulterar i utsläpp av kväveoxider (Naturvårdsverket, 2015c). Sjöfartens relativt stora bidrag till totala utsläppsmängden av kväveoxider beror främst på att marina motorer arbetar under höga temperaturer och högt tryck, vilket är goda förutsättningar för bildning av kväveoxider. Många fartyg saknar även en effektiv reningsmetod av emissionerna (Eyring et al., 2009). Kväveoxider tillförs atmosfären även via naturliga processer som exempelvis skogsbränder, mikrobiella processer i marken samt blixtnedslag (Arya, 1999; Seinfeld och Pandis, 2006).

2.1.2.2 Kemiska och fysiska egenskaper

Den höga temperaturen i förbränningsmotorer leder till att luftens kväve och syre reagerar och bildar i första hand kväveoxid men även kvävedioxid. Utsläppen av kväveoxid oxideras via reaktion med radikaler snabbt till kvävedioxid (Naturvårdsverket, 2014c; SMHI, 2014c)

Vid närvaro av ultraviolett ljus (hv) sker fotolys av kvävedioxid (Ekvation 11) (World Health Organization, 2006; Naturvårdsverket, 2014c). Kvävedioxid omvandlas till kväveoxid och ett exciterat tillstånd av syre O(³P) bildas. Det exciterade syret reagerar därefter med en syremolekyl och bildar ozon (Ekvation 12). Ozon reagerar därefter med kväveoxid vilket sluter reaktionscykeln då kvävedioxid och syrgas bildas och ingen nettoproduktion av ozon sker (Ekvation 13) (SMHI, 2014c).



När andra föroreningar, som exempelvis lättflyktiga organiska föroreningar (VOC) och hydroxylradikaler (OH), finns i atmosfären störs denna balans (Ekvation 11-13). Det sker då en nettoproduktion av ozon eftersom kväveoxid enklare omvandlas till

kvävedioxid av kemiska reaktioner som involverar reaktiva kolväten utan att förbruka ozon. Detta resulterar i att det inte finns tillräckligt mängd kvävedioxid för nedbrytandet av ozon och det sker då en ackumulering av ozon (Arya, 1999).

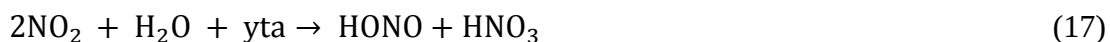
Under dagen finns hydroxylradikaler i atmosfären som kvävedioxid reagerar med och bildar salpetersyra (HNO_3) (Ekvation 14) (SMHI, 2014c).



Nattetid, då hydroxylradikaler inte är närvarande i atmosfären reagerar kvävedioxid med ozon och bildar radikaler av nitrat som kan reagera med kvävedioxid och bilda dikvävepentaoxid (N_2O_5) (Ekvation 15-16). Dikvävepentaoxid lämnar atmosfären via hydrolys vilket innebär en indirekt borttagning av kvävedioxid och kvävetrioxid ur atmosfären (SMHI, 2014c).



Kväveoxid reagerar även med vatten på ytor (Ekvation 17).



Vid oxidation av kvävedioxid bildas gasfasig salpetersyra som löser sig i vatten och försurar molndropparna (SMHI, 2014c).

Uppehållstiden för kväveoxider i atmosfären är ungefär 1 dygn och föroreningen kan transporteras långa sträckor från källan (Arya, 1999; Eyring et al., 2009). I en studie genomförd av Chen et al. (2005) undersöktes uppehållstiden av kväveoxider i plymer från skepp. Resultaten visade att livstiden för föroreningen i en plym var runt 2 timmar vilket motsvarar ungefär en fjärdedel av uppehållstiden för kväveoxider i bakgrundsluft från samma studie.

2.1.2.3 Effekter

Kväveoxider ger upphov till irritation på människors luftvägar och slemhinnor (Naturvårdsverket, 2015c). Baserat på kända hälsoeffekter av kvävedioxid har WHO tagit fram riktlinjer utifrån genomförda studier, både på kort sikt (timmedelvärde) och lång sikt (årsmedelvärde) (Tabell 2) (World Health Organization, 2006).

Tabell 2. WHO:s riktlinjer för exponering av kvävedioxid i atmosfären (World Health Organization, 2006)

Exponeringstid	NO_2
Kort sikt (timmedelvärde) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	200
Lång tid (årsmedelvärde) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	40

Deponering av kväveoxider bidrar till övergödning samt försurning av vatten och mark (Naturvårdsverket, 2015c). Effekterna av ett lägre pH-värde beskrivs under avsnitt 2.1.1.3. Kväveoxider orsakar även korrosion av material (Raven och Berg, 2006).

Kväveoxider ingår i bildandet av marknära ozon vilket har en värmande effekt på klimatet samt en negativ effekt på människors hälsa vid ökande koncentrationerna vid markytan (Arya, 1999; Eyring et al., 2009). Kväveoxider bidrar till en minskad koncentration av metan i atmosfären vilket ger en kylande effekt på klimatet (Fuglestad och Berntsen, 2009). Kväveoxid orsakar även bildning och en förskjuten balans av koncentrationen av hydroxylradikaler (Eyring et al., 2009).

2.1.3 Partiklar

Sjöfarten är en bidragande källa till förhöjda halter av partiklar i atmosfären (Corbett et al., 2007). Nedan följer en beskrivning av källor, dess effekter samt partiklars kemiska och fysikaliska egenskaper.

2.1.3.1 Källor

Källorna till partiklar i atmosfären är både naturliga och antropogena. Vulkaner, erosion, stänk av havsvatten och processer i havet är exempel på naturliga utsläppskällor (Arya, 1999; SMHI, 2014d). Antropogena bidrag av grövre partiklar kommer främst från mekaniska processer så som byggverksamhet, vägdamm och slitage från asfalt medan fina partiklar i första hand har sitt ursprung från förbränning. I stora delar av atmosfären finns både grova och fina partiklar med en varierande sammansättning beroende på lokal geografi, meteorologi och utsläppskällor (World Health Organization, 2006; SMHI, 2014d). Partiklar från marina förbränningsprocesser består av en komplex blandning av sot, sulfat, metaller och andra organiska och oorganiska fragment (Winnes et al., 2014). Den dominerande partikelform som sjöfarten orsakar är sulfat, vilken bildas vid oxidation av svaveldioxid (Eyring et al., 2009). Mängden partiklar som emitteras från sjöfarten beror främst på vilket typ av bränsle som används, bränslets svavelhalt samt fartygets motor (Aardenne et al., 2013).

2.1.3.2 Kemiska och fysiska egenskaper

Partiklar kan i atmosfären finnas i fast fas och vätskefas (Arya, 1999). Partiklars sammansättning skiljer sig i storlek och kemiska egenskaper i både tid och rum (World Health Organization, 2006). Variationen i partiklars koncentration, storleksfördelning, fas, morfologi, biologisk aktivitet och kemisk sammansättning kan vara komplex vilket resulterar i skilda fysiska egenskaper, effekter samt spridningsmönster (Arya, 1999; Monn, 2000; SMHI, 2014d).

Partiklar delas in i PM_{10} och $PM_{2,5}$ utifrån dess aerodynamiska diameter. Aerodynamisk diameter definieras utifrån diametern för en sfär med densiteten 1 gram per kubikcentimeter som har samma sedimenteringshastighet som den undersökta partikeln (Vallero, 2014). PM_{10} är partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 10 mikrometer medan $PM_{2,5}$ har en diameter mindre än 2,5 mikrometer. Grova partiklar består till största del av material från jordskorpan som järn, kalcium, silika, natrium och aluminium. Fina partiklar består i huvudsak av sulfat, nitrat, ammonium, nitratjoner, bly, kolinnehållande material som sot och kondenserat organiskt material (Arya, 1999).

Partiklar kan vara primära eller sekundära. Primära partiklar emitteras som fasta partiklar eller vätskor medan sekundära partiklar bildas genom omvandling i atmosfären

eller vid kondensation av gasformiga föroreningar på befintliga partiklar (Monks et al., 2009; SMHI, 2014d).

Storlek, antal och kemisk sammansättning av partiklar i atmosfären ändras av flera mekanismer som nukleation, koagulation och aggregation innan de slutligen lämnar atmosfären via naturliga processer (Arya, 1999). De minsta partiklarna benämns som nukleationspartiklar och bildas vid gasers kondensation. Kondensationsprocessen kan ske på två sätt. Homogen nukleation innebär att gasmolekylerna bildar partiklar genom att forma stabila agglomerat via aggregation då två eller flera partiklar klumpar ihop sig till en ny partikel. Vid heterogen nukleation bildas nya partiklar genom att gasmolekyler kondenseras på redan förekommande nukleationskärnor eller joner. Partiklarna löses sedan i regndroppar och därefter når marken som våtdeposition. De små partiklarna kan även slå sig samman med andra partiklar eller via kondensation växa till större partiklar som kallas Aitken-moden. Partiklar i denna storleksklass emitteras även direkt från förbränningsprocesser. Tredje storleksgruppen av partiklar kallas ackumulationsmoden och dessa partiklar blir större genom koagulation och kondensation. Vid koagulation övergår två partiklar till en och är en irreversibel aggregering. För partiklarna i denna storleksgrupp är deposition och fortsatt tillväxt begränsad vilket resulterar i ett stort antal mindre partiklar (SMHI, 2014d). Partiklar har olika källor och de transformerar och lämnar atmosfären på olika sätt vilket medför att de bör behandlas separat (Arya, 1999). De större partiklarna försvinner exempelvis ur atmosfären via nederbörd, sedimentation eller att de fastnar på en yta (SMHI, 2014d).

I en studie av Fridell et al. (2007) undersöktes storleksfördelning av partiklar i fartygs avgaser från tre fartyg under normala driftförhållanden. Resultaten visade att fartygens utsläpp innehöll en relativt stor halt av stora partiklar med en aerodynamisk diameter runt 8 mikrometer. En stor variation mellan olika fartyg observerades dock för partikelstorlek beroende på motorns belastning och bränsle. Studien visade även att fartygen bidrog med stora utsläppsmängder av partiklar samt att ett samband mellan mängden partiklar i utsläppen och halten svavel i bränslet fanns.

Skillnaden i partiklars sammansättning och storlek bidrar till att de transporteras olika långa sträckor innan de deponeras samt att deras uppehållstid i atmosfären varierar. Partikelemissioner från fartyg kan transporteras hundratals kilometer vilket kan bidra med skador långt från dess utsläppskälla (Eyring et al., 2009).

2.1.3.3 Effekter

Exponering av partiklar innebär en rad olika hälsorisker för människan, både på lång och kort sikt. De övervägande effekterna är på andningsorgan och det kardiovaskulära systemet (World Health Organization, 2006). Partiklars grad av hälsoeffekt är relaterade till partikelnas storlek och kemisk sammansättning (Winnes et al., 2014). Vid inandning av de grövre partiklarna kan den mänskliga kroppen göra sig av med partiklarna genom inbyggda mekanismer jämfört med de mindre partiklarna som kan ta sig ner i andningssystemet. Om de minsta partiklarna löses upp kan de transporteras i kroppen och skada hjärnan (SMHI, 2014d). Alla människor som exponeras för partiklar påverkas

negativt men känsligheten kan variera utifrån hälsotillstånd och ålder (World Health Organization, 2006).

I studier av Corbett et al. (2007) visades att sjöfartsrelaterade partikelutsläpp bidrar till cirka 60 000 dödsfall årligen på en global skala, med effekterna koncentrerade till kustområden längs de stora handelsvägarna.

Baserat på kända hälsoeffekter av partiklar har WHO tagit fram riktlinjer för partiklar utifrån genomförda studier, både på kort sikt (24 timmar) och lång sikt (årsmedelvärde) (Tabell 3) (World Health Organization, 2006).

Tabell 3. WHO:s riktlinjer för exponering av partiklar i atmosfären (World Health Organization, 2006)

Exponeringstid	PM _{2,5}	PM ₁₀
Kort sikt (dygnsmedelvärde) (µg/m ³)	25	50
Lång tid (årsmedelvärde) (µg/m ³)	10	20

Partiklar kan vara absorberande eller reflekterande vilket inverkar på jordens strålningsbalans. Detta påverkar indirekt klimatet då en ändrad strålningsbalans resulterar i förändring av luftens temperaturstruktur, molnbildning, undertryckande av regn och effektiviteten vid borttagning av föroreningar. Sulfatpartiklar är ett exempel på reflekterande partiklar vilka har en kylande effekt då en ökad mängd av den inkommande solstrålningen i atmosfären reflekteras. Sotpartiklar är däremot absorberande och tar upp inkommande solstrålning vilket resulterar i en temperaturhöjning på jorden. Höga halter av partiklar i atmosfären leder även till fler små molndroppar vilket resulterar i moln med en mer reflekterande förmåga. Detta bidrar till en sänkning av temperaturen. Fler små molndroppar orsakar även en minskad nederbörd då bildningen av tillräckligt tunga molndroppar försvåras (Ramanathan et al., 2001; SMHI, 2014d).

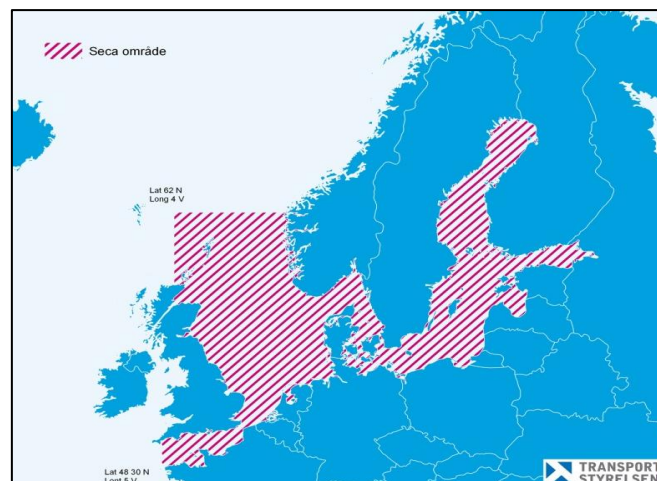
2.2 REGLERING AV UTSLÄPP FRÅN SJÖFARTEN

Sjöfartssektorn är en global gränsöverskridande handelsverksamhet med förutsättningar som gör det utmanande vid lagstiftning. Några av de faktorer som bidrar till sektorns komplexitet är att fartyg kan vara registrerade i olika nationer, ägarens nationalitet kan skilja från landet där fartyget är registrerat och att marint bränsle kan bunkras i olika delar av världen (Aardenne et al., 2013). Kunskap om fartygs aktuella bränsleförbrukning, utsläppsmängder och effekter samt en förståelse för atmosfärens sammansättning, klimatet och prognoser för potentiella framtida utveckling krävs vid instiftande av nya lagar och regler (Eyring et al., 2009). Enligt Monks et al. (2009) är exponering av luftföroreningar till stor del utanför den enskilda individens kontroll och kräver åtgärder från offentliga myndigheter på internationell, nationell och regional nivå. Enligt Eyring et al. (2009) kommer fortsatt arbete med att minska luftföroreningarna från sjöfarten resultera i omfattande förbättringar för miljön.

The International Maritime Organization (IMO) är organet inom Förenta Nationerna (FN) som ansvarar för sjöfartens säkerhet samt att förhindra utsläpp av luftföroreningar till sjöss. IMO har utvecklat globala regler som gäller för den internationella

sjöfartssektorn (International Maritime Organization, 2015a). IMO har formulerat den internationella konventionen The International Convention on the Prevention of Pollution by Ships (MARPOL) som har ratificerats globalt (CleanShip, 2013). MARPOL innefattar bland annat restriktioner om luftemissioner från sjöfarten. Viktiga uppdateringar i MARPOL inkluderar Annex VI, vilket omfattar regler för att minimera emissionerna från fartyg samt införandet av ett övervakningsområde där förpliktande metoder införts inom sjöfarten med syfte att minska emissioner av kväveoxider, svaveloxider och partiklar. MARPOL har i hög grad bidragit till en betydande minskning av föroreningar från internationell sjöfart. Omkring 99 % av världshandelsflottan omfattas av konventionen (International Maritime Organization, 2015b; Transportstyrelsen, u.å).

IMO beslutade år 2008 om strängare regler inom MARPOL-konventionen vilket bland annat resulterade i hårdare reglering av tillåten svavelhalt i marina bränslen. Inom svavelkontrollområdet (SECA) som omfattar Östersjön, Nordsjön, Engelska kanalen och Nordamerikas kustområden resulterade detta i en sänkning av tillåten viktprocent svavel i bränslet från 1,5 till 1,0 viktprocent år 2010 (Figur 2) (International Maritime Organization, 2015b, Jonson et al., 2015).



Figur 2. Svavelkontrollområdet (SECA) som i denna del av Europa omfattar Östersjön, Nordsjön och Engelska kanalen (Transportstyrelsen, 2015).

Enligt studier av Jonson et al. (2015) resulterade denna sänkning av tillåtet svavelinnehåll i bränslet till minskade utsläpp av svavel från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön. Minskningen har enligt modelleringsstudier haft en positiv effekt på luftkvaliteten och mängden föroreningar som deponerats. En ytterligare sänkning av tillåten halt svavel i bränsle gjordes i januari 2015 till 0,1 viktprocent. Det globala kravet på tillåten svavelhalt i bränslet sänktes år 2012 från 4,5 viktprocent till 3,5 viktprocent. År 2020 planeras det globala kravet reduceras till en tillåten viktprocent svavel på 0,5 (Miljödepartementet, 2013; Aardenne et al., 2013). År 2014 uppskattades den globala genomsnittliga svavelhalten i marint bränsle till 2,4 viktprocent (Jonson et al., 2015).

MARPOLs reglering av sjöfartens utsläpp av kväveoxider fokuseras på nya fartyg. Det finns utsläppsgränser för motorer som definieras som en funktion av hastighet och vilket år fartyget installerats. Krav på fartyg byggda mellan 2000 och 2011 är att motorvarvtal max får uppnå utsläpp av gaser av kväveoxid på 9,8 till 17,0 gram per kilowattimme. Om fartygen är byggda efter 2011 måste de uppfylla 7,7 till 14,4 gram per kilowattimme och fartyg som trafikerar efter 2016 i så kallade NO_x Emission Control Areas (NECA) måste överensstämja med utsläpp av 2,0 till 3,4 gram per kilowattimme. Hittills inkluderas Östersjön och Nordsjön inte i NECA. Med orsak av det begränsade införandet av NECA och det faktum att kväveoxiders utsläppsgränser endast avser nyligen producerade fartyg är effekterna av förordningen i nuläget begränsade (Aardenne et al., 2013). Internationell reglering av direkta partikelutsläpp från sjöfarten saknas i nuläget.

De europeiska länderna samt Kanada och Ryssland har ingått i den gemensamma överenskommelsen Paris Memory of Understanding on Port State Control (MoU) vilken reglerar hamnstadskontroller med orsak av ökade halter av föroreningar kring de stora hamnarna.

Inom EU finns även ytterligare direktiv som reglerar utsläpp av föroreningar i atmosfären, som exempelvis direktivet som reglerar tillåten svavelhalt i bränslen 1999/32/EC (Grimvall et al., 2014). Direktivet innefattar även bränslespecifika krav för fartyg som lägger till vid hamnar inom EU, skyldigheter i samband med användning av bränslen samt krav på tillåtna bränslen på marknaden. Direktivet innehåller inte bestämmelser som reglerar utsläpp av kväveoxider eller partiklar från sjöfarten. Direktivet ändrades när direktivet om SECA-området infördes och anpassades efter bestämmelser enligt MARPOL-konventionen (Aardenne et al., 2013).

Utöver bestämmelser från MARPOL och EU-direktiv tillämpas rekommendationer från Baltic Marine Environment Protection kommissionen (HELCOM) som är det styrande organet för konventionen om skydd av den marina miljön i Östersjöområdet, den så kallade Helsingforskonventionen. Parter i kommissionen är Danmark, Estland, EU, Finland, Tyskland, Lettland, Litauen, Polen, Ryssland och Sverige. Regleringen från olika nivåer har implementerats i det svenska regelsystemet för att de skall vara applicerbara på en nationell nivå. Nationella regler och rekommendationer kompletterar i många europeiska länder de internationella regelverken (Svendsen et al., 2013).

2.3 FORSKNINGSPROJEKT SHIpH

SHIpH är ett forskningsprojekt som bedrivs av det tvärvetenskapliga kompetenscentrat Lighthouse vars vision är att eftersträva en maritim sektor som är konkurrenskraftig och hållbar med en god arbetsmiljö. SHIpH genomförs i samarbete med ett flertal institutioner inriktade på kemi, biologi, geovetenskap och sjöfart vid Göteborgs universitet, Chalmers tekniska högskola samt Uppsala universitet. SHIpH initierades i syfte att förbättra kunskapsläget om sjöfartens påverkan på Östersjön vid utsläpp av svaveloxider och kväveoxider och därmed utveckla en god vetenskaplig grund för framtida reglering av sjöfarten (Lighthouse, 2015).

Östersjöområdet innefattar Östersjön, Bottniska viken, Finska viken och inloppet till Östersjön som avgränsas vid Skagen i Skagerak. Området har en yta på ungefär 370 000 kvadratkilometer och är jordens största reservoar av bräckt vatten. Östersjöområdet är ett av de mest trafikerade sjöfartsområdena i världen och är av stor vikt för de angränsande ländernas utveckling och ekonomi då havet används för exempelvis fiske, turism och transport. Östersjön har unika geografiska, klimatologiska och oceanografiska förhållanden vilket medför att havet är känsligt för förändringar som orsakas av antropogena aktiviteter (Andersen et al., 2010). Den kritiska belastningsnivån för försurning och övergödning överstigs i stora delar av Östersjön (Schulz et al., 2013).

För att fartygen i Östersjön skall klara de reviderade miljökraven om tillåten svavelhalt i bränslet krävs att de använder ett dyrare bränsle med lägre svavelhalt alternativt använder skrubbers som absorberar de försurande gaserna från avgaserna. SHIpH innefattar modelleringsstudier med avseende på spridning och deponering av svaveloxider och kväveoxider samt vilka kemiska förändringar i den marina miljön detta orsakar. I SHIpH undersöks även olika scenarier som tar hänsyn till om en skrubber används eller inte samt påverkan på organismer om det försurande vattnet återförs till havet utan neutralisering. Utifrån resultaten kommer ett övervakningsprogram utformas (Lighthouse, 2015).

2.4 SPRIDNINGSMETEOROLOGI

Atmosfären är ett mycket komplext reaktivt system där många fysiska och kemiska processer sker parallellt (Seinfeld och Pandis, 2006). När föroreningar emitteras till atmosfären sker transport, utspädning, kemisk omvandling och deposition vilket resulterar i att en förorening inte alltid deponeras i dess primära tillstånd (Kinney, 2008). Processerna som sker i atmosfären beror på samspelet mellan ett flertal faktorer som exempelvis föroreningens kemiska egenskaper, meteorologi samt förhållanden vid utsläppskällan (Eyring et al., 2005; Vallero, 2014).

Majoriteten av utsläppen från sjöfarten emitteras till atmosfären i form av sammanhängande plymer och orsakar höga lokala koncentrationer av luftföroreningar i förhållande till bakgrundskoncentrationen i atmosfären. De emitterade föroreningarna blandas ut med omgivande luft och under utspädningsprocessen sker kemiska transformationer där exempelvis sekundära föroreningar bildas. Föroreningarna transporteras olika långa sträckor innan de lämnar atmosfären genom våt- eller torrdeposition. En stor del av sjöfartens emissioner, med undantag för utsläpp i hamnar och kustområden, emitteras eller transporteras över det marina gränsskiktet. Det marina gränsskiktet är den delen av atmosfären som har en direkt kontakt med havet (Arya, 1999; Eyring et al., 2005; European Environment Agency, 2008). Transport och omblandning av föroreningar i det marina gränsskiktet skiljer sig från de landbaserade emissionernas spridningsmeteorologi. Förhållanden över havet skiljer sig från förhållanden över land då havet bland annat har en god förmåga att lagra värme. Det sker stora utbyten av värme, fukt och rörelsemängd mellan hav och atmosfär i gränsskiktet vilket har en inverkan på transporten i atmosfären. Havsyntans relativt låga

skrovlighet bidrar till att vindstyrkan över havet är generellt högre än över land (Fairall et al., 1996).

Meteorologiska förhållanden, förhållanden vid källan, deposition samt rumslig skala är viktiga aspekter att inkludera vid studerandet av luftföroreningars spridning i atmosfären, vilka beskrivs nedan (Eyring et al., 2005; Vallero, 2014).

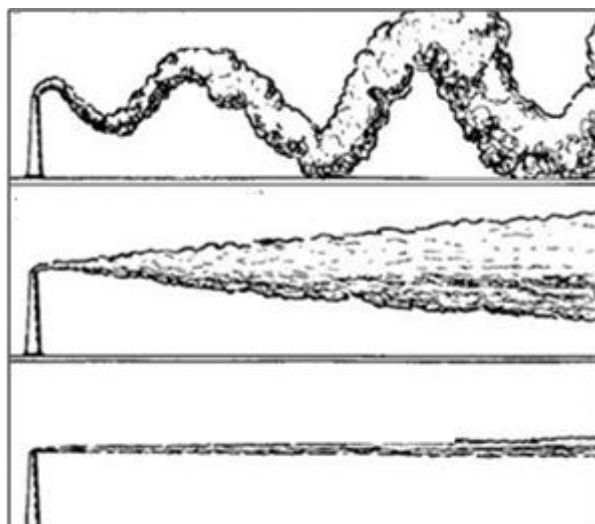
2.4.1 Meteorologiska förhållanden

Väder och klimat har en inverkan på rådande luftkvalitet då emissioner, transport, utspädning, kemisk omvandling och eventuell avsättning av luftföroreningar kan påverkas av meteorologiska variabler (Kinney, 2008). Meteorologiska förhållanden som har en stor inverkan på spridningen av luftföroreningar i atmosfären är atmosfärisk stabilitet, vindhastighet, vindriktning, turbulens och diffusion (Vallero, 2014).

2.4.1.1 Atmosfäriska gränsskiktet och dess termiska stabilitet

Atmosfären delas in i lager med avseende på temperaturens förändring i vertikalled. Troposfären är atmosfärens lägsta skikt och dess höjd varierar mellan 6 och 18 kilometer beroende på position på jorden. I troposfären finns det atmosfäriska gränssiktet vars tjocklek varierar mellan hundratals meter till någon kilometer. I det atmosfäriska gränsskiktet har friktionen mot jordytan en stor inverkan på de atmosfäriska processerna. I den fria atmosfären påverkas de atmosfäriska processerna i princip inte av markens underlag (SMHI, 2015a). Viktiga delar av föroreningarnas transport sker i atmosfärens gränsskikt medan en liten del rör sig i den fria atmosfären (Vallero, 2014).

I troposfären minskar temperaturen oftast med höjden. När atmosfärens temperatur avtar med 0,98 grader Celsius per 100 meter råder torradiabatiska förhållanden. Atmosfären är vid detta förhållande neutralt skiktad och luftens rörelse i höjddled påverkas inte. När temperaturen minskar med mer än 0,98 grader Celsius per 100 meter råder instabila förhållanden i det atmosfäriska gränsskiktet vilket resulterar i att ett luftpakets rörelse vertikalt förstärks. När temperaturens minskning vertikalt är mindre än 1 grad Celsius per 100 meter är atmosfären stabilt skiktad vilket innebär att ett luftpakets rörelse i höjddled bromsas. Vid inversion uppstår en extrem stabilitet där temperaturen ökar med höjden vilket förhindrar omblandning vertikalt som orsakar höga halter av luftföroreningar nära markytan. Skiktningen har en påverkan på hur plymer av luftföroreningar sprids och hur snabbt föroreningarna når markytan (Figur 3) (Vallero, 2014; SMHI, 2015a).



Figur 3. Vertikal expansion av sammanhängande plymer i relation till den vertikala temperaturstrukturen. Den övre bilden visar plymens spridning vid instabil skiktning, den mellersta vid neutral skiktning och den undre vid stabil skiktning (Vallero, 2014).

Under vintern råder ofta stabila förhållanden i atmosfären under hela dygnet över landområden. Under dagar med svag vindstyrka och klara förhållanden kan stabila förhållanden råda även under dagstimmarna. Kraftiga inversioner kan uppstå under vintermånaderna vid svaga vindar och klara atmosfäriska förhållanden. Under sommarmånaderna uppstår vanligtvis en instabil skiktning under dagen när markytan värms upp och under kvällen när markytan kyls skapas goda förhållanden för stabil skiktning. Atmosfärens skiktning över hav kan vara både stabil och instabil men varierar inte nämnvärt under dygnet utan mer beroende på säsong och luftmassa. När havsytans temperatur överstiger luftens temperatur är det marina gränsskiktet instabilt medan när havsytan är kallare än luften råder stabila förhållanden (Vallero, 2014; SMHI, 2015a).

2.4.1.2 Vindriktning och vindstyrka

En luftförorenings initiala transportriktning beror på vindriktningen vid källan. Om en vind blåser rakt mot en receptor kan en ändring av vindriktningen med 5 % leda till att koncentrationen vid receptorn sjunker med 10 % vid stabil skiktning och upp till 90 % vid instabil skiktning. Vindriktningen varierar oftast med höjden och markytans friktion påverkar vindriktningen och vindstyrkan. Olika markunderlag har olika friktionskoefficienter som resulterar i olika grad av påverkan. Vid högre höjder påverkar främst den horisontella termiska strukturen vindens riktning (Vallero, 2014).

Advektion är den transport som sker horisontellt med hjälp av medelvinden från utsläppskällan. Vindhastighet ökar vanligtvis med höjden i atmosfären och påverkar föroreningsens utspädning vid punktkällan. Koncentrationen av föroreningar i en plym är högre vid punktkällan vid låg vindstyrka jämfört med vid högre vindstyrka. Vindhastigheten har också en inverkan på tiden föroreningen transporteras från utsläpp till recipient då en halvering av vindstyrkan resulterar i att tiden av transporten till recipienten fördubblas. Vid svagare vindstyrka blir plymlyft större (Vallero, 2014).

2.4.1.3 Turbulens

Rörelserna i atmosfären är inte mjuka och regelbundna utan utgörs av oregelbundna hastiga rörelser som definieras som turbulenta rörelser. Dessa turbulenta rörelser resulterar i att atmosfäriska luftpaket bryts upp vilket leder till en utspädning med omkringliggande luft. Dynamisk turbulens orsakas av markens friktion medan termisk turbulens uppstår vid värmetransport mellan atmosfären och underlaget (Vallero, 2014).

2.4.1.4 Diffusion

Vinden är den huvudsakliga anledningen till att en förorening transporteras från utsläppspunkten. Längs den sträcka en förorening transporteras behåller plymen sällan samma form och diameter av den cylindriska formen som vid utsläppspunkten. Turbulens samt skillnaden i vindhastighet mellan plymen och den omgivande luften resulterar i att plymen byter form och föroreningarna späds ut med omkringliggande luftmassor. Meandering av plymen som bland annat orsakas av atmosfärens stabilitetsförhållanden resulterar i de flesta fall i en utspädning av plymen. Summan av dessa tre processer kallas diffusion och innebär att luftföroreningen sprids i alla riktningar vinkelrätt mot medelvinden och resulterar i en utspädning och att föroreningen slutligen når marken (Vallero, 2014).

2.4.2 Förhållandena vid källan

Rådande förhållanden vid emissionskällan som exempelvis temperaturen på rökgaser och hastighet på utblåsningen påverkar luftföroreningars spridning vid dess utsläppskälla. Rökgasens överskottsvärme skapar exempelvis ett plymlyft som har en påverkan på transporten av emissionen. Även vilken höjd föroreningen emitteras från har en inverkan på hur snabbt den når marken (Vallero, 2014).

2.4.3 Deposition

Luftföroreningar lämnar atmosfären via deposition vilket sker i form av torr- eller våtdeposition (Seinfeld och Pandis, 2006). Vid torrdeposition transporteras gaser och partiklar i frånvaro av nederbörd från atmosfären till en yta. Torrdeposition kan ske genom sedimentation, då stora partiklar faller ner på grund av gravitation, samt att små luftföroreningar når markytan via atmosfärens turbulens. Den hastighet som de stora partiklarna faller i beror främst på dess storlek, täthet och form medan deponering av de mindre partiklarna i första hand beror på dess densitet, ytans skrovlighet samt friktionshastigheten (Seinfeld och Pandis, 2006). Hur mycket föroreningar som når marken via torrdeposition påverkas till stor grad av lufthalten i atmosfären. Vid minskad våtdeposition ökar koncentrationen av luftföroreningar i atmosfären vilket leder till en ökad torrdeposition av föroreningarna (Sjöberg et al., 2013).

Vid våtdeposition når föroreningarna jordytan via nederbörd. Detta kan ske via washout eller rainout. Washout innebär att föroreningarna fångas upp av snöflingor eller regndroppar medan rainout innebär att föroreningarna tas upp i molnet där nederbörden bildas och därefter transporteras till markytan (Seinfeld och Pandis, 2006). Mängden förorening som når marken via våtdeposition påverkas främst av emissionshalter samt nederbördens mängd och spridning (Sjöberg et al., 2013).

Atmosfärens förmåga att oxidera ämnen har en påverkan på om kväve och svavel befinner sig i gasfas eller partikelfas. Denna fasfördelning har en påverkan på i vilken form och mängd deponering av föroreningar sker (Sjöberg et al., 2013).

2.4.4 Rumslig skala

När spridning av luftföroreningar studeras är den rumsliga skalan av betydelse eftersom exempelvis koncentrationen av luftföroreningar generellt minskar med avståndet till källan. Vid olika rumsliga skalor har skilda processer varierande påverkan på spridningen av luftföroreningarna (Vallero, 2014).

3. METOD

I detta avsnitt presenteras projektets metod vilken bestod av modellkörningar i EMEP-modellen, databearbetning samt validering med uppmätt data från Vavihill och Utö.

3.1 MODELLKÖRNINGAR MED EMEP-MODELLEN

För att undersöka luftföroreningars spridning och deponering från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön användes beräkningsprogrammet EMEP.

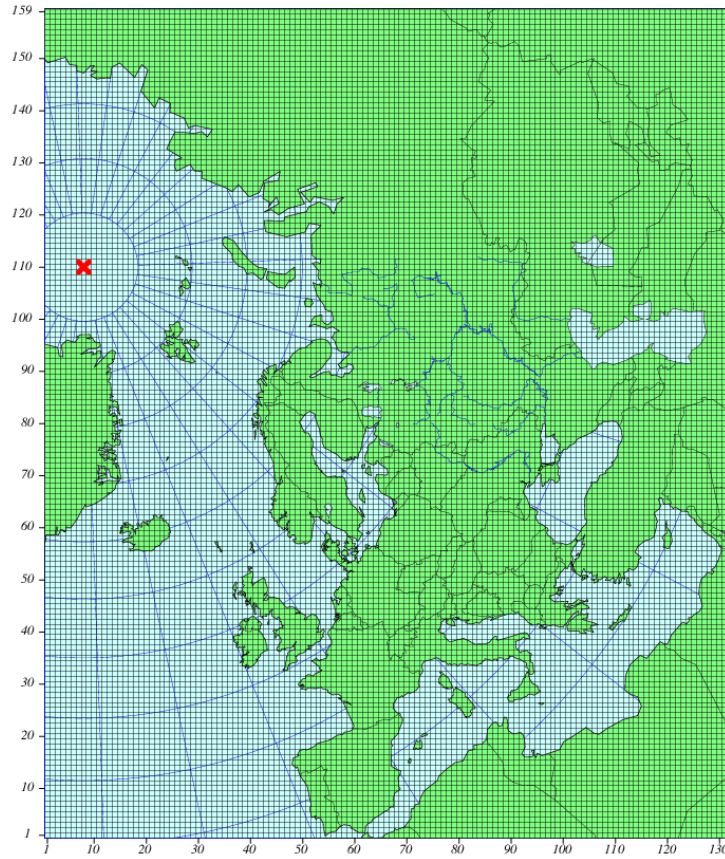
3.1.1 EMEP-modellen

EMEP startades i slutet av 1970-talet på initiativ av flertalet europeiska länder. Målsättningen med samarbetet var att minska den negativa miljöpåverkan från försurande deposition. År 1979 fastställdes Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) vilket EMEP blev en viktig del av som övervakningsprogram. EMEP har sedan dess haft en betydande roll vid studerandet av gränsöverskridande transport av luftföroreningar (Simpson et al., 2012; Naturvårdsverket, 2015d). Resultat från EMEP-modellering har en stor betydelse vid lagstiftning och beslut som rör luftföroreningar inom EU och genererar indata till andra betydande modeller (SMHI, 2015b).

Meteorological Synthesizing Centre West (MSC-W) är ett av två center för modellering som EMEP inrättat och MSC-W har utvecklat EMEP-modellen (Colette et al., 2011). I denna studie har version RV4.8 av EMEP-modellen använts.

3.1.1.1 Fysisk beskrivning

EMEP-modellen är en kemisk transportmodell som främst används vid studier av partiklar, tungmetaller, långlivade organiska föroreningar, ozon, oxidanter samt svavel- och kväveföroreningar i atmosfären (Colette et al., 2011; SMHI, 2015). Modellen är eulersk och består traditionellt av ett tredimensionellt grid som omfattar Europa. Modellen har den horisontella upplösningen 50 kilometer $\times$ 50 kilometer vid 60° i atmosfärens lägsta skikt troposfären via en projektion av polarstereografiska koordinater (Figur 4). Utveckling av modellen har möjliggjort att även modellering på lokal skala kan genomföras (Simpson et al., 2012).



Figur 4. Geografiska området som EMEP-modellen innefattar med ett grid med storleken 50kilometer $\times$ 50 kilometer uppdelat på 132×159 gridrutor med en polär stereografisk projektion vid 60° (EMEP, 2015a).

I vertikalled är troposfären uppdelat i 20 lager. De olika lagrena definieras i σ -nivåer (Ekvation 18) (Simpson et al., 2012).

$$\sigma = \frac{p - p_T}{p^*} \quad (18)$$

Tryckskillnaden mellan markytan och modelldomänen (p^*) fås genom att subtrahera trycket vid modelldomänen från trycket vid markytan (Ekvation 19).

$$p^* = p_s - p_T \quad (19)$$

Trycket vid skikt σ beskrivs av p medan p_s representerar trycket vid markytan och p_T trycket vid toppen av modelldomänen.

Diffusionskoefficienter och hastigheter vertikalt ($\dot{\sigma}$), används vid gränser mellan de olika lagren, med avseende på tiden (t) (Ekvation 20) (Simpson et al., 2012).

$$\dot{\sigma} = \frac{d\sigma}{dt} \quad (20)$$

Kontinuitetsekvationen utgår från ekvationen från blandningsförhållandet (ρ) (Ekvation 21).

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho p^*) = -m_x m_y \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{u}{m_y} \rho p^* \right) - m_x m_y \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{v}{m_x} \rho p^* \right) - \frac{\partial}{\partial \sigma} (\sigma \rho p^*) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[K_\sigma \frac{\partial}{\partial \sigma} (\rho p^*) \right] + \frac{p^*}{\rho} S \quad (21)$$

De tre första termerna på ekvationens högra sida beskriver flödet av den advektiva transporten. Termerna u och v är de horisontella vindkomponenterna medan m_x och m_y är riktningarna i x - och y -riktning utifrån den projicerade kartan som tillämpas. Högerledets fjärde term representerar den vertikala turbulenta diffusionskoefficienten (K_σ) i σ -nivåer. Källor och sänkor anges i kontinuitetsekvationen som S (Simpson et al., 2012).

Utifrån meteorologisk indata i modellen beräknas massflödet av konvektiva uppvindar i varje nivå och den konvektiva transporten av föroreningarna i atmosfären. Konvektiva nedvindarna beräknas på motsvarande sätt och differensen dem emellan behandlas som en långsam avtagande rörelse av den konvektiva transporten. Konvektion är en viktig process i atmosfärens dynamik men i många fall svår att parametrisera (Simpson et al., 2012).

I EMEP-modellen genomförs beräkningar av torr- och våtdeposition separat. När parametrisering av våtdepositionen sker inkluderas processerna av absorberande av gaser och partiklar i både i och utanför molnen. Vilken landyta som täcker marken är framförallt viktigt för modellering av torrdeposition. Vid modellering av mängden våtdeposition tar modellen hänsyn till fysikaliska processer i molnen och kemiska reaktioner som behöver vatten. Mängden torrdeposition av en gas till markytan modelleras utifrån depositions hastigheten (Simpson et al., 2012).

3.1.1.2 Inputdata

De indatafiler som krävs vid körning med EMEP-modellen för ett år är 12 filer, för årets alla månaders meteorologi, samt en trettonde indatafil som innehåller övrig indata (EMEP, 2015b).

Meteorologisk indata som används i EMEP-modellen bygger på modelleringar genomförda med the Integrated Forecast System (IFS) vilket är en global prognosmodell från the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). Vid framtagandet av meteorologisk data har meteorologiska fält tilldelats koordinater med $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ longitud och latitud som interpoleras till en projektion för en polarstereografisk grid med en upplösning på 50 kilometer $\times$ 50 kilometer. Vertikalt har uppdelningen skett i 60 nivåer som interpolerats till 37 σ -nivåer. Den version av EMEP-modellen som används innehåller 20 σ -nivåer vilket kräver en inputfil som gör att meteorologiska data inläses med avseende på detta. Med undantag för de vertikala och horisontella vindkomponenterna anges de meteorologiska parametrarna i de griddade cellernas centrum. Modellen kräver de flesta meteorologiska parametrarna i 3 timmars intervall. Vid modellprocesser som kräver en tätare kontinuitet av värden sker linjär

interpolation. Meteorologisk data som används i modellen definieras för de olika lagren (Tabell 4) (Simpson et al., 2012).

Tabell 4. Meteorologisk data som används i EMEP-modellen. Mom = momentan, Ack = Ackumulerad över 3 h och Med = medelvärde över 3 h. Vid – saknas information om inputparameterns typ och huvudsakliga syfte (EMEP, 2015b; Simpson et al., 2012)

	Inputparameter	Huvudsakligt syfte	Typ
3D	Horisontell vindhastighet	Advektion	Mom
	Specifik fukt	Kemiska reaktioner och torrdeposition	Mom
	Potentiell temperatur	Kemiska reaktioner och turbulens	Mom
	Nederbörd	Våt- och torrdeposition	Ack
	Vatten i moln	-	-
	Molntäcke	Våtdeposition och fotolys	Med
	Konvektivt flöde uppåt	Vertikal transport och våtdeposition	Med
	Konvektivt flöde nedåt	Vertikal transport och våtdeposition	Med
2D	Yttryck	Luftdensitet och vertikala nivåer	Mom
	Temperatur vid 2 m höjd	Torrdeposition och stabilitet	Mom
	Relativ fuktighet på 2 m höjd	-	-
	Ytflöde av sensibel värme	Torr deposition, stabilitet	Mom
	Ytflöde av latent värme	Torrdeposition	Mom
	Skjuvspänning vid ytan	Torrdeposition, stabilitet	Mom
	Snödjup	Torrdeposition	Mom
	Fraktion av is	Torrdeposition	Mom
	Havsytans temperatur	Havssalt	Mom
	Vindhastighet på 10 m höjd	Havssalt	Mom
	Storskalig nederbörd	Dammemissioner	Mom
	Konvektiv nederbörd	-	-
	Jordens fuktighets index	-	-
	Vatteninnehåll i jord	-	-

Atmosfärens termiska stabilitet beskrivs vanligtvis av Richardsons nummer (Ri) som i EMEP-modellen definieras för ett lager mellan två modellager vid höjderna z_j och z_k (Ekvation 22).

$$Ri_{j,k} = \frac{g \Delta z_{j,k} \Delta \theta_{j,k}}{\theta_{j,k} \Delta V_{H,j,k}^2} \quad (22)$$

Accelerationen som orsakas av gravitationen anges som g , den potentiella temperaturen som θ och ΔV_H^2 som differensen av de horisontella hastighetsvektorer. Vid beräkningar av *mixing height* används i EMEP-modellen ett något modifierad Richardsons nummer ($Ri_{B,j}$). Atmosfärens *mixing height* definieras i modellen som lägsta höjden den då gränsskiktshöjden (Z_{PLB}) antar samma värde som z_j samt att $Ri_{B,j} > 0,25 Ri_{j,k}$ (Simpson et al., 2012).

För att modellen skall ge en representativ bild av verkligheten ingår ett antal övriga inputparametrar utöver meteorologiska data (Tabell 5) (Simpson et al., 2012).

Tabell 5. Övriga inputparametrar som krävs för körning i EMEP-modellen (Simpson et al., 2012)

Parameter
Globalt ozon
Nytt global ozon
Fördelning på vertikal nivå
BVOC emissioner
Landanvändning
Graddags faktor
Kväve deposition
Vägdamm
Flygplansemissioner
Yttryck
Skogsbränder
Naturligt SO ₂
Vulkaner
Emissioner
Tidsfaktorer för månadsvisa emissioner
Tidsfaktorer för dagliga emissioner
Tidsfaktorer för timvisa emissioner
Emissionshöjd
Definition av landanvändning
Klyvöppningars konduktans
Emissioner från blixtar
Emissionsfördelning
Nivå av fotolys
Dammfiler
Platsers lokalisering för utsläpp vid ytan
Sonders lokalisering för vertikala utsläpp
Emissionsfaktorer för scenariokörningar

Kemiska data som används i modellen omfattar 56 långlivade och 15 kortlivade komponenter, kemiska reaktioner, fasförändringar och löslighet i vatten. Markanvändningen är uppdelad i 16 klasser då det har en påverkan på mängden torrdeposition och de biogena utsläppen (Simpson et al., 2012).

De emissioner som ingår i EMEP-modellen är svaveldioxid, kväveoxider, ammoniak (NH₃), icke-metan flyktiga organiska föreningar (NMVOC), kolmonoxid och partiklar. Partiklarna delas in i PM_{2.5}, PM₁₀ och PM_{co} där den sistnämnda innefattar partiklar med en aerodynamisk diameter från 2,5 till 10 mikrometer (Simpson et al., 2012).

Emissionsdata som används i EMEP-modellen är griddade nationella årliga utsläpp baserat på utsläppsdata som rapporterats in av varje enskilt land (Vestreng, 2003; SMHI, 2015). Emissionerna kan vara naturliga eller antropogena. De av människan

orsakade emissioner kategoriseras i tio olika antropogena utsläppsgrupper som kallas SNAP-kategorier (Tabell 6). Det sker en vertikal fördelning av varje SNAP-kategori där varje sektors fördelas i de vertikala lagren av EMEP-modellen (Simpson et al., 2012).

Tabell 6. Uppdelning i de antropogena utsläppskategorierna som ingår som inputdata i EMEP-modellen (Simpson et al., 2012)

SNAP-kategorier
1. Förbränning inom energi- och transformationsindustrier
2. Icke-industriella förbränningsanläggningar
3. Förbränning inom tillverkningsindustrin
4. Produktionsprocesser
5. Extraktion och distribution av fossila bränslen och geotermisk energi
6. Lösningssmedel och annan produktanvändning
7. Vägtransport
8. Andra mobila källor och maskiner
9. Avfallshantering
10. Jordbruk

Nationell sjöfart räknas in i SNAP-kategorin *Andra mobila källor och maskiner* (SNAP 8) och är en del av det utsläppsdata som varje nation skall rapportera (Simpson et al., 2012). För de områden i modellen som består av hav inräknas även internationell sjöfart i SNAP 8. Definitionen av internationell sjöfart i EMEP-modellen är ett fartyg som har sin slutdestination i en annan nation än vad fartyget utgick ifrån (Nyiri, 2016). Internationella sjöfartens utsläpp baseras på data som utvecklats inom EU Horisont 2020 projekt MACC-III (Gauss et al., 2015). Emissionerna från den internationella sjöfarten antas vara konstant över ett dygn i modellen (Simpson et al., 2012).

3.1.1.3 Outputs

Modellkörning med EMEP-modellen ger ett stort antal outputs som kan användas i olika avseenden (Simpson et al., 2012). Koncentrationer av luftföroreningar i de olika lagrena, deponeringsmängd på de olika marktyperna, trajektorier för luftföroreningar samt förhållanden mellan källa och recipient är exempel på resultat som kan erhållas av EMEP-modellen (SMHI, 2015).

3.1.1.4 Modellbegränsningar och validering av modell

Sedan EMEP-modellen började användas har utveckling av dess komplexitet och kapacitet genomförts med syfte att öka modelleringsverktygets flexibilitet, användningsområde samt dess representation av verkligheten med mer kemiska parametrar och föroreningar. Modellen har utvärderats i flera studier och resultaten har varit goda (Simpson et al., 2012; Gauss et al., 2015). En av utvecklingsarbetets nästa utmaningar är att lansera en ny version med bättre horisontell upplösning, bättre trovärdighet i indata av emissioner samt en förbättrad modellering av partiklar (SMHI, 2015).

Vid mätning av fina partiklar som används som indata av emissioner i EMEP-modellen finns osäkerheter. Det är svårt att mäta partiklar och olika mätutrustning mäter olika former av partiklar. Vissa semiflyktiga föreningar kan till exempel existera i både

gasform och partikelform vilket inte framgår vid dess redovisning. Definitionen av de olika partikelgrupperna skiljer sig åt i olika länder. Dessutom finns det ännu komponenter av de grövre partiklarna som exempelvis biogena organisk aerosol och jordbruksdamm som inte inkluderas i EMEP-modellen (Gauss et al., 2015).

En annan brist i modellen är att endast 27 av de 48 länder som EMEP-modellen innefattar rapporterade emissioner indelade i griddade sektorer år 2010. För de områden där rapporterad data saknas görs beräkningar av experter inom ämnet (Gauss et al., 2015).

De internationella sjöfartsemissionerna som används som indata i EMEP-modellen var framtagna för år 2000 till 2011. För att komplettera utsläppsdata för följande år extrapolerades koncentrationer med hjälp av utfyllnadsmetoden CEIP. Med orsak av hårdare reglering kring tillåtet svavelinnehåll i bränslet för sjöfarten i SECA-området sedan 2010 har det skett en betydande minskning av svaveloxidutsläppen mellan 2009 till 2010 samt mellan 2010 till 2011 i Östersjön och Nordsjön. Nedgången i emitterat svavel har resulterat i en underskattning i den linjära extrapoleringen av svavelemission från den internationella sjöfarten år 2013 i Östersjön och Nordsjön (Fagerli, et al., 2015; Gauss et al., 2015).

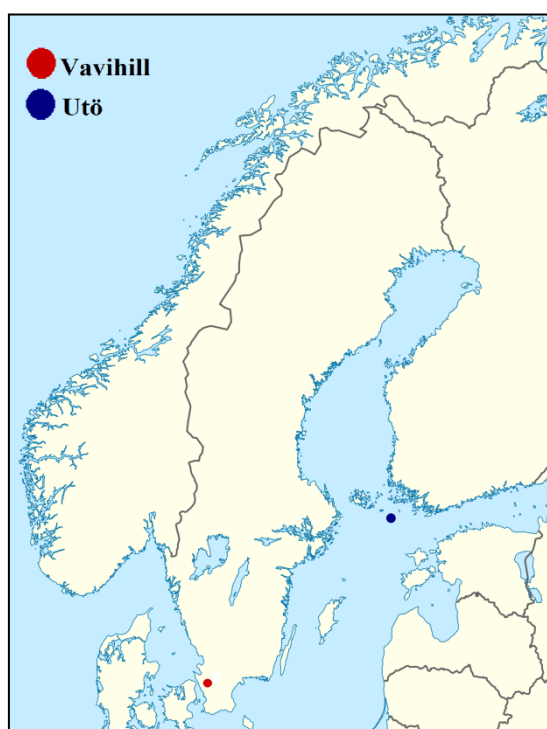
Vid utvärdering av EMEP-modellens förmåga att modellera deposition av föroreningar visar resultat att en begränsning i modellen är att markområdets topografi ofta varierar vilket den regionala modellen inte kan fånga. Detta orsakar problem vid exempelvis lokalt kraftig nederbörd. I verkligheten är nederbörden stor i ett litet område medan övriga delar av gridrutan förblir torr. I modellen räknas nederbörden över hela gridrutan vilket resulterar i nederbörd över hela området men med lägre intensitet. Validering av våt och torrdeposition av oxiderat kväve och svavel baserat på ungefär 30 mätplatser 2013 och visar trots begränsningarna i modellen på relativt god överensstämmelse av modellresultat med observerad data med avseende på låg bias och bra korrelation (Gauss et al., 2015).

3.1.2 Modellkörningar

För varje år som studerades genomfördes två modellkörningar i EMEP-modellen, *base run* och *scenario run*. Vid standardinställningen *base run* genomförs årliga transportmodellberäkningar som inkluderar modellens alla emissionskällor för alla nationer i det studerade området. Vid *scenario run* görs anpassade körningar där en eller flera emissioner från Selected Nomenclature for reporting of Air Pollutants (SNAP) sektorer eller nationer kan begränsas (EMEP, 2015b). För att få information om hur sjöfartens emissioner sprids och deponeras subtraherades resultaten från *scenario run* från *base run* för varje studerad parameter. Modellkörningarna genomfördes för 2011, 2012 och 2013 där meteorologisk data och övrig inputdata för respektive år användes. I följande avsnitt sammanfattas relevant information om EMEP-modellen.

3.2 MODELLVALIDERING

Det huvudsakliga syftet med att genomföra statistiska tester är att utifrån en begränsad mängd data komma fram till den mest robusta slutsatsen. Resultat kan vara dolda i en spridd variation vilket kan resultera i svårigheter att särskilja slumpmässig variation från absoluta variationer (Grandin, 2002). I atmosfären råder dynamiskt kaos vilket innefattar ett icke linjärt deterministisk system som är mycket känsligt för variation i indata. En liten skillnad i indata kan resultera i relativt kraftiga variationer i utdata. Det är inte möjligt att identifiera atmosfärens exakta tillstånd för en viss tidpunkt. Resultatet av detta svårdefinierade system blir att en modell aldrig kan motsvara den exakta verkligheten, även om modellen skulle vara perfekt. För att identifiera storleken på modellens osäkerhet är det viktigt att inkludera statistisk analys vid modellering av atmosfäriska processer (Wilks, 2014). I denna studie gjordes validering av EMEP-modellen utifrån modellerade koncentrationer av kvävedioxid, svaveldioxid, PM_{2,5} och PM₁₀ nära markytan vid mätplatserna Utö och Vavihill för 2013 (Figur 5) med syfte att undersöka överensstämmelsen med observerad data. Observationsdata för Vavihill laddades ner från IVL Svenska Miljöinstitutets luftdatabas och data från Utö togs från Finska Meteorologiska Institutets hemsida.



Figur 5. Mätstationerna Vavihill och Utö som använts vid valideringsstudien.

Nedan följer en detaljerad beskrivning av de två mätstationerna vid Vavihill och Utö.

3.2.1 Utö

Utö är lokaliserat i den finska skärgården vid inloppet till Skärgårdshavets mest betydande farled. Cirka 50 personer är bosatta året om på Utö och fordonstrafiken på ön är mycket låg (Utö, 2015). Utsläpp från värmeverk och kraftverk på ön har viss påverkan på mätningarna av luftkvaliteten. Mätstationen är belägen på centrala delar av

ön (N 59,77923°; E 21,39395°) några hundra meter från strandkanten. På nordöstra sidan av ön, ungefär 300 meter från mätplatsen, finns en mindre farled och en hamn för mindre båtar. En mil väster om mätplatsen går en internationell farled som är tungt trafikerad av större fartyg (Finska Meteorologiska Institutet, u.å.). Mätdata från Utö var registrerade varje timme på olika höjd över markytan för de olika föroreningarna. För några av luftföroreningarna saknades mätdata för ett antal dygn år 2013 (Tabell 7).

Tabell 7. Information om mätplatsen på Utö år 2013 (Finska Meteorologiska Institutet, u.å.)

Luftförorening	Mäthöjd över marken (m)	Frekvens (h)	Antal dygn med mätvärden
SO ₂	5	1	313
NO ₂	5	1	364
PM _{2,5}	4,5	1	314

3.2.2 Vavihill

Vavihill är lokaliserat i Svalöv kommun som är en del av Skåne (N 56,1417°; E 13,8550°) (IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2015). Mätstationen är belägen 163 meter över havsytan i ett gräsbevuxet område i södersluttning nära ett skogsbryn, cirka 28 kilometer från hamnstaden Helsingborg. Inom en radie av 1 mil från mätplatsen finns inga emissionskällor som antas ha en betydlig påverkan på mätplatsens luftkvalitet, med undantag för nötkreatur som betar i omkringliggande område vilket antas ha en inverkan på halterna av ammoniak. Vid 1 mils avstånd från mätplatsen går en större trafikerad väg och inom 50 kilometer finns de större städerna Lund och Malmö (Sjöberg och Peterson, 2014). Frekvenser för registrering av data i Vavihill varierade för de olika föroreningarna, de registrerades för varje timme eller dygn. För några av luftföroreningarna saknades mätdata för ett stort antal dygn år 2013 (Tabell 8).

Tabell 8. Information om mätplatsen i Vavihill år 2013 (IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2015)

Luftförorening	Mäthöjd över marken (m)	Frekvens (h)	Antal dygn med mätvärden
SO ₂	5	24	323
NO ₂	5	24	358
PM _{2,5}	5	1	257
PM ₁₀	5	1	270

3.2.3 Statistiska analysmetoder

Mätdata från den 50 kilometer × 50 kilometer gridruta som mätplatserna lokaliserats till användes vid den statistiska analysen. För modellerad data användes dygnsmedelvärden och för uppmätt data som angavs i timmedelvärden gjordes beräkningar av dygnsmedelvärden. När uppmätt data saknades för ett dygn exkluderades observerad och modellerad data för detta dygn i den statistiska analysen. Nedan följer en mer utförlig beskrivning av de statistiska analyserna som genomfördes i studien.

3.2.3.1 Medelvärde

Medelkoncentrationen ($\bar{C}$) över en bestämd tid är det mest fundamentala måttet vid statistisk analys av luftföroreningar (Andersson och Omstedt, 2009). Medelvärdet ger en överskådlig bild av undersökt data, dock krävs ytterligare statistiska analyser för att erhålla fördjupad information om spridning och variationer för datamängden (Grandin,

2002). Medelvärde av koncentrationen för en bestämd tid beräknas genom att summera koncentrationerna för alla tidpunkter och därefter dividera med antalet tidpunkter (Ekvation 23).

$$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i \quad (23)$$

C_i är koncentrationen vid tidpunkt i och n står för antalet observationer (Andersson och Omstedt, 2009).

3.2.3.2 Bias

Bias beskriver väntevärdesfelet och bör anta ett litet värde för ett bra resultat (Alm och Britton, 2008). Bias ger inte en heltäckande statistisk analys då samband mellan variabler inte inräknas i analysen. Vid beräkning av bias för koncentration av en luftförorening subtraheras det uppmätta medelvärdet från det modellerade medelvärdet för den undersökta tidsperioden (Ekvation 24).

$$\text{Bias} = \overline{C_{\text{mod}}} - \overline{C_{\text{upp}}} \quad (24)$$

C_{mod} är den modellerade koncentrationen av den undersökta föroreningen och C_{upp} representerar den uppmätta koncentrationen. Relativ bias beräknas genom att dividera bias med medelkoncentrationen av det uppmätta värdet (Ekvation 25) (Gauss et al., 2015).

$$\text{Relativ bias} = \frac{\overline{C_{\text{mod}}} - \overline{C_{\text{upp}}}}{\overline{C_{\text{upp}}}} \times 100 \quad (25)$$

3.2.3.3 Korrelationsanalys

Korrelationsanalys används för att beskriva eventuella samband mellan variabler. Vid korrelationsanalys beräknas en korrelationskoefficient som uttrycker styrkan på sambandet mellan variablerna. Det finns olika typer av korrelationstester som används beroende på vilken data som skall analyseras. Vid normalfördelad data används vanligen Pearsons produkt-momentkorrelation medan vid icke normalfördelad data är Kendalls rangkorrelation vanligt använd. Villkor för att genomföra en korrelationsanalys är att analyserad data skall kunna delas in i par samt att det råder ett linjärt samband mellan variablerna (Grandin, 2002; Andersson och Omstedt, 2009). I detta projekt tillämpades Kendalls korrelationsanalys då stor del av det data som analyserades inte var normalfördelad. I andra studier inom samma ämnesområde har Pearsons korrelationstest tillämpats. För att detta projekts resultat enkelt skall vara jämförbara med tidigare studiers resultat beräknas korrelationskoefficienten även utifrån Pearsons korrelationstest med en medvetenhet om att detta resultat inte är fullt representativt då modellerad data inte uppfyller villkoret om en normalfördelat datamängd (Helsel och Hirsch, 2002). Nedan beskrivs grunderna i Pearsons produkt-momentkorrelation samt Mann- Kendalls rangkorrelation.

Pearsons korrelationstest är den mest använda analysmetoden vid korrelationstester. Pearsons korrelationskoefficient (r) mäter det linjära sambandet mellan data som undersöks (Ekvation 26) (Helsel och Hirsch, 2002; Andersson och Omstedt, 2009).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - \overline{C^{mod}})(C_i^{upp} - \overline{C^{upp}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_i^{mod} - \overline{C^{mod}})^2 \sum_{i=1}^n (C_i^{upp} - \overline{C^{upp}})^2}} \quad (26)$$

C_i^{upp} representerar det uppmätta medelkoncentrationen vid tidpunkt i och C_i^{mod} den modellerade koncentrationen vid tidpunkt i medan n står för antalet observationer (Andersson och Omstedt, 2009).

Vid tolkning av korrelationskoefficientens styrka bör analysområde tas i beaktning men en uppskattning kan göras utifrån ungefärliga värden (Tabell 9) (Grandin, 2002).

Tabell 9. Approximativ tolkning av styrkan på Pearsons korrelationskoefficient (r) (Grandin, 2002)

Pearsons korrelationskoefficient (r)	Korrelationens styrka
0,00-0,19	Mycket svag
0,20-0,39	Svag
0,40-0,69	Måttlig
0,70-0,89	Stark
0,90-1,00	Mycket stark

Det icke-parametriska testet Mann-Kendalls rangkorrelation bygger på att de uppmätta värdena rangordnas och ett värde på Mann-Kendalls tau (τ) beskriver eventuella monotona samband mellan variabler (Ekvation 27) (Grandin, 2002; Helsel och Hirsch, 2002).

$$\tau = \frac{P-M}{\frac{n(n-1)}{2}} \quad (27)$$

Vid beräkning av τ representerar $P-M$ y:s monotona beroende av x där P är antal gånger paret är kordinerat, det vill säga om exempelvis y -variabeln ökar i värde så ökar också x -variabeln. M är antal gånger paren inte är kordinerade, om exempelvis y -variabeln minskar ökar x -variabeln. Bokstaven n står för antalet par av data som ingår i analysen. τ är motståndskraftigt mot effekten av några få extrempunkter (Grandin, 2002; Helsel och Hirsch, 2002).

τ varierar mellan -1 till 1 och en uppskattning av sambandet mellan dataparen kan ses utifrån korrelationskoefficientens beräknade värde (Tabell 10) (Helsel och Hirsch, 2002).

Tabell 10. Tolkning av styrkan på Mann-Kendals korrelationskoefficient (τ) (Helsel och Hirsch, 2002)

Mann-Kendals korrelationskoefficient (τ)	Korrelationens styrka
+1	Positiv korrelation
0	Ingen korrelation
-1	Negativ korrelation

Vid positiv korrelation ökar y-värden oftare än minskar, då x-värdet ökar. Vid negativ korrelation då y-värdet minskar fler gånger än ökar, då x-värdet ökar i värde. Generellt antar τ ett lägre värde än Pearsons korrelationskoefficient för linjära samband av samma styrka då exempelvis ett r-värde på 0,9 motsvarar ungefär 0,7 för τ (Helsel och Hirsch, 2002).

3.2.3.4 P-testet

Den uppnådda signifikansen beskrivs av p-värdet, det vill säga sannolikheten att erhålla det beräknade utfallet. Statistisk signifikans anses finnas om p-värdet antar ett värde lägre än 0,05 vid en felrisk på 5 %. Detta innebär att nollhypotesen om att någon korrelation inte finns kan förkastas (Grandin, 2002; Alm och Britton, 2008).

3.2.3.5 Spridningsdiagram

Vid analys av samband mellan variabler är det viktigt att utöver korrelationskoefficient, även visa förhållandet mellan variabler i ett spridningsdiagram då ett enskilt numeriskt mått inte kan ersätta den visuella överblick som erhålls vid en graf. Spridningsdiagram är ett mycket använt grafiskt tvådimensionellt graf som illustrerar förhållandet mellan två variabler (Helsel och Hirsch, 2002). För att undersöka kriteriet om linjäritet vid linjära regressionsmodeller är spridningsdiagram ett bra verktyg (Alm and Britton, 2008).

3.2.3.6 Root mean square error

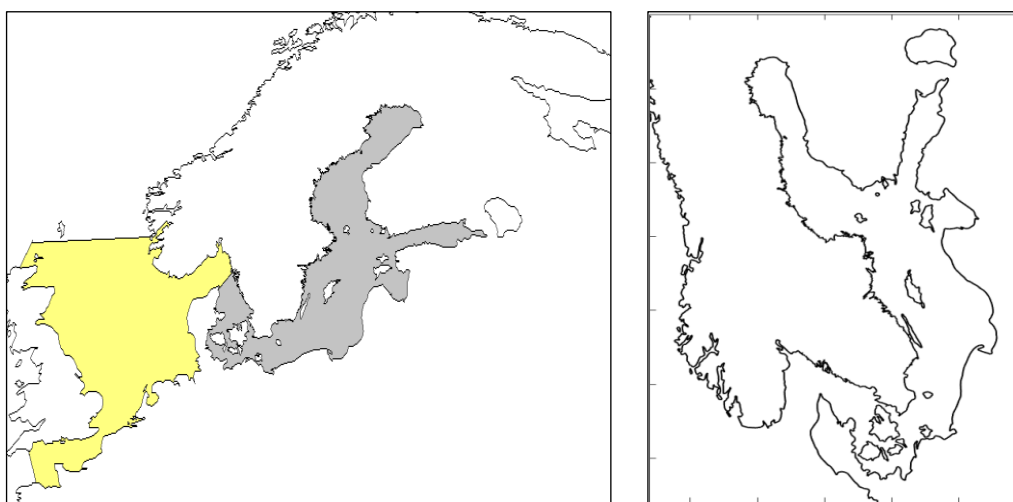
Root mean square error (RMSE) beskriver det modellerade värdets avvikelse från det sanna värdet. Bias kombineras med avsaknaden av precision (Ekvation 28) (Helsel och Hirsch, 2002).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_{mod} - C_{upp})^2} \quad (28)$$

C_{mod} är den modellerade koncentrationen av den undersökta föroreningen, C_{upp} representerar den uppmätta koncentrationen och n står för antalet observationer. Vid lägre RMSE-värde anses modellen vara mer tillförlitlig (Gauss et al., 2015).

4. RESULTAT

I detta avsnitt presenteras resultat från modelleringsstudien med EMEP-modellen. I första avsnittet presenteras de modellerade koncentrationerna som orsakats av emissioner från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön (Figur 6). I nästkommande stycke presenteras de modellerade depositionsmängderna som orsakats av sjöfartens utsläpp följt av sjöfartens bidrag till totalhalten av emissioner i det undersökta området. I sista delen av avsnittet presenteras resultaten från valideringsstudien där modellerade koncentrationer jämförts med observerade koncentrationer vid Vavihill och Utö.

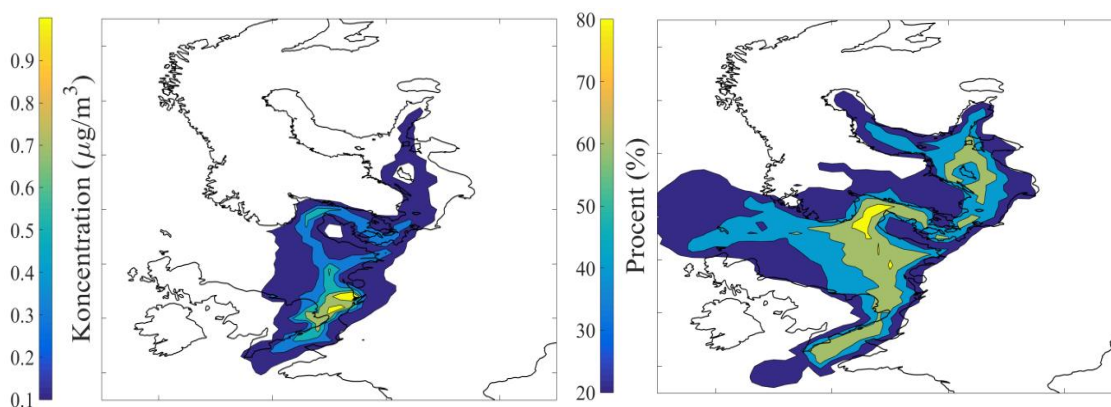


Figur 6. Definition av Nordsjön (gult) och Östersjön (grått) i EMEP-modellen (t.v.). Definitionen av Östersjöområdet (t.h.).

4.1 MODELLERADE KONCENTRATIONER

I detta avsnitt presenteras kartor som illustrerar koncentrationerna av kväveoxid, kvävedioxid, svaveldioxid, PM_{2,5} samt PM₁₀ som orsakats av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 samt vilken procentuell andel av totala koncentrationen av respektive förorening från alla emissionskällor i EMEP-modellen som detta motsvarar. Därefter presenteras en tabell för varje förorening där koncentrationsmängder i Östersjöområdet (Figur 6) från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns redogörs. Koncentrationerna modellerades till 3 meter ovanför markytan.

Koncentrationen av kväveoxid över 0,10 µg/m³ med avseende på medelvärdet av dygnskoncentrationen år 2013 fanns längs de mest trafikerade farlederna i Östersjön och Nordsjön samt i dess närområde. De allra högsta halterna påträffades runt inloppet till Engelska kanalen. Den högsta procentuella andelen från sjöfarten av kväveoxid fanns längs farleden kring Danmarks kust och var runt 80 % (Figur 7).



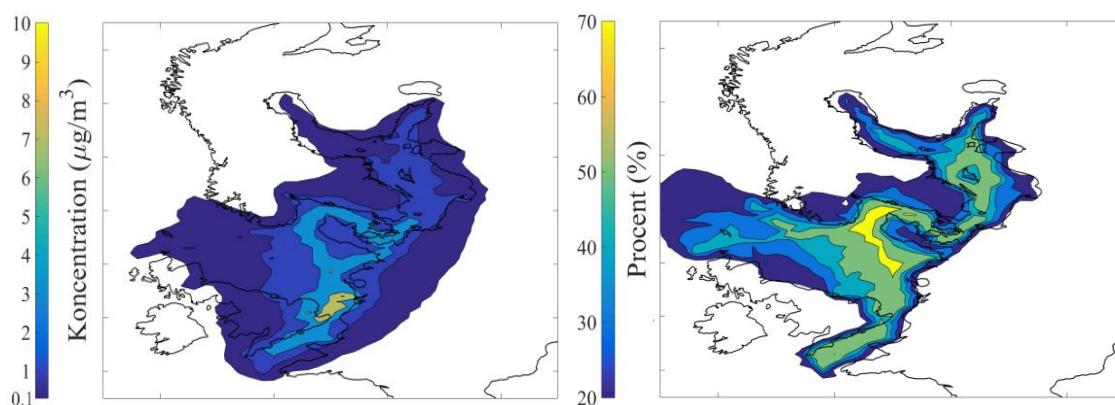
Figur 7. Dygnsmedelvärde av koncentration kväveoxid orsakad av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (t.v.). Procent av totala koncentrationen av kväveoxid från alla emissionskällor i EMEP-området som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (%) (t.h.).

Koncentrationen kväveoxid varierade för de olika gridpunkterna mellan 0 och $0,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med avseende på medelvärdet av dygnskoncentrationen 2013. Jämfört med resultat från modellkörningar för 2011 och 2012 har det största dygnsmedelvärdet och medelvärdet av koncentrationen blivit mindre i Östersjöområdet. Det procentuella bidraget från sjöfarten i gridpunkterna nådde ett maximum på 89,3 % i Östersjöområdet vilket var ett mindre bidrag än år 2011 och 2012. Medelvärdet av koncentrationen och det procentuella bidraget i gridområdet var lägre år 2013 än 2011 och 2012 (Tabell 11).

Tabell 11. Maximal dygnskoncentration och medelvärdet av dygnskoncentrationen av kväveoxid i Östersjöområdet från emissioner av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2011, 2012 och 2013. Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns maximala procentuella bidraget och det procentuella medelbidraget av totalkoncentrationen kväveoxid i Östersjöområdet från alla emissionskällor i EMEP-området år 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Högsta koncentrationen för ett dygn ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,92	0,83	0,59
Dygnsmedelvärdet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,08	0,07	0,05
Maximala procentuella bidraget (%)	90,0	90,5	89,3
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	26,9	27,1	23,6

Höga halter av kvävedioxid fanns längs de trafikerade sjöfartslederna i Kattegatt, Skagerak samt i Nordsjön från Danmark ner till Engelska kanalen. Det procentuella bidraget av var som störst längs farlederna vid Danmarks kust och nådde upp till 70 % (Figur 8).



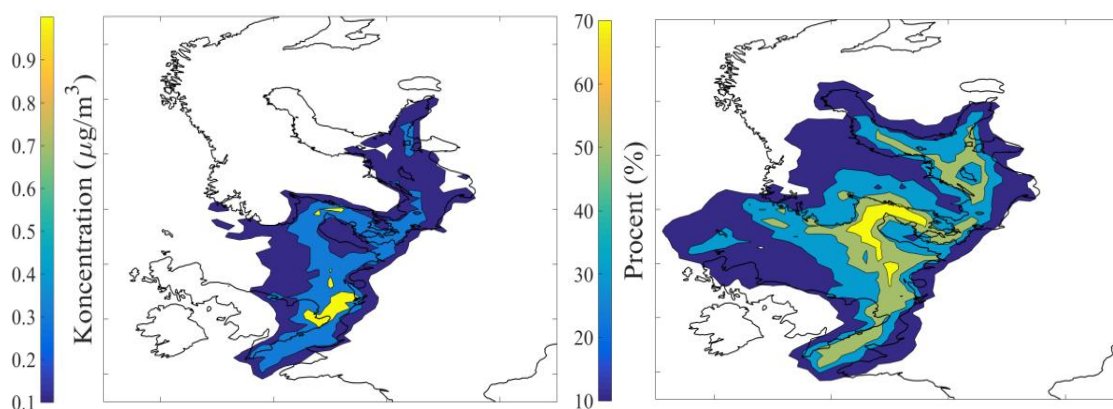
Figur 8. Dygnsmedelvärde av koncentration kvävedioxid orsakad av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (t.v.). Procent av totala koncentrationen av kvävedioxid från alla emissionskällor i EMEP-området som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (%) (t.h.).

Koncentrationen kvävedioxid varierade för de olika gridrutorna mellan 0 och $6,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta var ett lägre värde än vad som modellerades för de två tidigare åren. Medelvärde av dygnskoncentrationen avtog under samma tidsperiod. Det procentuella bidraget nådde ett maximum på 83,2 % i Östersjöområdet år 2013 vilket var en marginell ökning jämfört med de två tidigare åren. Det procentuella medelbidraget från var lägre 2013 vid jämförelse med samma tidsperiod (Tabell 12).

Tabell 12. Maximal dygnskoncentration och medelvärdet av dygnskoncentrationen av kvävedioxid i Östersjöområdet från emissioner av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2011, 2012 och 2013. Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns maximala procentuella bidraget och det procentuella medelbidraget av totala koncentrationen kvävedioxid i Östersjöområdet från alla emissionskällor i EMEP-området år 2011, 2012 och 2013.

	2011	2012	2013
Högsta koncentrationen för ett dygn ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9,10	8,50	6,60
Dygnsmedelvärdet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,97	0,88	0,68
Maximala procentuella bidraget (%)	83,1	83,1	83,2
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	24,5	24,1	22,0

De högsta koncentrationerna av svaveldioxid fanns vid inloppet till Engelska kanalen. Höga koncentrationer sågs även i Kattegatt, Skagerak, södra delarna av Nordsjön, Estlands kust samt över södra Storbritannien. Det procentuella bidraget sågs över ett stort område i norra Europa med högst procentuella andel längs Danmarks kust där det nådde över 70 % (Figur 9).



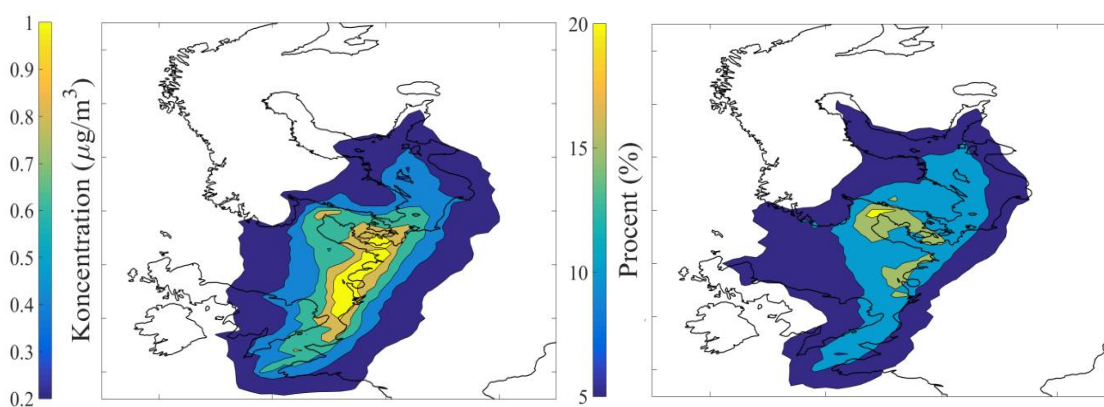
Figur 9. Dygnsmedelvärde av koncentration svaveldioxid orsakad av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (t.v.). Procent av totala koncentrationen av svaveldioxid från alla emissionskällor i EMEP-området som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (%) (t.h.).

Koncentrationen svaveldioxid varierade i Östersjöområdet mellan 0 och $1,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det procentuella bidraget nådde ett maximum på 88,4 % år 2013 vilket var lägre jämfört med de två tidigare åren (Tabell 13).

Tabell 13. Maximal dygnskoncentration och medelvärdet av dygnskoncentrationen av svaveldioxid i Östersjöområdet från emissioner av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2011, 2012 och 2013. Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns maximala procentuella bidraget och det procentuella medelbidraget av totalkoncentrationen svaveldioxid i Östersjöområdet från alla emissionskällor i EMEP-området år 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Högsta koncentrationen för ett dygn ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,99	1,54	1,26
Dygnsmedelvärdet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,14	0,10	0,08
Maximala procentuella bidraget (%)	85,7	89,7	88,4
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	22,2	21,0	20,9

De högsta halterna av $\text{PM}_{2,5}$ fanns längs kustområde norr om Belgien och Nederländerna år 2013. De högsta procentuella andelarna fanns norr om Danmark och var runt 20 % (Figur 10).



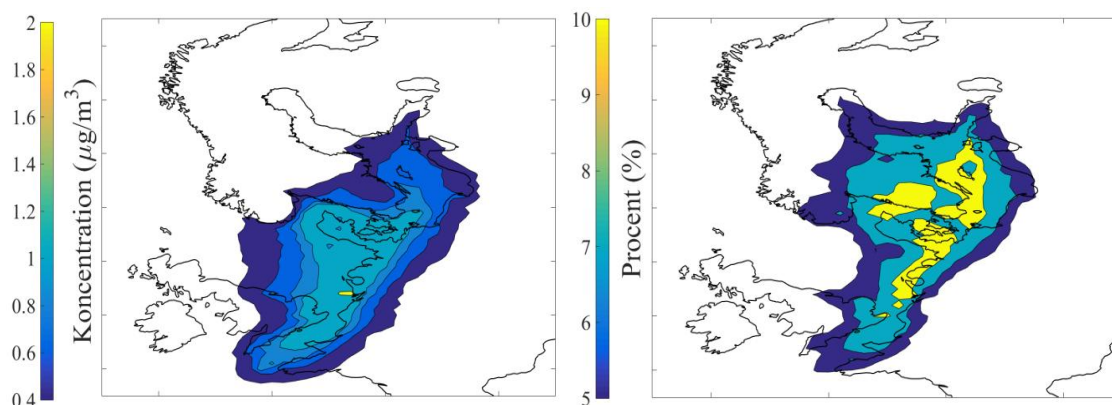
Figur 10. Dygnsmedelvärde av koncentration $\text{PM}_{2,5}$ orsakad av internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön år 2013 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (t.v.). Procent av totala koncentrationen av $\text{PM}_{2,5}$ från alla emissionskällor i EMEP-området som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (%) (t.h.).

Koncentrationen $PM_{2,5}$ varierade i Östersjöområdet mellan 0 och $1,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medelkoncentrationen över området var $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket var relativt likt medelkoncentrationen år 2012. Det procentuella bidraget nådde ett maximum på 21,5 % 2013 vilket var mindre än det föregående åren men större än 2011 (Tabell 14).

Tabell 14. Maximal dygnskoncentration och medelvärdet av dygnskoncentrationen av $PM_{2,5}$ i Östersjöområdet från emissioner av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2011, 2012 och 2013. Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns maximala procentuella bidraget och det procentuella medelbidraget av totalkoncentrationen $PM_{2,5}$ i Östersjöområdet från alla emissionskällor i EMEP-området år 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Högsta koncentrationen för ett dygn ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,51	1,25	1,18
Dygnsmedelvärdet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,26	0,22	0,21
Maximala procentuella bidraget (%)	19,3	21,7	21,5
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	5,6	5,6	5,6

De högsta halterna av PM_{10} fanns i hamnområden i Nederländerna. Höga koncentrationer modellerades även över Danmark samt runt de trafikerade sjöfartslederna i Kattegatt, Skagerak samt i Nordsjön från Danmark ner till Engelska kanalen. De högsta procentuella bidraget var runt 10 % och sågs i södra delarna av Östersjön, södra Sverige samt över norra Tyskland, Belgien och Nederländerna (Figur 11).



Figur 11. Dygnsmedelvärde av koncentration PM_{10} orsakad av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (t.v.). Procent av totala koncentrationen av PM_{10} från alla emissionskällor i EMEP-området som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (%) (t.h.).

Koncentrationen PM_{10} varierade i Östersjöområdet mellan 0 och $1,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket var en ökning från de två tidigare åren. Medelkoncentrationen över området var $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ år 2013 vilket var relativt oförändrat från 2012. Det procentuella bidraget nådde ett maximum på 13,2 % 2013 vilket var en högre procentuell andel jämfört med 2011 men lägre än 2012 (Tabell 15).

Tabell 15. Maximal dygnskoncentration och medelvärdet av dygnskoncentrationen av PM_{10} i Östersjöområdet från emissioner av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2011, 2012 och 2013. Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns maximala procentuella bidraget och det procentuella medelbidraget av totalkoncentrationen PM_{10} i Östersjöområdet från alla emissionskällor i EMEP-området år 2011, 2012 och 2013

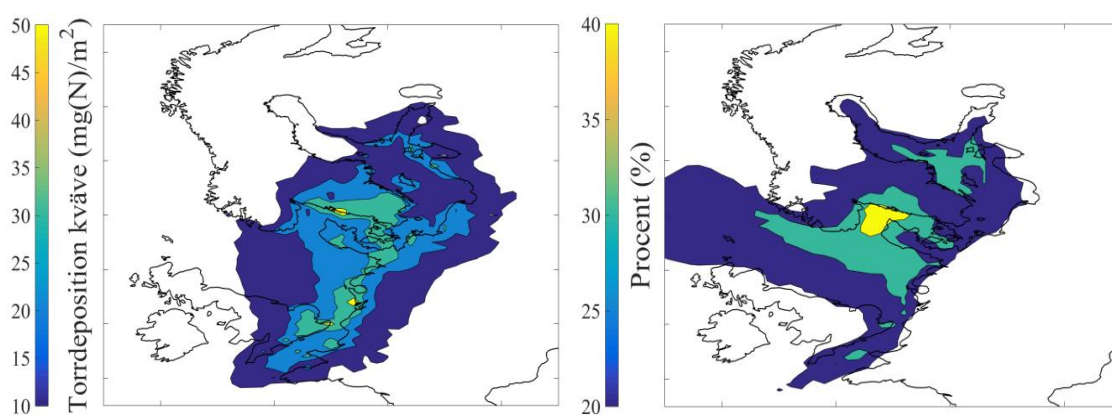
	2011	2012	2013
Högsta koncentrationen för ett dygn ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,78	1,47	1,60
Dygnsmedelvärdet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,43	0,36	0,35
Maximala procentuella bidraget (%)	12,4	13,4	13,2
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	5,6	5,5	4,9

Vid jämförelse av de olika föroreningars procentuella bidrag från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön var det procentuella bidraget från sjöfarten av kväveoxid, kvävedioxid samt svaveldioxid betydligt högre än för partiklar. Av de undersökta föroreningarna var de högsta koncentrationerna kväveoxid, kvävedioxid samt svaveldioxid mer koncentrerade till farlederna än för $PM_{2,5}$ och PM_{10} .

4.2 MODELLERADE DEPOSITIONSMÄNGDER

I detta avsnitt presenteras kartor som illustrerar hur oxiderat svavel och kväve från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön deponerades i norra Europa år 2013 samt vilken procentuell andel av totala depositionen av respektive förorening från alla emissionskällor detta motsvarar. Därefter presenteras en tabell för varje förorening där deponering i Östersjöområdet (Figur 6) från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns presenteras.

De högsta halterna av oxiderat kväve i torrdepositionen fanns längs Sveriges västkust, kuststräckan i Nederländerna och Belgien, i södra Storbritannien samt runt inloppet till Hamburg i Tyskland. Procentuell andel av totala torrdepositionen oxiderat kväve var som högst i Skagerak där det procentuella bidraget var runt 40 % (Figur 12).



Figur 12. Ackumulerad mängd torrdeposition av oxiderat kväve orsakad av internationell sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 ($\text{mg}(\text{N})/\text{m}^2$) (t.v.). Procentuell andel av totala torrdepositionen oxiderat kväve från alla emissionskällor i EMEP-området som internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön orsakade 2013 (%) (t.h.).

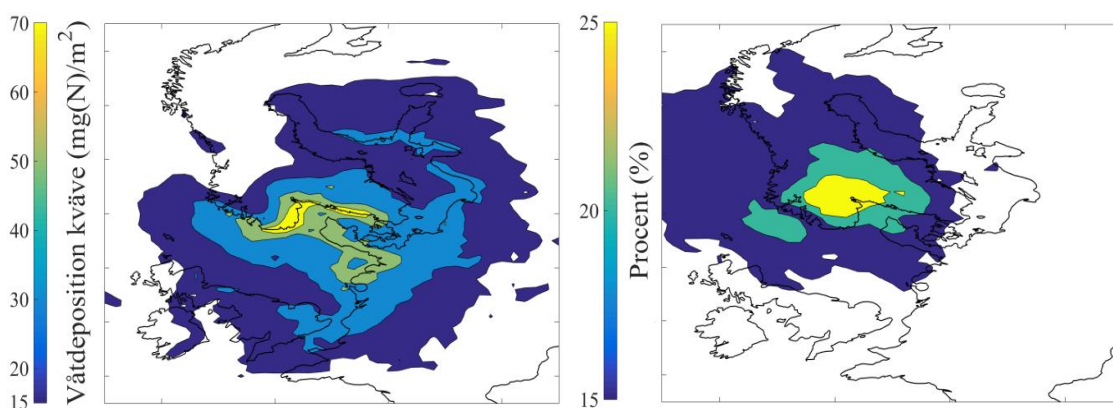
Summerad torrdeposition av oxiderat kväve år 2013 var som mest $55,4 \text{ mg}(\text{N})/\text{m}^2$. Detta var en lägre koncentrationer 2013 än för 2011 och 2012. Medelvärdet för den

ackumulerade koncentrationen var lägre 2013 jämfört med de två föregående åren. Det maximala procentuella bidraget var mindre än 2012 men större än 2011 i Östersjöområdet. Medelbidraget var samma år 2011 och 2013 medan år 2012 hade ett högre värde (Tabell 16).

Tabell 16. Största årliga ackumulerade mängd och medelvärdet av årlig ackumulerad mängd torrdeponerat oxiderat kväve i Östersjöområdet orsakat av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön. Medelvärdet av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns procentuella bidrag samt det största procentuella bidraget i av den totala mängd torrdeponerat kväve från alla emissionskällor i EMEP-området med avseende på Östersjöområdet 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Största årliga ackumulerad mängd (mg(N)/m ²)	81,6	73,8	55,4
Medelvärdet av årlig ackumulerade mängd (mg(N)/m ²)	16,0	14,9	12,0
Maximala procentuella bidraget (%)	44,9	48,3	47,8
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	19,5	20,5	19,5

De högsta halterna av oxiderat kväve i våtdepositionen fanns längs Sveriges västkust norr om Helsingborg och i södra Norge. Även runt inloppet till Hamburg i Tyskland var halterna höga. Den högsta procentuella andelen var runt 25 % och erhöles norr om Skagerak över västra delar av Sverige samt i södra Norge (Figur 13).



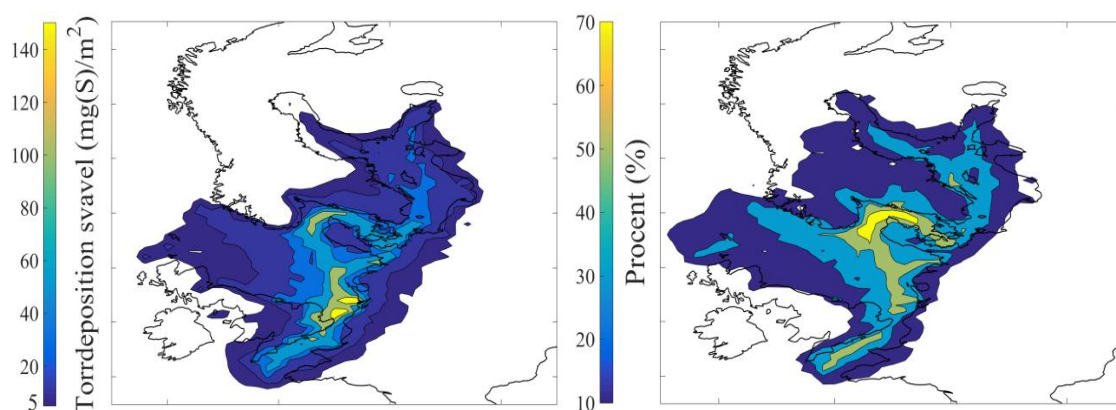
Figur 13. Ackumulerad mängd våtdeposition av oxiderat kväve orsakad av internationell sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (mg(N)/m²) (t.v.). Procentuell andel av totala våtdepositionen oxiderat kväve från alla emissionskällor i EMEP-området som internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön orsakade 2013 (%) (t.h.).

Summerad våtdeposition oxiderat kväve år 2013 var som störst 93,8 mg(N)/m² i Östersjöområdet. Detta var en mindre ackumulerad mängd än för 2011 och 2012 i samma område. Medelvärdet av den årliga våtdepositionen oxiderat kväve var också lägre än för 2011 och 2012. Det maximala procentuella bidraget uppnådde som maximalt 28,9 % i Östersjöområdet år 2013 (Tabell 17).

Tabell 17. Största årliga ackumulerade mängd och medelvärdet av årlig ackumulerad mängd våtdeponerat oxiderat kväve i Östersjöområdet orsakat av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön. Medelvärdet av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns procentuella bidrag samt det största procentuella bidraget i av den totala mängd våtdeponerat kväve från alla emissionskällor i EMEP-området med avseende på Östersjöområdet 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Största årliga ackumulerad mängd (mg(N)/m ²)	140,5	140,4	93,8
Medelvärdet av årlig ackumulerade mängd (mg(N)/m ²)	37,3	37,2	27,0
Maximala procentuella bidraget (%)	28,4	30,4	28,9
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	16,6	17,5	15,4

De högsta halterna av oxiderat svavel i torrdepositionen fanns längs de trafikerade sjöfartslederna i Skagerak samt i Nordsjön från kustremsan från norra Tyskland ner till Engelska kanalen. De högsta procentuella andelarna sågs norr om Danmark och var runt 70 % (Figur 14).



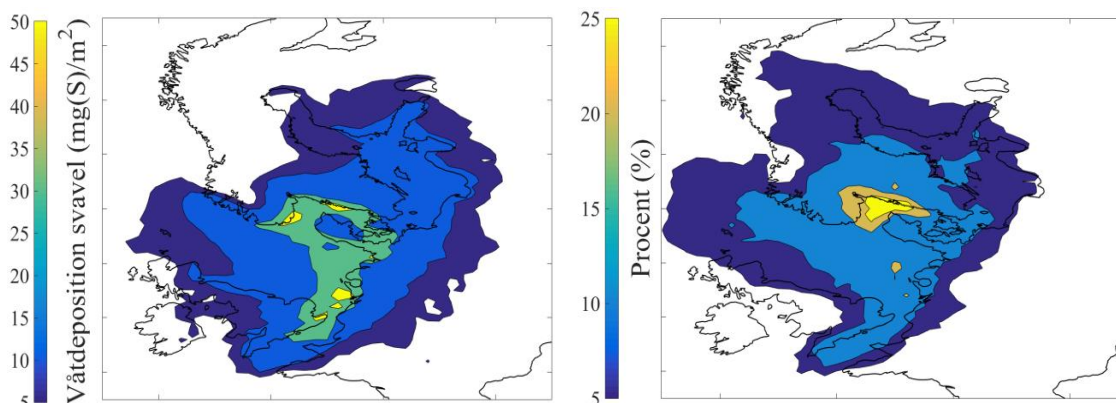
Figur 14. Ackumulerad mängd torrdeposition av oxiderat svavel orsakad av internationell sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (mg(S)/m²) (t.v.). Procentuell andel av totala torrdepositionen oxiderat svavel från alla emissionskällor i EMEP-området som internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön orsakade 2013 (%) (t.h.).

Summerad torrdeposition av oxiderat svavel år 2013 varierade för Östersjöområdet var som mest 132,9 mg(S)/m². Det maximala procentuella bidraget uppnådde som maximalt 84,3 % inom Östersjöområdet år 2013 vilket var ett högre procentuellt bidrag än 2011 och 2012 (Tabell 18).

Tabell 18. Största årliga ackumulerade mängd och medelvärdet av årlig ackumulerad mängd torrdeponerat oxiderat svavel i Östersjöområdet orsakat av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön. Medelvärdet av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns procentuella bidrag samt det största procentuella bidraget i av den totala mängd torrdeponerat svavel från alla emissionskällor i EMEP-området med avseende på Östersjöområdet 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Största årliga ackumulerad mängd (mg(S)/m ²)	213,2	159,0	132,9
Medelvärdet av årlig ackumulerade mängd (mg(S)/m ²)	16,3	12,6	10,6
Maximala procentuella bidraget (%)	79,8	83,3	84,3
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	17,7	17,2	17,6

De högsta halterna av oxiderat svavel i våtdepositionen fanns längs Sveriges västkust samt längs kuststräckan i södra Norge. Även runt inloppet till Hamburg i Tyskland och vid inloppet till Engelska kanalen var halterna höga. Det procentuella bidraget var som högst i Skagerack där det procentuella bidraget nådde över 25 % år 2013 (Figur 15).



Figur 15. Ackumulerad mängd våtdeposition av oxiderat svavel orsakad av internationell sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 (mg(S)/m²) (t.v.). Procentuell andel av totala våtdepositionen oxiderat svavel från alla emissionskällor i EMEP-området som internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön orsakade 2013 (%) (t.h.).

Summerad våtdepositionen oxiderat svavel år 2013 var som mest 64,4 mg(S)/m² i Östersjöområdet. Det maximala procentuella bidraget uppnådde som maximalt 29,4 % inom gridnätet år 2013 vilket var en mindre procentuell andel av våtdeposition oxiderat svavel än för år 2012 (Tabell 19).

Tabell 19. Största årliga ackumulerade mängd och medelvärde av årlig ackumulerad mängd våtdeponerat oxiderat svavel i Östersjöområdet orsakad av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön. Medelvärdet av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjöns procentuella bidrag samt det största procentuella bidraget i av den totala mängd våtdeponerat svavel från alla emissionskällor i EMEP-området med avseende på Östersjöområdet 2011, 2012 och 2013

	2011	2012	2013
Största årliga ackumulerad mängd (mg(S)/m ²)	103,5	91,8	64,4
Medelvärdet av årlig ackumulerade mängd (mg(S)/m ²)	17,5	15,1	11,2
Maximala procentuella bidraget (%)	27,2	30,4	29,4
Medelvärdet av det procentuella bidraget (%)	9,4	8,8	8,4

Depositionsmönstret för torr- och våtdeposition skiljde sig något då våtdepositionen spreds över ett större område än torrdepositionen för oxiderat svavel och kväve. Torrdepositionen orsakad av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön representerade däremot högre procentuell andel än våtdeposition för de två undersökta föroreningarna. Det procentuella bidraget av torrdeponering var högre för oxiderat svavel än för oxiderat kväve medan det procentuella bidraget av föroreningarna i våtdepositionen var det procentuella medelvärdet lika varandra.

4.3 SJÖFARTSEMISSIONER

Från 2011 till 2013 minskade den procentuella andel av emissionerna som internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön (Figur 6) stod för inom EMEP-området (Figur 4) för svaveloxider, kväveoxider och PM_{2,5} medan den procentuella andelen av PM_{co} ökade (Tabell 20).

Tabell 20. Procentuell andel som internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön stod för av totala emissioner inom det undersökta gridområdet i EMEP-modellen år 2011, 2012 och 2013

	SO _x (%)	NO _x (%)	PM _{2,5} (%)	PM _{co} (%)
2011	1,6	5,3	1,2	0,1
2012	1,3	5,9	1,1	0,1
2013	1,2	4,8	0,8	0,5

Från 2011 till 2013 minskade den procentuella andel av emissionerna som all internationell sjöfarten stod för inom området som inkluderas i EMEP-modellen (Figur 4) för svaveloxider, kväveoxider och PM_{2,5} medan den procentuella andelen av PM_{co} ökade (Tabell 21).

Tabell 21. Procentuell andel som all internationell sjöfart i EMEP-området stod för av totala emissioner inom det undersökta gridområdet i EMEP-modellen år 2011, 2012 och 2013

	SO _x (%)	NO _x (%)	PM _{2,5} (%)	PM _{co} (%)
2011	11,7	19,2	7,4	0,7
2012	11,8	21,1	7,6	0,7
2013	8,9	16,9	4,5	2,9

Den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön står för ungefär 17 % av de totala utsläppen av internationell sjöfart i EMEP-området av PM_{2,5} samt PM₁₀ år 2013. Av kväveoxider var den procentandel cirka 28 % medan för svaveloxider 13 % år 2013 (Tabell 20-21).

4.4 MODELLVALIDERING

Validering av de modellerade värdena med uppmätta halter av koncentrationer vid Utö och Vavihill år 2013 visade på generellt god överensstämmelse. Medelvärdena för de uppmätta och modellerade halterna låg överlag nära varandra. EMEP-modellen underskattade koncentrationen av kvävedioxid, svaveldioxid och PM_{2,5} vid Utö samt svaveldioxid och PM₁₀ i Vavihill med avseende på bias. Modellen överskattade koncentrationen kvävedioxid vid Vavihill (Tabell 22).

Tabell 22. Medelvärde av uppmätta och modellerade värden av koncentrationer av SO₂, NO₂, PM_{2,5} samt PM₁₀ samt beräknat bias och relativ bias med avseende på dygnsmedelvärde vid Vavihill och Utö år 2013

Plats	Luftförorening	Medelvärde uppmätt (µg/m ³)	Medelvärde modellerat (µg/m ³)	Bias	Relativ bias (%)
Vavihill	NO ₂	3,69	5,05	1,36	36,7
	SO ₂	0,42	0,38	-0,03	-8,2
	PM _{2,5}	5,89	4,71	-1,18	-20,0
	PM ₁₀	13,02	8,90	-4,03	-30,9
Utö	NO ₂	3,25	2,32	-0,93	-28,7
	SO ₂	0,58	0,26	-0,32	-54,5
	PM _{2,5}	3,93	3,23	-0,71	-18,0

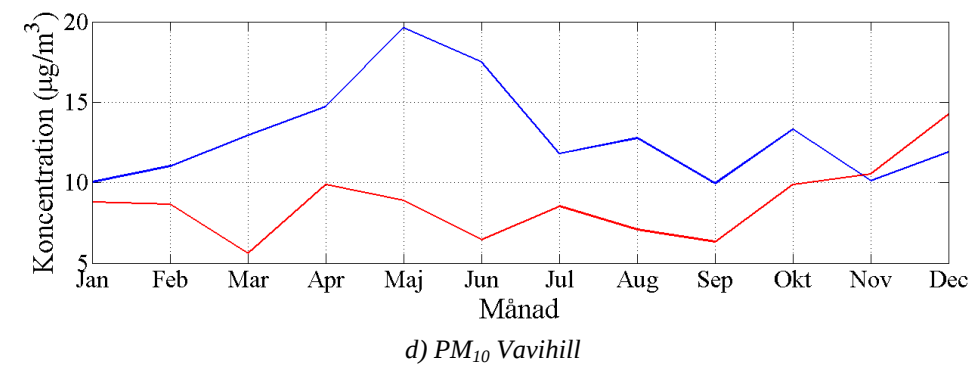
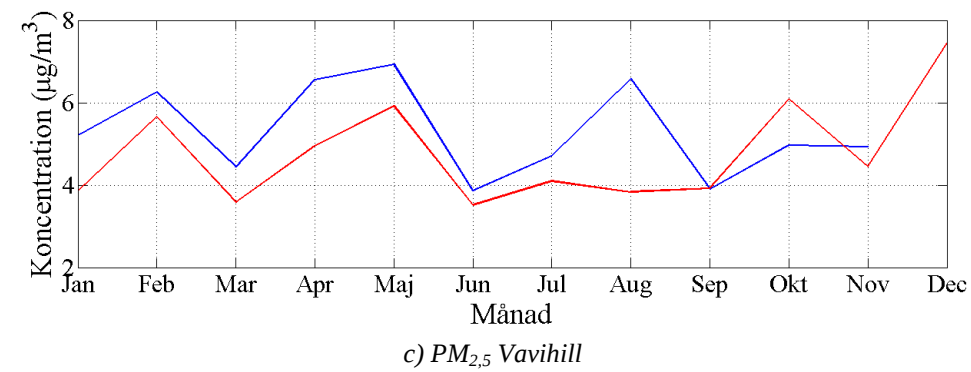
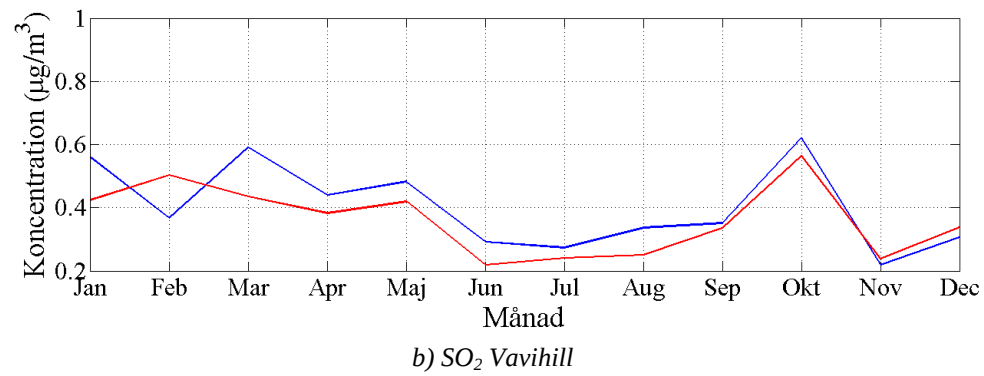
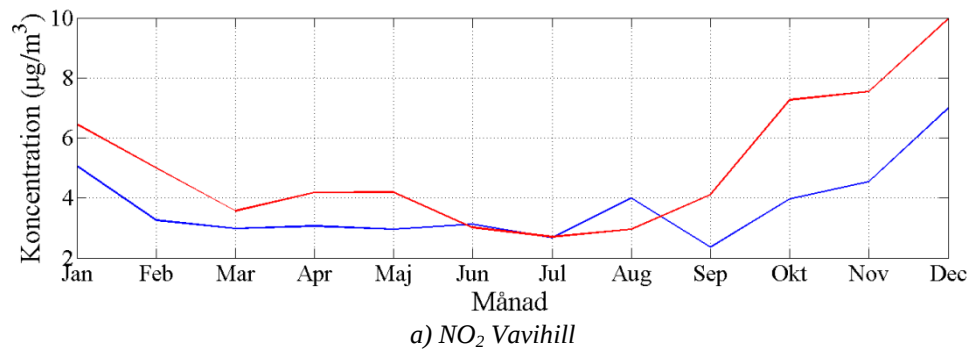
Samband mellan modellerad och observerad data var god då resultat av p-testet visade att nollhypotesen om att någon korrelation inte finns kunde förkastas med avseende på dygnsmedelvärde. Korrelationstesterna visade överlag en godkänd korrelation och lika så RMSE utifrån validering av dygnsmedelvärde (Tabell 23).

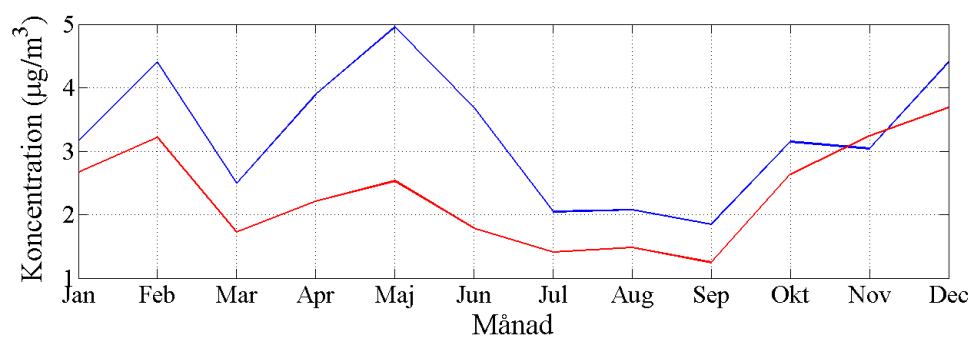
Tabell 23. Korrelationskoefficient och RMSE med avseende på dygnsmedelvärdet av uppmätta och modellerade koncentrationer av SO₂, NO₂, PM_{2,5} samt PM₁₀ vid Vavihill och Utö år 2013

Plats	Luftförorening	Korrelations- koefficient (r)	Korrelations- koefficient (τ)	RMSE
Vavihill	NO ₂	0,72	0,60	3,03
	SO ₂	0,70	0,42	0,35
	PM _{2,5}	0,66	0,51	3,76
	PM ₁₀	0,49	0,42	7,48
Utö	NO ₂	0,51	0,48	1,95
	SO ₂	0,48	0,41	0,49
	PM _{2,5}	0,54	0,38	3,02

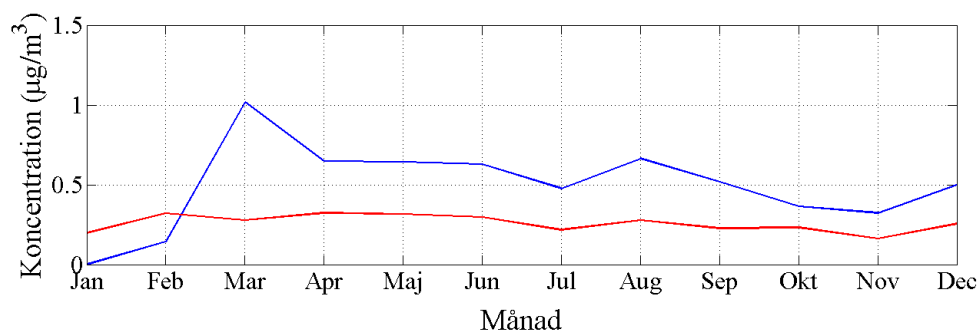
4.4.1 Månadsanalys

Jämförelse av månadsmedelvärden av modellerade och uppmätta koncentrationer nära markytan visade överlag en god överensstämmelse för alla de undersökta föroreningarna vid Vavihill och Utö med undantag för PM₁₀ vid Vavihill där EMEP-modellen underskattar halterna relativt kraftigt (Figur 16). Vid jämförelse av modellerad och observerade dygnsmedelvärden sågs även en god överensstämmelse för flera av de undersökta föroreningarna (Bilaga 1). Kvävedioxid och svaveldioxid vid Utö överensstämde mindre bra under vissa perioder under året samt PM₁₀ vid Vavihill. Modellen lyckades inte heller fånga de högsta värdena för flera av föroreningarna (Bilaga 1).

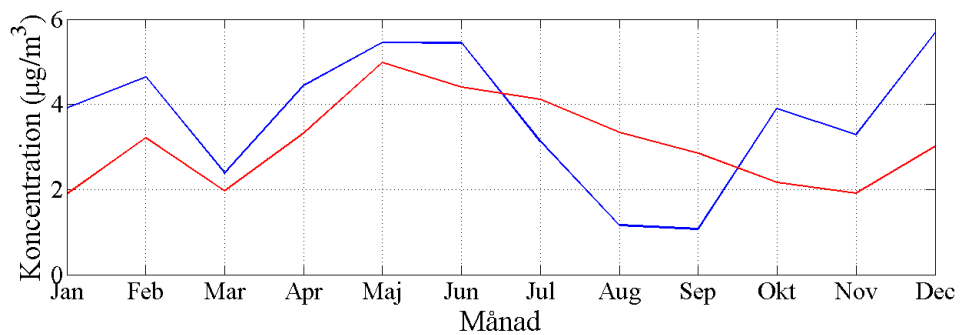




e) NO₂ Utö



f) SO₂ Utö

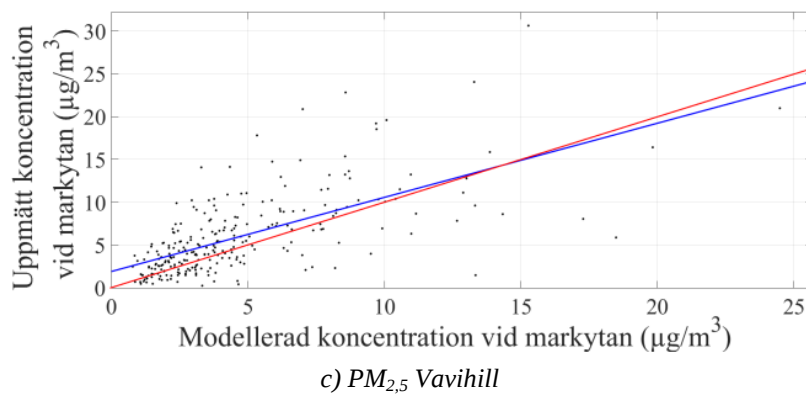
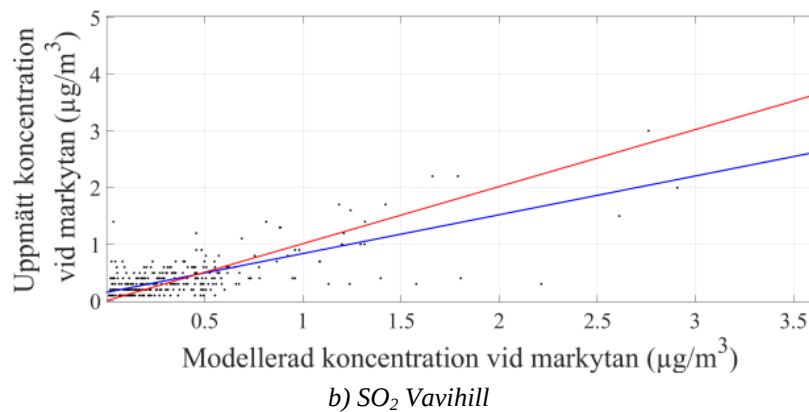
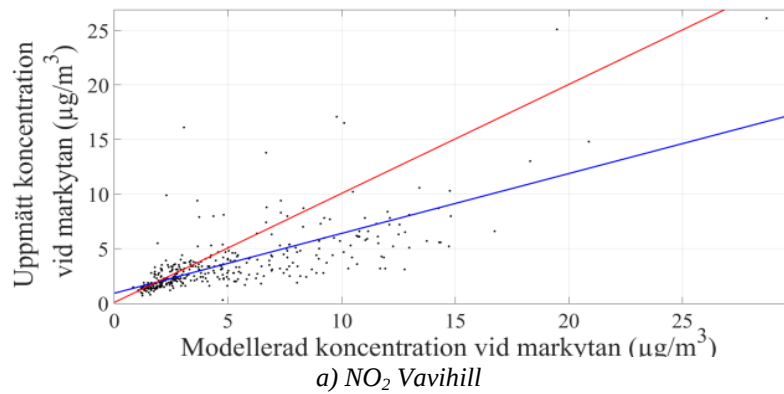


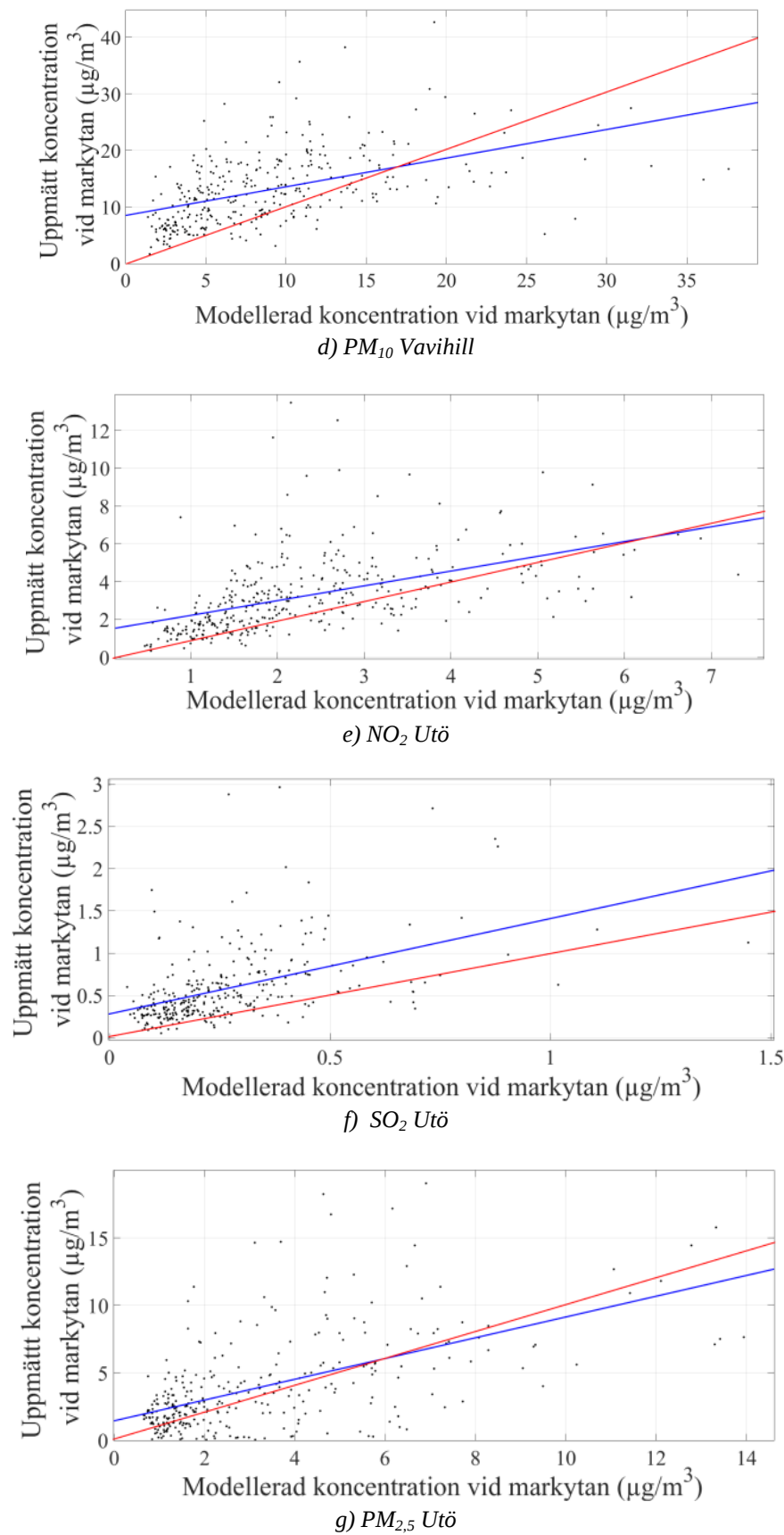
g) PM_{2,5} Utö

Figur 16. Uppmätta och modellerade värden av koncentrationen förorening vid markytan vid Vavihill och Utö med avseende på månadsmedelvärde år 2013. Den röda linjen motsvarade koncentrationer från EMEP-modelleringen och den blå linjen visade uppmätta koncentrationer vid den undersökta platsen.

4.4.2 Dygnsanalys

De modellerade dygnsmedelvärdena stämde relativt bra överens med de observerade värdena vid Vavihill och Utö. De modellerade värdena som stämde minst överens med de uppmätta var i de flesta fall de högsta koncentrationerna. EMEP-modellen underskattar de uppmätta koncentrationerna för de flesta föroreningarna (Figur 17).





Figur 17. Uppmätta och modellerade värden av koncentrationerna vid Vavihill och Utö med avseende på dygnsmedelvärde år 2013 i spridningsdiagram. Den röda linjen motsvarar 1:1 förhållandet och den blå linjen förhållandet mellan uppmätta och modellerade koncentrationer.

5. DISKUSSION

I detta avsnitt knyts tidigare delar av studien samman i en diskussion där resultaten förklaras och tolkas med syfte att kunna besvara projektets frågeställningar. Till en början diskuteras begränsningar med EMEP-modellen följt av tre avsnitt där huvudresultat för det aktuella avsnittet presenteras och diskuteras. Avslutningsvis ges förslag på fortsatta studier.

5.1 EMEP-MODELLEN

EMEP-modellen anses vara ett robust beräkningsprogram för spridningsmodellering i atmosfären (Gauss et al., 2015). Atmosfäriska processer är överlag svåra att modellera då det dynamiska kaoset i atmosfären resulterar i att atmosfäriska spridningsmodeller är mycket känsliga för variation i indata (Wilks, 2014). Detta medför att resultatet från modelleringsstudien bör ses som ungefärliga värden och inte absoluta siffror.

Då modellen är känslig för variation i indata är det av vikt att indata som används håller god kvalitet. Emissionsdata baserades på utsläppsdata som rapporterats in från varje enskilt land (Vestreng, 2003; SMHI, 2015). Detta bidrog med en osäkerhet då olika nationer kan antas ha använt olika typ av utrustning, skilda metoder och platser med varierande geografiska egenskaper vid observering av data. Inrapporterad data från flera länder inom det undersökta området uteblev 2013, vilket resulterar i att en interpolering gjordes för att erhålla värden för dessa länder. Det råder även bristande kunskaper om hur partiklar skall mätas då olika utrustning inkluderar olika former av partiklar. Data för 2012 och 2013 var framtagna via linjär extrapolation vilket också kan ha orsakat fel i indata (Gauss et al., 2015).

Körningar gjordes med den horisontella upplösningen 50 kilometer $\times$ 50 kilometer. I modellen jämnades därmed maximum och minimum värden ut då ett medelvärde för hela gridrutan beräknades. Ytterligare en effekt av att emissionshalterna fördelas över hela gridrutan är att de kemiska och fysikaliska processer som sker i gridrutan inte blir representativa för de verkliga lokala emissionsbidragen.

5.2 MODELLERADE KONCENTRATIONER

Koncentrationerna av luftföroreningarna kväveoxid, kvävedioxid, svaveldioxid, PM_{2,5} och PM₁₀ stod för en betydande procentuell andel av totala koncentrationerna nära markytan i stora delar av norra Europa (Figur 7-11). I Östersjöområdet var bidraget över 80 % i vissa gridrutor för kväveoxid, kvävedioxid samt svaveldioxid (Tabell 11-13). För PM_{2,5} uppnådde ungefär samma procentuella andel runt 20 % och för PM₁₀ 13 % (Tabell 14-15). Då höga koncentrationer av luftföroreningar i atmosfären har en negativ effekt på miljö, byggnader och människors hälsa, samt har en inverkan på klimatet är det av stor betydelse att belysa att sjöfarten bidrar till höga koncentrationer, både lokalt och regionalt (Seinfeld och Pandis, 2006; Monks et al., 2009; Fuglestvedt och Bernsten, 2009).

De högsta koncentrationerna av de undersökta luftföroreningarna fanns längs de mest trafikerade sjöfartslederna och runt de stora hamnarna (Figur 1) och för kväveoxid,

kvävedioxid, svaveldioxid var de mer koncentrerade till farlederna än för PM_{2,5} och PM₁₀ (Figur 7-11). Utifrån detta dras slutsatsen att emissionerna från sjöfarten har som störst påverkan på utsläppskällans närområde. Att koncentrationerna är som högst över havsområdet överensstämmer med tidigare studie av Aardenne et al. (2013). Studien visade även att partiklarna var den förorening vars högsta koncentrationer spreds över ett större område vilket bekräftades. Med orsak av EMEP-modellens upplösning som tidigare diskuteras, kan maxvärdena vid farlederna och de stora hamnarna antas varit högre. Detta hade kunnat undersökas vid mindre gridrutor.

Spridningsmönstret för PM₁₀ och PM_{2,5} var liknande för 2013 (Figur 10-11). En tänkbar förklaring till detta är att en stor del av de grova partiklarna från sjöfarten består av de små sulfatpartiklarna som är mindre än 2,5 mikrometer och därmed även ingår i PM_{2,5}.

Enligt en studie genomförd av European Environment Agency (2013) förväntas utsläppen av kväveoxider från sjöfartssektorn öka medan utsläpp av svaveldioxid förväntas minska. En minskning av svaveldioxid förväntas resultera i en minskning av partiklar. Vid jämförelse av resultat från körningar för år 2011, 2012 och 2013 sågs en minskning till totalkoncentrationerna av de undersökta föroreningarna (Tabell 11-15). Detta kan antas vara ett resultat av minskade emissioner eller förändringar av meteorologin som exempelvis nederbörd, vind, temperatur och atmosfärens skiktning. I denna studie har meteorologins påverkan på halterna inte undersökts och därmed går det inte att säkerställa vad denna minskning beror av.

Den procentuella andelen av sjöfartens emissioner varierar (Tabell 20). Sjöfartens bidrag till totala halten av emissionerna är i samma storleksordning som tidigare forskning visat. Utsläppen av kväveoxider står för cirka 15 % av totala antropogena utsläpp av kväveoxider medan utsläppen av svaveloxider representerar ungefär 5 till 8 % av totala utsläppen (Eyring et al., 2005; Corbett et al., 2007).

Det procentuella bidraget beror inte endast på hur mycket som emitteras utan även hur stora utsläppen från övriga emissionskällorna är. Detta medför att en minskning av utsläppen inte alltid resulterar i en reduktion av det procentuella bidraget om landbaserade emissioner också minskat. Över ett landområde där emissionskällorna är höga krävs en kraftigare minskning av fartygsemissioner för att nå samma procentuella minskning som för ett landområde där övriga emissionskällor är lägre. Emissionerna från internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön av PM_{co} stod exempelvis år 2012 för 0,1 % av totala utsläppen i EMEP-området medan utsläpp av kväveoxider samma år representerade 5,9 % av totalutsläppen (Tabell 20). Innebörden av detta är att en minskning av de grova partiklarna måste vara större än för kväveoxider för att det skall ge samma utslag på den procentuella andelen av koncentrationen, med förutsättning att övriga emissionskällor är konstanta.

Vid jämförelse av de modellerade koncentrationerna som sjöfarten bidrar med i relation till WHO:s riktlinjer för luft noterades att bidraget från sjöfarten understeg de givna riktlinjerna år 2013 (Tabell 1-3). Kartorna visar dock medelvärdet för ett år vilket medför att vetskap om antal dagar under året som har haft höga värden saknades vilket

medför att det inte går att dra några slutsatser om huruvida de modellerade koncentrationerna översteg riktlinjerna för dygnsmedelvärden (Figur 7-11). Vid Vavihill och Utö där dygnsmedelvärden med avseende på alla emissionskällor anges, ses att koncentrationerna av $PM_{2,5}$ vid Vavihill och Utö samt PM_{10} var i storleksordning kring riktvärdena med avseende på årsmedelvärde men inte med avseende på timmedelvärdet (Tabell 22 och Bilaga 1). Med tanke på partiklars negativa effekter på människors hälsa är detta något som bör uppmärksammas.

Jonson et al. (2015) har studerat spridningen av luftföroreningar från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön med EMEP-modellen för år 2009 och 2011 med syfte att undersöka vilka förbättringar införandet av uppdateringarna i svaveldirektivet 2010 resulterade i. Studien visade att bidraget till länderna runt Östersjön var mindre än runt Nordsjön eftersom fartygsutsläppen var lägre i Östersjön jämfört med Nordsjön. Detta överensstämmer med denna studie då högre koncentrationer generellt modellerats till områden i Nordsjön jämfört med Östersjön (Figur 7-11). Då resultatet för spridning av föroreningar i studien av Jonson et al. (2015) presenterades med kartor och inga exakta siffror gjorde det svårt att uppskatta skillnader i koncentrationer.

5.3 MODELLERADE DEPOSITIONSMÄNGDER

Våt- och torrdeposition av oxiderat kväve och svavel stod för en betydande del av totala depositionen från alla emissionskällor kring Östersjön och Nordsjön (Figur 12-15). Deposition av svavel och kväve är viktiga faktorer till försurning av hav och sjöar. Då Östersjön och Nordsjön står inför hot av försurning är det viktigt att belysa att sjöfarten står för en betydande andel av dessa utsläpp (Schulz et al., 2013). Detta gör det viktigt att belysa resultaten från denna studie.

Våtdepositionen av oxiderat kväve och svavel var spridd över en större yta än torrdepositionen av samma ämnen (Figur 12-15). Torrdepositionen orsakad av sjöfarten stod för en högre procentuell andel än bidrag av våtdeposition. Det ackumulerade procentuella bidraget av torrdeposition var högre för svavel än kväve medan det procentuella bidraget av föroreningarna i våtdeposition och det procentuella medelvärdet lika varandra (Tabell 16-19).

Våtdepositionen var som högst vid kusten vilken kan bero på att det oftast är i dessa områden som det regnar mest, vilket resulterar i en ökad våtdeposition (Figur 13 och 15). Detta resulterar i att det deponeras som mest föroreningar i de länder som har en lång kuststräcka. Detta överensstämmer med studien av Jonson et al. (2015) där det konstaterades att deposition av kväve från fartyg var hög i haven och i närområdena med de allra högsta halterna längs kustlinjerna.

En faktor som kan ha orsakat att de undersökta föroreningarna spreds olika långa sträckor är mängd våtdeposition och depositionshastigheten vilket främst beror på föroreningens storlek, täthet, densitet och form. Markytans skrovlighet samt friktionshastighet har också en inverkan på deponeringen (Seinfeld och Pandis, 2006).

I studien av Jonson et al. (2015) visades att totala depositionen oxiderat kväve som sjöfarten i Östersjön och Nordsjön stod för 2009 var 17 % i Östersjön och 18 % i Nordsjön. Här visades att i Östersjöområdet 2013 var medelvärdet av torrdepositionen av oxiderat kväve 19,5 % och våtdepositionen oxiderat kväve 15,4 %. Av totala depositionen oxiderat svavel i Östersjön stod sjöfarten för 21 % och i Nordsjön 26 % 2009. I Östersjöområdet 2013 var medelvärdet av torrdepositionen av oxiderat svavel var 17,6 % och våtdepositionen oxiderat svavel 8,4 %. Då totala mängden av oxiderat svavel och oxiderat kväve inte beräknats är det svårt att göra någon exakt jämförelse. Vid en översiktlig jämförelse sågs att depositionen av oxiderat svavel minskat mer än oxiderat kväve från 2009 till 2013. En anledning till detta kan antas vara de nya reglerna som implementerats rörande tillåten svavelmängd i bränslet (Miljödepartementet, 2013).

5.4 MODELLVALIDERING

Valideringen av de modellerade koncentrationerna av kvävedioxid, svaveldioxid, $PM_{2,5}$ och PM_{10} vid Vavihill och Utö 2013 visade på en relativt god överensstämmelse med observerad data, en statistisk signifikans samt en positiv korrelation. EMEP-modellen underskattade koncentrationerna nära ytan av kvävedioxid, svaveldioxid och $PM_{2,5}$ på Utö samt svaveldioxid, $PM_{2,5}$ och PM_{10} vid Vavihill medan modellen överskattade koncentrationerna av kvävedioxid vid Vavihill (Tabell 21-22). De högsta observerade dygnsmedelvärdena fångades mindre tydligt av EMEP-modellen (Bilaga 1).

Då atmosfäriska modeller inte exakt kan avbilda det dynamiska kaos som råder i atmosfären är det viktigt att ha i åtanke att inga perfekta statistiska resultat kan förväntas vid statistisk analys av atmosfäriska modeller. Valideringsresultat kan variera kraftigt för samma parametrar olika år vilket gör det betydelsefullt att tydliggöra att valideringen endast genomfördes för år 2013 (Wilks, 2014).

Den relativa biasen hade ett positivt värde för alla jämförelser med undantag för koncentrationen kvävedioxid vid Vavihill (Tabell 22). Utifrån definitionen av relativ bias i denna studie (Ekvation 25) underskattade EMEP-modellen koncentrationerna för de två mätplatserna 2013. Detta samband sågs även i spridningsdiagrammen (Figur 17) samt i månadsdiagrammen (Figur 16). En orsak till underskattningen kan vara att de angivna fartygsemissionerna i modellen var för låga. En ytterligare tänkbar orsak till att modellen inte överensstämde helt med verkligheten var att observerad data som från punktmätningar medan modellerad data var från en gridruta med storleken 50 kilometer $\times$ 50 kilometer. Som tidigare nämnts resulterade modellens upplösning i att variationer i gridrutan försvann och om koncentrationen vid mätplatsen var högre än medelvärdet för gridrutan har denna variation upphört att synas då gridrutans medelvärde beräknades. Detta kan också antas vara en orsak till att modellen hade viss svårighet att träffa maxvärdena (Bilaga 1). En annan tänkbar anledning till att vissa värden modellerats sämre är att någon meteorologisk förändring skett som modellen har problem att räkna ut de exakta effekterna av. En ytterligare faktor som kan antas ha kunnat påverka valideringsstudien är att mätningarna av föroreningarna inte gjordes på exakt samma höjd som för modelleringen.

Uppmätt data angavs för flera av föroreningarna med avseende på timmedelvärde som beräknades om till dygnsmedelvärde. Vid vissa dygn fanns endast ett få antal timmedelvärden (Tabell 7-8), vilket kan ha gett missvisande resultat då koncentrationen kan antas variera över dygnet. För vissa föroreningar saknades mätdata för vissa perioder. Dessa datum exkluderades från den statistiska analysen vilket kan ha påverkat resultatet då överensstämmelsen av de modellerade koncentrationerna varierade under året. Dock kunde ingen karakteristisk trend för vilken tid på året modellen överensstämde som bäst med uppmätt data ses (Figur 16).

Inget tydligt samband för vilken av de två platserna modellen stämde bäst överens med kunde ses. Korrelationskoefficienten av de undersökta ämnena var närmare ett för Vavihill än vid Utö. Den relativa biasen var lägre för svaveldioxid i Vavihill men kvävedioxid och partiklar på Utö. RMSE var lägre för kvävedioxid och partiklar medan högre för svaveldioxid vid Utö (Tabell 22-23).

5.5 FORTSATTA STUDIER

Sjöfartens bidragande till luftföreningar i atmosfären samt depositionen har belysts. Då sur nederbörd och förorenad luft är ett aktuellt problem krävs mer forskning inom området för att finna de mest effektiva lösningarna på detta samhällsproblem. Förslag på fortsatta studier har identifierats samt begränsningar i denna studie som bör förbättras i vidare arbete.

Denna studie har genomförts för år 2011, 2012 och 2013 med en valideringsstudie för 2013. För att erhålla mer robusta resultat krävs analys över en längre tidsperiod. Slutsatserna som dras gäller endast de undersökta åren 2011, 2012 och 2013. Ny reglering av tillåten viktprocenthalt svavel i bränslet infördes i januari 2015 vilket gör det av intresse att genomföra körningar för 2015 och följande år för att analysera utfallet av den nya lagimplementeringen (Aardenne et al., 2013). Med resultat från framtida körningar kan även studier göras angående vilken inverkan de minskade svavelhalterna i bränslet har på koncentrationen av partiklar i atmosfären. Detta kan ge en uppfattning om effektiviteten av den nya regleringen vilket kan jämföras med studier där ny teknik för rening av luftföroreningar studerats.

På grund av den använda modellens upplösning föreslås fortsatta studier med bättre upplösning på modellen för att kunna undersöka påverkan på lokal nivå samt undvika att de högsta och lägsta värdena jämnas ut vid beräkning av medelvärdet över en stor yta.

Valideringen av EMEP-modellen visade på en överlag god överensstämmelse med observerad data för Vavihill och Utö. I framtida studier skulle det vara intressant att utföra validering för varje månad samt för varje timme på dygnet separat. Detta för att mer noggrant undersöka modellens prestanda de olika säsongerna och över dygnet.

Meteorologin har inte beaktats vid tolkning av resultaten. Eftersom meteorologin har en inverkan på spridningen av luftföroreningar bör det inkluderas i fortsatta studier (Eyring et al., 2005; Vallero, 2014). Det hade varit av intresse att se hur känslig modellen är för

variation av olika meteorologiska parametrar samt att undersöka hur väl modellen fungerar vid extrema meteorologiska förhållanden. Skillnaderna för de tre undersökta åren kan bero på skillnader i meteorologi snarare än emissionshalter vilket hade varit intressant att undersöka närmare. Vid mer tid hade en mer djupgående studie kunnat genomföras med djupare analys av fler parametrar och därmed identifiera modellens förbättringsområden. Detta examensarbete gav en övergripande beskrivning av situationen och ytterligare studier med en mer fördjupad analys av parametrar behöver genomföras.

Valideringsstudier för depositions mängden är något som bör inkluderas i framtida studier då det finns en del osäkerheter vid modellering av deposition (Gauss et al., 2015). För mätstationerna vid Vavihill och Utö saknades tillräckligt med uppmätt data av deposition av föroreningarna för att en validering skulle kunna anses vara representativ.

Det bör också undersökas hur stor inverkan det har på resultatet att flera länder inte rapporterar sina utsläpp. För att erhålla mer robusta resultat som baseras på observerad indata bör det införas mer kontroll på indata och hårdare krav för länder att rapportera material om utsläppsmängder.

För att kartlägga hur olika typer av partiklar sprids samt vilken sammansättning partiklarna från sjöfarten har bör förslagsvis partiklarnas olika komponenter modelleras var för sig. Detta är möjligt att göra i EMEP-modellen och är extra intressant då hårdare reglering kring svavelinnehåll resulterat i en minskning av sulfatpartiklar vilket gör att partiklar med ursprung ur kväveutsläpp från sjöfarten kan antas stå för en större andel av partikelhalten i framtiden. Det är även av intresse att undersöka den förväntade effekten av införandet av NECA i Östersjön och Nordsjön.

I denna modelleringsstudie ingick enbart internationella sjöfartsemissioner. I fortsatt arbete hade det varit av intresse att även inkludera nationella emissioner. I dagsläget är det svårt att inräkna dessa emissioner i EMEP-modellen utan att inkludera övriga kategorier i SNAP 8. Bidragande faktorer till dessa svårigheter är att det saknas tydliga definitioner för vad som ingår i de olika kategorierna samt att flera nationers årliga rapporter av emissionshalter är ofullständiga (Nyiri, 2016).

I en studie av Andersson (2010) har det belysts att mängden torrdeponerat oxiderat kväve och svavel har större säsongsvariation än våtdepositionen av samma ämnen. Detta gör det intressant att utföra en djupare analys av hur spridningsmönstret varierar under året vid olika meteorologiska förhållanden.

5.6 SAMMANFATTNING AV DISKUSSIONEN

Sammanfattningsvis visas att sjöfarten i Östersjön och Nordsjön är en viktig källa till höga koncentrationer av luftföroreningarna kväveoxid, kvävedioxid, svaveldioxid och partiklar samt till deposition av oxiderat kväve och svavel. Sjöfartens emissioner bidrar med höga koncentrationer främst vid farlederna och vid kustområdet men även över större områden till havs och över land där många människor exponeras. Med avseende

på luftföroreningars negativa effekter som ligger till grund för flera aktuella problem tydliggör studien att fortsatt förbättringsarbete inom sjöfartssektorn krävs. För att bästa möjliga teknik skall kunna tas fram och den mest hållbara regleringen skall införas behövs mer kunskap inom ämnet vilket motiverar fortsatta studier. Vid sammanvägning av den statistiska analysen dras slutsatsen att modellen stämde tillräckligt bra med verkligheten för att kunna ge en övergripande bild av spridning av luftföroreningar från sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013.

6. SLUTSATSER

- Procentuell andel av total koncentration av svaveldioxid, kväveoxider och partiklar i Östersjöområdet från alla emissionskällor som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön år 2013 var enligt beräkningar i EMEP-modellen följande:

Kväveoxid: Medelvärde av den procentuella andelen var 23,6 % och det största procentuella bidraget 89,3 %.

Kvävedioxid: Medelvärde av den procentuella andelen var 22,0 % och det största procentuella bidraget 83,2 %.

Svaveldioxid: Medelvärde av den procentuella andelen var 20,9 % och det största procentuella bidraget 88,4 %.

PM_{2,5}: Medelvärde av den procentuella andelen var 5,6 % och det största procentuella bidraget 21,6 %.

PM₁₀: Medelvärde av den procentuella andelen var 4,9 % och det största procentuella bidraget 13,2 %.

- Emissionerna från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön resulterade i högst koncentrationer längs farlederna och i dess närområden år 2013. Betydande halter av de undersökta föroreningarna modellerades även till stora områden över norra Europa som södra Norge och Sverige, Danmark, norra Tyskland, Nederländerna, Polen, Frankrike och Belgien samt över de västra delarna av Estland, Lettland och Litauen. Föroreningarna spreds även till stora havsområden i Östersjön och södra Nordsjön.
- Den procentuella andelen av totala mängden oxiderat svavel och kväve som deponeras i Östersjöområdet år 2013 som orsakades av den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön var enligt beräkningar i EMEP-modellen följande:

Torrdeposition av oxiderat kväve: Medelvärde var 19,5 % och det största procentuella bidraget 47,8 %.

Våtdeposition av oxiderat kväve: Medelvärde var 15,4 % och det största procentuella bidraget 28,9 %.

Torrdeposition av oxiderat svavel: Medelvärde var 17,6 % och det största procentuella bidraget 84,3 %.

Våtdeposition av oxiderat svavel: Medelvärde var 8,4 % och det största procentuella bidraget till 29,4 %.

- Emissionerna från den internationella sjöfarten i Östersjön och Nordsjön resulterade i högst deposition av oxiderat kväve och svavel längs Sveriges västkust, södra Norge, i farleden norr om Danmark, vid inloppet till Engelska kanalen samt över havsområdet norr om Belgien och Nederländerna. Den ackumulerade mängden deposition av oxiderat kväve och svavel var även av betydande storlek över ett stort område kring farlederna i södra och mellersta Sverige, södra Finland, Estland, Lettland, Litauen, Danmark, norra Tyskland, Frankrike, Polen samt Nederländerna, Belgien och Storbritannien. Våtdepositionen spreds sig över ett större område än torrdepositionen för oxiderat svavel och kväve.
- Modellerade koncentrationer av svaveldioxid, kvävedioxid, $PM_{2,5}$ samt PM_{10} stod sig relativt väl mot mätningar vid Vavihill i Skåne samt Utö i finska skärgården år 2013.

REFERENSER

- Aardenne, J., Colette, A., Degraeuwe, B., Hammingh, P., Viana, M., Vlieger, I. de, 2013. The impact of international shipping on European air quality and climate forcing (No. ISSN 1725-2237), *EEA (European Environment Agency) Technical report*.
- Alm, S.E., Britton, T., 2008. *Stokastik, Sannoliketsteori och statistiskteori med tillämpningar*. Liber, Stockholm.
- Andersen, J.H., Korpinen, S., Laamanen, M., Wolpers, U., Claussen, U., Durkin, M., Hasselström, L., Ljungberg, R., Meski, L., Murray, C., Reker, J., Soutukorva, Å., Stankiewicz, M., Zweifel, U.L., 2010. Ecosystem Health of the Baltic Sea, HELCOM Initial Holistic Assessment (No. 122), *Baltic Sea Environment Proceedings*.
- Andersson, P., Håkansson, B., Håkansson, J., Sahlsten, E., 2008. Marine Acidification On effects and monitoring of marine acidification in the seas surrounding Sweden (No. 92), *SMHI Report*.
- Andersson, S., Omstedt, G., 2009. Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO2 och bensen (No. Nr 137), *Meteorologi*.
- Arya, S.P., 1999. *Air Pollution Meteorology and Dispersion*. Oxford University Press, USA.
- Bernes, C., å.s. luftförorening - Uppslagsverk - NE [WWW Document]. URL <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/luftf%C3%B6rorening> (accessed 10.26.15).
- Chen, G., Huey, L., Trainer, D., Nicks, J., Corbett, J., Ryerson, D., Parrish, J., Neuman, A., Noeak, J., Tanner, D., Holloway, J., Brock, C., Crawford, J., Olson, J., Sullivan, A., Weber, R., Schauffler, S., Donnelly, S., Atlas, E., Roberts, J., Flocke, F., Hübler, G., Fehnsenfeld, F., 2005. An investigation of the chemistry of ship emission plumes during ITCT 2002 (No. 10.1029/2004JD005236), *Journal of Geophysical Research*.
- CleanShip, 2013. Cleanship, Clean Baltic Sea Shipping [WWW Document]. URL http://www.clean-baltic-sea-shipping.com/uploads/files/CLEANSHIP_final_report_for_download.pdf (accessed 10.28.15).
- CLS -KNMI – ESA, 2009. NO2 map placed on top of the shipping route map [WWW Document]. URL http://www.esa.int/spaceinimages/Images/2009/05/NO2_map_placed_on_top_of_the_shipping_route_map (accessed 2.22.16).

- Colette, A., Granier, C., Hodnebrog, Ø., Jakobs, H., Maurizi, A., Nyiri, A., Bessagnet, A., D'Angiola, A., D'Isidoro, M., Gauss, M., Meleux, F., Memmesheimer, M., Mieville, A., Rouil, L., Russo, F., Solberg, S., Stordal, F., Tampieri, F., 2011. Air quality trends in Europe over the past decade: a first multi-model assessment, *Atmos. Chem. Phys.*
- Corbett, J.J., Fischbeck, P., 1997. Emissions from Ships (No. 278.5339), *Science*, vol 11.
- Corbett, J.J., Winebrake, J.J., Green, E.H., Kasibhatla, P., Eyring, V., Lauer, A., 2007. Mortality from Ship Emissions: A Global Assessment (No. 8512-8518), *Environmental Science & Technology*, vol 41.
- EMEP, 2015a. The EMEP grid [WWW Document]. URL http://emep.int/mscw/index_mscw.html (accessed 2.17.16).
- EMEP, 2015b. The EMEP/MSW Model - User's Guide [WWW Document]. URL ftp://ftp.met.no/projects/emep/OpenSource/201409/userguide_rv4_5.pdf (accessed 11.12.15).
- European Environment Agency, 2008. Dispersal of air pollutants. Köpenhamn [WWW Document]. URL <http://www.eea.europa.eu/downloads/329bf6e35046d7f03f0649f6cb2b2022/1229692944/page005.html.pdf> (accessed 11.04.15).
- Eyring, V., Isaksen, I.S.A., Berntsen, T., Collins, W.J., Corbett, J.J., Endresen, O., Grainger, R.G., Moldanova, J., Schlager, H., Stevenson, D.S., 2009. Transport impacts on atmosphere and climate: Shipping (No. 4735-4771), *Atmospheric Environment*, vol 44.
- Eyring, V., Köhler, H., van Aardenne, J., Lauer, A., 2005. Emissions from international shipping: 1. The last 50 years, *Journal of Geophysical Research*.
- Fagerli, H., Tsyro, S., Tsyro, A.C., Simpson, D., Schulz, M., Gauss, M., Jonson, J-E., Benedictow, A., Wind, P., Nyiri, A., Steensen, , 2015. EMEP/MSW model performance for Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components, *EMEP Status Report 1/2015*, Norwegian Meteorological Institute.
- Fairall, C., Bradley, E.F., Rogers, D.P., Edson, J., Young, G., 1996. Bulk parameterization of air-sea fluxes for the Tropical Ocean Global Atmosphere Coupled Ocean-Atmosphere Response Experiment (TOGA-COARE), *Journal of Geophysical Research*.
- Finska Meteorologiska Institutet, u.å. Mittausasema Länsi-Turunmaa : Utö [WWW Document]. URL <http://www.ilmanlaatu.fi/mittaaminen/verkot/asemat/asemat.php?nws=1&ss=349> (accessed 12.10.15).

- Fridell, E., Jernström, M., Segersson, D., 2008. Översyn av sjöfartens emissioner av luftföroreningar, *Svenska Miljö Emissions Data No. 1653-8108*.
- Fuglestad, J., Berntsen, T., 2009. Shipping Emissions: From Cooling to Warming of Climates and Reducing Impacts on Health (No. 9057-9062), *Environmental Science & Technology*, vol 43.
- Gauss, M., Tsyro, S., Benedicrow, A.C., Hjellbrekke, A.-G., Solberg, S., 2015. EMEP/MSC-W model performance for acidifying and eutrophying components, photo-oxidants and particulate matter in 2013, *Supplementary material to the EMEP Status Report 1/2015*, Norwegian Meteorological Institute.
- Grandin, U., 2002. Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare, Naturvårdsverket.
- Grimvall, A., Hjerpe Olausson, J., Sundblad, E.-L., Woxenius, J., 2014. Sjöfarten kring Sverige och dess påverkan på havsmiljön, *Havsmiljöinstitutet (No. ISBN: 978-91-637-5738-9)*.
- Havsmiljöinstitutet, 2014. Sjöfarten kring Sverige och dess påverkan på havsmiljön *Havsmiljöinstitutets rapport (2014:4)*.
- Helsel, D., Hirsch, R., 2002. *Hydrologic Analysis and Interpretation; Statistical Methods in Water Resources*.
- International Maritime Organization, 2016. IMO (International Maritime Organization) [WWW Document]. URL <https://business.un.org/en/entities/13> (accessed 1.3.16).
- International Maritime Organization, 2015a. Pollution Prevention [WWW Document]. URL <http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/PollutionPrevention/Pages/Default.aspx> (accessed 11.18.15).
- International Maritime Organization, 2015b. Prevention of Air Pollution from Ships [WWW Document]. URL <http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/PollutionPrevention/AirPollution/Pages/Air-Pollution.aspx> (accessed 11.18.15).
- IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2015. Information om mätstation [WWW Document]. URL [http://www3.ivl.se/db/plsql/dvst_meta_stat\\$b1.QueryViewByKey?P_STAT_ID=106&Z_CHK=39128](http://www3.ivl.se/db/plsql/dvst_meta_stat$b1.QueryViewByKey?P_STAT_ID=106&Z_CHK=39128) (accessed 1.14.16).
- Jacobson, M.Z., 2002. *Atmospheric Pollutions, History, Science and Regulation*. Cambridge.

- Jonson, J., Jalkanen, J., Johansson, L., Gauss, M., Denier van der Gon, H.A., 2015. Model calculations of the effects of present and future emissions of air pollutants from shipping in the Baltic Sea and the North Sea (No. 783-798), *Atmos. Chem. Phys.*, 15.
- Kinney, P.L., 2008. Climate Change, Air Quality, and Human Health, *American Journal of Preventiv Medicine* (Volume 35, Issue 5).
- Lighthouse, 2015. Lighthouse [WWW Document]. URL <http://www.lighthouse.nu/> (accessed 10.27.15).
- Miljödepartementet, 2013. Uppdrag att lämna underlag inför genomförande av skärpta krav på svavelhalten i marina bränslen, [WWW Document]. URL <http://www.regeringen.se/contentassets/aa876598dc384d8b9bcd33db3036bf2e/uppdrag-att-lamna-underlag-infor-genomforande-av-skarpta-krav-pa-svavelhalten-i-marina-branslen>
- Monks, P., Granier, C., Fuzzi, S., Stohl, A., Williams, M., Akimoto, H., Amann, M., Baklanov, A., Baltensperger, U., Bey, I., Blake, N., Blake, R., Carslaw, K., Cooper, O., Dentener, F., Fowler, D., Fragkou, E., Frost, G., Generoso, S., Ginoux, P., Grewe, V., Guenther, A., Hansson, H., Henne, S., Hjorth, J., Hofzumahaus, A., Huntrieser, H., Isaksen, I.S., Jenkin, M., Kaiser, J., Kanakidou, M., Klimont, Z., Kulmala, M., Laj, P., Lawrence, M., Lee, J., Liousse, C., Maione, M., McFiggans, G., Metzger, A., Mieville, A., Moussiopoulos, N., Orlando, J., O'Down, C., Palmer, P., Parrish, D., Petzold, A., Platt, U., Pöschl, U., Prévot, A.S., Reeves, C., Reimann, S., Rudich, Y., Sellegri, K., Steinbrecher, R., Simpson, D., ten Brink, H., Theloke, J., van der Werf, G., Vautard, R., Vestreng, V., Vlachokostas, C., von Glasow, R., 2009. Atmospheric composition change - global and regional air quality, *Atmospheric Environment* (vol 43 No. 5268-5350).
- Monn, C., 2000. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone, *Atmospheric Environment* 44.
- Naturvårdsverket, 2015a. Fakta om svaveldioxid i luft [WWW Document]. URL <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftfororeningar/Svaveldioxid/> (accessed 10.28.15).
- Naturvårdsverket, 2015b. Svaveldioxidutsläpp till luft från internationellt flyg och sjöfart - Naturvårdsverket [WWW Document]. URL <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Svaveldioxid-till-luft-internationellt/> (accessed 10.22.15).
- Naturvårdsverket, 2015c. Fakta om kvävedioxider i luft [WWW Document]. URL <http://n159adserv.com/ads?key=e5c376de23084a9a4e9100a15d97136d&width=0&height=0> (accessed 10.26.15).

- Naturvårdsverket, 2015d. Miljöövervakningens programområde Luft. [WWW Document]. URL <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Miljoovervakning/Programomrade-Luft/> (accessed 10.15.15).
- Naturvårdsverket, 2014a. Luftguiden, Handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft (No. ISBN 978-91-620-0178-0). Stockholm, *Naturvårdsverket*.
- Naturvårdsverket, 2014b. Luftguiden; Handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft (No. ISSN 1650-2361), *Naturvårdsverket*.
- Ramanathan, V., Crutzen, P., Kiehl, J., Rosenfeld, 2001. Aerosols, Climate, and the Hydrological Cycle (No. 1064034), *Science*.
- Raven, P.H., Berg, L.R., 2006. *Environment*, 5th ed. John Wiley & Sons.
- Schulz, M., Gauss, M., Benedictow, A.C., Eiof Jonson, J., Tsyro, S., Nyiri, A., Simpson, D., 2013. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2011. EMEP Report 1/2013
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2006. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, 2nd Edition. *John Wiley & Sons*
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L., Fagerli, H., Flechard, C., Hayman, G., Gauss, M., Jonson, J., Jenkin, M., Nyiri, A., Richter, C., Semeena, V., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, A., Wind, P., 2012. The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description (7825-7865), *Atmos. Chem. Phys.*, vol 12.
- Simpson, D., Winiwarter, W., Börjesson, G., Cinderby, S., Ferreira, A., Guenther, A., Hewitt, N., Janson, R., Khalil, M.A., Owen, S., Pierce, T. E., Puxbaum, H., Shearer, M., Skiba, U., Steinbrecher, R., Tarrasón, L., Öquist, M.G., 1999. Inventorying emissions from nature in Europe, *Journal of Geophysical Research*, vol 104.
- Sjöberg, K., Peterson, K., 2014. Utredning avseende flytt av mätstationen Vavihill (No. U4824). IVL Svenska Miljöinstitutet. [WWW Document]. URL <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:748240/FULLTEXT01.pdf> (accessed 01.14.16).
- Sjöberg, K., Phil Karlsson, G., Svensson, A., Wängberg, I., Brorström-Lundén, E., Hansson, K., Potter, A., Rehngren, E., Sjöblom, A., Areskoug, H., Kreuger, J., Södergren, H., Andersson, C., Holmin Fridell, S., Andersson, S., 2013. Nationell Miljöövervakning - Luft. [WWW Document]. URL <http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b7663/1449742852617/B2109.pdf> (accessed 02.25.16).

- SMHI, 2015a. Atmosfärens olika lager [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/atmosfarens-olika-lager-1.5838> (accessed 02.26.16).
- SMHI, 2015b. EMEP-modellen: EMEP Unified Model. [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller/mer-om-modellerna/emep> (accessed 10.15.15).
- SMHI, 2014a. Svaveldioxid [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/svaveldioxid-1.19621> (accessed 10.22.15).
- SMHI, 2014b. Havets förurning [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/havetsforurning> (accessed 2.20.16).
- SMHI, 2014c. Kvävedioxid [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/kvavedioxid-1.19620> (accessed 11.4.15).
- SMHI, 2014d. Partiklar [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/partiklar-1.19671> (accessed 11.16.15).
- Svendsen, L.M., Staaf, H., Gustafsson, B., Pyhälä, M., Kotilainen, P., Bartnicki, J., Knuuttila, S., Durkin, M., 2013. Review of the Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting, Helsinki Commission Baltic Marine *Environment Protection Commission Baltic Sea Environment Proceedings No. 141*.
- Transportstyrelsen, 2015. Svavelkontrollområde (SECA) [WWW Document]. URL <https://www.transportstyrelsen.se/sv/Sjofart/Miljo-och-halsa/Luftfororening/SOx---svaveloxider/Kommande-krav/> (accessed 2.22.16).
- Transportstyrelsen, u.å. Svavelkontrollområde (SECA) [WWW Document]. URL <https://www.transportstyrelsen.se/sv/sjofart/Miljo-och-halsa/Luftfororening/SOx---svaveloxider/Kommande-krav/> (accessed 10.29.15).
- Uppsala Universitet, 2013. About UPPMAX [WWW Document]. URL <http://www.uppmix.uu.se/about-uppmix> (accessed 2.14.16).
- Utö, 2015. Utö [WWW Document]. URL <http://www.uto.fi/2.0/main.php?lang=se> (accessed 01.05.16).
- Vallero, D., 2014. *Fundamentals of Air Pollution*. ELSEVIER, USA.
- Vestreng, V., 2003. Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC_W Status Report 2003. Norwegian Meteorological Institute, Oslo. URL [WWW Document] http://emep.int/publ/reports/2003/mscw_note_1_2003.pdf (accessed 10.29.15).
- Volker, M., Bewersdorff, I., Aulinger, A., Quante, M., 2010. The contribution of ship emissions to air pollution in the North Sea regions, *Elsevier*. Geesthacht.

Wilks, D.S., 2014. International Geophysics, 100 : Statical Methods in the Atmospheric Sciences, 2nd Edition. ed, *International Geophysics Series*.

Winnes, C., Moldanová, J., Anderson, M., Fridell, E., 2014, On-board measurements of particle emissions from marine engines using fuels with different sulphur content, *Journal of Engineering for the Maritime Environment*.

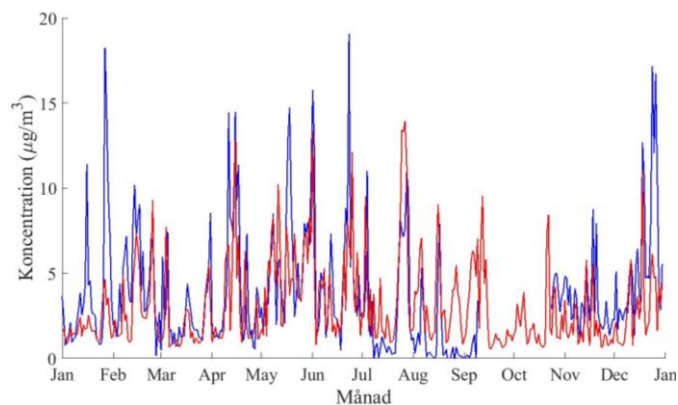
World Health Organization, 2006. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update , Summary of risk assessment. [WWW] Document (accessed 11.10.15) URL http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf).

PERSONLIG KOMMUNIKATION

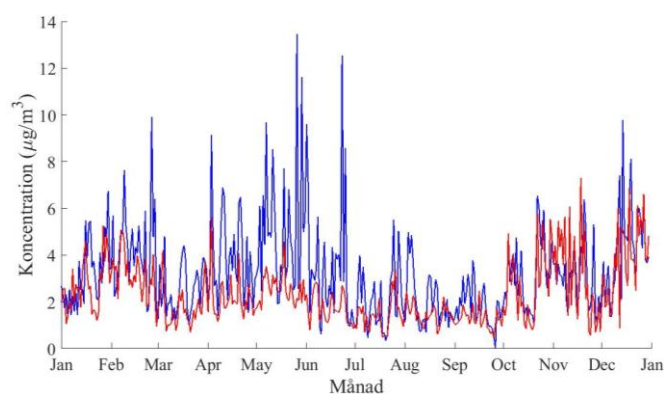
Agnes Nyiri, Norwegian Meteorological Institute, Telefonsamtal (29.02.16)

Bilaga 1: Uppmätta och modellerade koncentrationer, dygnsmedelvärde.

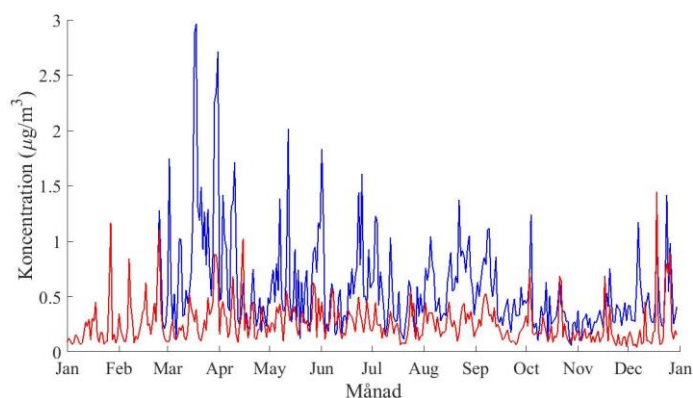
Nedan presenteras uppmätt och modellerade dygnsmedel för koncentration av NO_2 , SO_2 , och $\text{PM}_{2,5}$ för år 2013 vid markytan på Utö (Figur 18(a-c)).



a) $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) år 2013



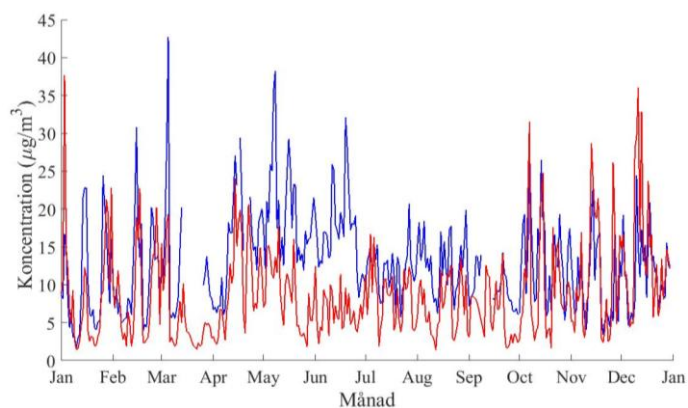
b) NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) år 2013



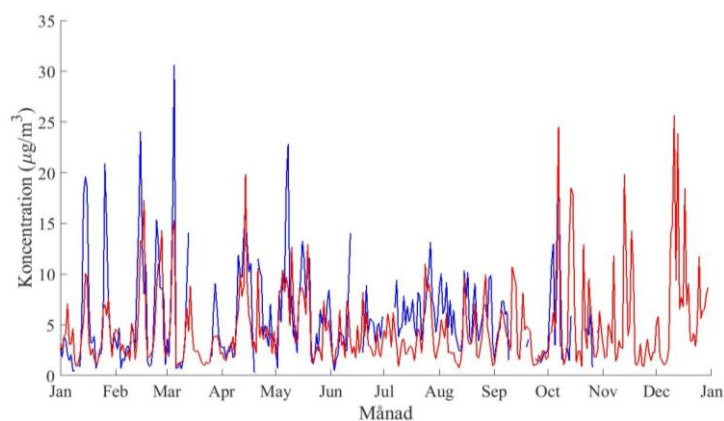
c) SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) år 2013

Figur 18. Uppmätt och modellerad koncentration av NO_2 , SO_2 och $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid markytan på Utö år 2013 med avseende på dygnsmedelvärde. Den blå linjen motsvarar uppmätta värden och den röda linjen visar värdena från EMEP- modellen.

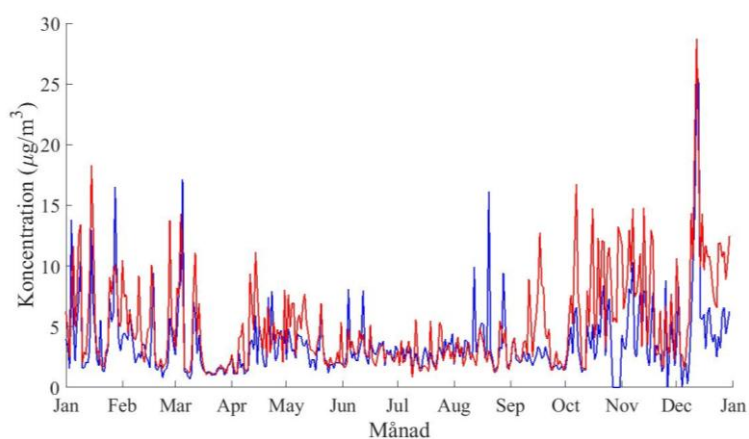
Nedan presenteras uppmätt och modellerade dygnsmedel för koncentration av NO_2 , SO_2 , PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$ för år 2013 vid markytan i Vavihill (Figur 19(a-d)).



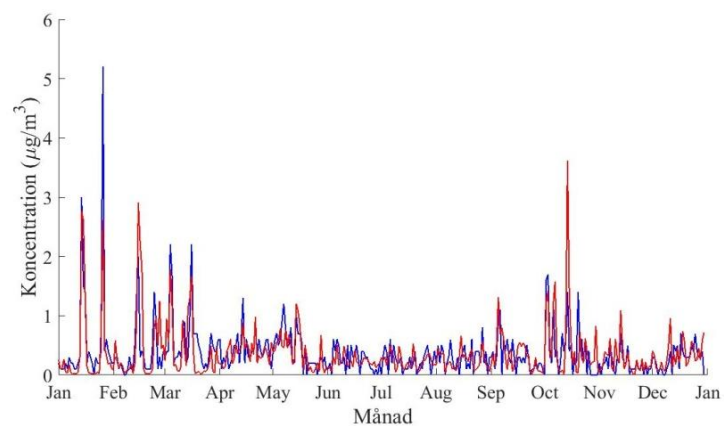
a) PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) år 2013



b) $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) år 2013



c) NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) år 2013



d) SO_2 ($\mu g/m^3$) år 2013

Figur 19. Uppmätt och modellerad koncentration av NO_2 , SO_2 , PM_{10} och $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) vid markytan vid Vavihill år 2013 med avseende på dygnsmedelvärde. Den blå linjen motsvarar uppmätta värden och den röda linjen visar värdena från EMEP-modellen.