



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2011

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 30

2012



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2011

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 30

2012

Thomas Ellermann
Helle Vibeke Andersen
Rossana Bossi
Jesper Christensen
Per Løfstrøm
Christian Monies
Lone Grundahl
Camilla Geels

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 30
Titel:	Atmosfærisk deposition 2011
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl, Camilla Geels
Afdeling:	Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
URL:	http://www.dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2012
Faglig kommentering:	Ole Hertel
Finansiell støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2012: Atmosfærisk deposition 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 82s. –Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 30.
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2011 beregnet til hhv. 79 og 60 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 34 og 31 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2011 beregnet til ca. 13 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 73 % siden 1989. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2011 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60% af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddedeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt, hvor kvalitet af modelberegninger af ammoniakdeposition vurderes på basis af sammenligning med målinger på naturstationerne.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Omslagsfoto:	Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-8792825-58-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	82
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på centrets hjemmeside http://www2.dmu.dk/Pub/SR30.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Sammenfatning 5

Forord 7

1 Indledning 8

- 1.1 Overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Vejret i 2011 13

2 Kvælstof 18

- 2.1 Kvælstofdeposition i 2011 18
- 2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande 20
- 2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder 21
- 2.4 Kilder til kvælstofdeposition 22
- 2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen 24
- 2.6 Grænseværdier for NO_x til beskyttelse af vegetation 25
- 2.7 Ammoniak og naturmålestationerne 26
- 2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala 35

3 Fosfor 42

4 Svovl 44

- 4.1 Svovldeposition i 2011 44
- 4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder 46
- 4.3 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation 47
- 4.4 Udviklingstendenser for svovldepositionen 49

5 Tungmetaller 51

6 Ozon og vegetation 57

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer 61

- 7.1 Våddeposition af pesticider 61
- 7.2 Våddeposition af nitrophenoler 63
- 7.3 Våddeposition af PAH 64

8 Fokuspunkt: Validering af DAMOS/OML-DEP – sammenligning af målte og beregnede ammoniakkoncentrationer med fokus på naturstationerne 66

- 8.1 Indledning 66
- 8.2 Metode 66
- 8.3 Validering 69
- 8.4 Konklusion 73

9 Referencer 75

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder 81

Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer 82

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra 2011. Overvågningen indgår som en del af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). Rapporten opsummerer hovedresultaterne vedrørende måling og beregning af atmosfæriske koncentrationer og depositioner af kvælstof-, fosfor- og svovlforbindelser, udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2011 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM til 79 ktons N (7,4 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 60 ktons N (14 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 34 og 31% i perioden 1989-2011. Faldet i kvælstofafsætningen er relativt jævnt gennem hele perioden. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold fra år til år. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark.

Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på udvalgte naturmålestationer samt detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger udføres med lokalskala-modellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2011 til de indre danske farvande (31.500 km²) og landområder (43.000 km²) estimeres til hhv. ca. 130 tons P og ca. 170 tons P. Det vurderes, at der ikke er sket væsentlige ændringer i koncentrationer og depositioner af fosfor i perioden 1989-2011.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2011 beregnet med DEHM til ca. 13 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 73% siden 1989. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001, hvorefter depositionen har været forholdsvis konstant indtil 2007, hvor der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. Faldet i depositionen følger udviklingstendensen for de europæiske emissioner af svovl.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2011 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 20 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne til mellem 16 og 60% af niveauet i 1990. Størst fald ses for bly og cadmium. For de fleste af tungmetallerne har faldet været størst i perioden frem til sidste halvdel af 1990'erne, hvorefter ændringerne har været forholdsvis små.

Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på omtrent samme niveau siden slutningen af 1980'erne. Middel af AOT40 (mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for perioden fra 2007-2011 ligger under 6.000 ppb·timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). Der er dermed ingen overskridelse af

EU's målværdi, som er gældende fra 2010. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb·timer) blev i 2011 kun overskredet ved Risø.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø, Roskilde viser, at våddeposition i 2011 lå på omkring 33 og 126 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for pesticider (19 stoffer), hvor af mere end 80% stammer alene fra MCPA og prosulfocarb. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på omkring 650 og 500 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og depositionen af PAH (21 stoffer) lå på 42 og 20 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt med en vurdering af kvalitet af modelberegninger af ammoniakdeposition på lokalskala. Sammenligning mellem målinger og model foretages på basis af målingerne på naturstationerne.

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2011.

Formålet med overvågningsprogrammet er at imødekomme nationale og internationale overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften. Systematisk indsamling af data gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i belastningen med næringssalte og miljøfarlige stoffer samt at registrere de afledte økologiske effekter.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning, samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacenter for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for luft og er baseret på fagdatacentrets overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2011, som udgives af DCE, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

1 Indledning

Delprogram for luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2011 omkring luftkvalitet og atmosfærisk deposition i relation til vandmiljø og naturen. Den anden del af programmet omkring luftkvalitet i relation til sundhed og med fokus på byerne bliver rapporteret juliefteråret 2012 (Ellermann et al., 2012).

Overvågningen udføres af det tidligere Danmarks Miljøundersøgelser, nu DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Delprogram for luft viderefører mange af de elementer, som har indgået i de tidligere versioner af luftovervågningsprogrammet og er fortsat baseret på integration af målinger og modelberegninger. I det nuværende program indgår således fortsat:

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de kvælstof-, fosfor-, og svovlforbindelser, som er vigtigst i relation til eutrofiering og forsurening.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af en række miljøfarlige tungmetaller.
- Bestemmelse af våddeposition af en række udvalgte miljøfarlige organiske stoffer.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer af ozon.
- Omfattende beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder. Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model).
- Bestemmelse af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Naturdelprogram med fokus på afsætning af kvælstof til følsomme naturområder. Denne del omfatter målinger af ammoniak-koncentrationer på en lang række naturområder samt avancerede målinger af døgnvariationen af ammoniak.
- Naturdelprogrammet omfatter også modelberegninger af kvælstof-deposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger foretages med høj geografisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for ammoniakdepositionen fra kilderne i lokalområdet.

Resultaterne er præsenteret på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. Som udgangspunkt for den indikatoragtige præsentation af resultaterne gives i dette kapitel en kort introduktion til overvågningsprogrammet. Efter denne introduktion gives en kort beskrivelse af de danske meteorologiske forhold i 2011, da disse spiller en afgørende rolle for koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med overvågningsprogrammet er dels at beskrive luftforureningen over danske land- og havområder, dels at bestemme den atmosfæriske tilførsel af eutrofierende, forsurende og miljøskadelige stoffer til danske økosystemer. Resultaterne fra overvågningsprogrammet bruges til at beskrive den geografiske og tidslige variation af luftforureningskomponenterne og giver mulighed for at vurdere årsagerne til eventuelle ændringer. For at opfylde målsætningen er hovedparten af overvågningsprogrammet rettet mod baggrundsområderne i Danmark (uden for byer og ikke tæt ved lokale kilder), idet det er hensigten at måleprogrammet skal afspejle de regionale niveauer, og ikke blot en enkelt nærved liggende kilde.

Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra målestationerne ud til større geografiske områder og anvendes således til bestemmelse af depositionen til de enkelte farvands- og landområder. Modelberegninger benyttes endvidere til bestemmelse af kildefordeling og det danske bidrag til depositionen.

I forbindelse med ændringerne af måleprogrammet for luft i 2010 blev der foretaget en række ændringer i programmet. Det har betydet, at målestationerne ved Hansted og Frederiksborg er blevet nedlagt, samt at der er blevet foretaget reduktioner i programmet vedrørende målinger af våddeposition og luftkoncentrationer.

Ud over dette er der fra juli 2010 blevet etableret en ny stor målestation ved Risø, hvor der udføres et omfattende måleprogram, som retter sig såvel mod målingerne i relation til natur og vandmiljø som mod målingerne i relation til luftforurening i byerne. Denne målestation er blevet etableret ved at flytte målestationen ved Lille Valby 2 km vest over til Risø samt flytning af våddepositions målingerne fra målestationen Frederiksborg og luftkoncentrationsmålingerne med filterpack ved Keldsnor til Risø. Målet er at få en bedre opfyldelse af de nationale og internationale krav til luftovervågning ved at samle målingerne af mange forskellige luftforureningsparametre på en lokalitet for derved at få et mere helstøbt billede af luftkvaliteten og den atmosfæriske deposition.

I 2011 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

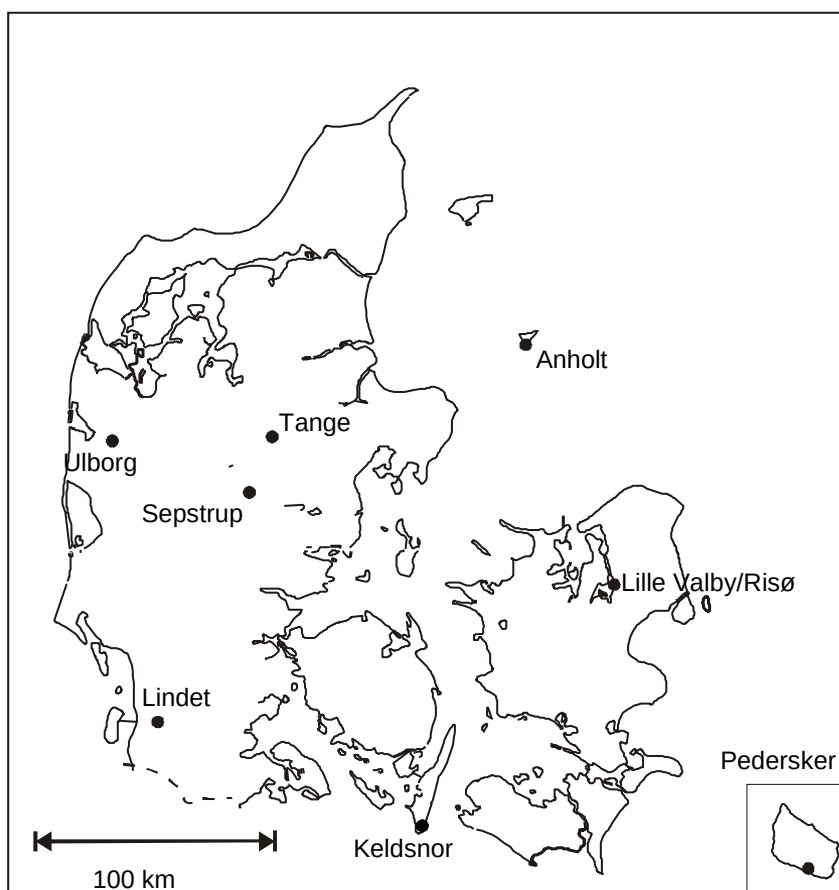
- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat, fosfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentrationer af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat. Endvidere foretages på udvalgte målestationer specialmålinger af salpetersyre og partikulært bundet nitrat.
- Koncentrationer af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.

- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Koncentrationen af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Udover dette består måleprogrammet af en række mindre målestationer med fokus på målinger af koncentrationerne af ammoniak og ammonium i relation til den luftbårne kvælstofs påvirkning af kvælstoffølsomme naturområder. I år 2011 bestod denne del af programmet af naturmålestationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmose), samt 12 naturstationer fordelt på kvælstoffølsomme naturområder rundt om i landet.

Placeringen af målestationerne og måleprogrammet ved de større faste målestationer i luftovervågningsprogrammet fremgår af figur 1.1 og tabel 1.1. Figur 1.2 viser eksempler på det måleudstyr, som anvendes på målestationerne.



Figur 1.1 De faste større målestationer i 2011.

Tabel 1.1 Oversigt over målingerne på de faste større målestationer i delprogram for luft under NOVANA.

Målestation	Våddeposition*	Gas og partikler**
Anholt	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, NO ₂ , Denuder
Keldsnor	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder NO ₂ , O ₃ NH ₃ -korttidsmålinger
Lille Valby/Risø***	Uorganisk, Tungmetaller MFS	Filterpack Denuder NO ₂ , O ₃
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder
Pedersker	Uorganisk, Tungmetaller	
Sepstrup Sande	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	
Tange		Filterpack
Ulborg	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder, NO ₂ , O ₃

* Uorganisk: N, P, S, Na, Cl, K, Mg, K og Ca. Tungmetaller: Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Fe. MFS: Pesticider, PAH og nitrophenoler.

** Filterpack: NH₃, SO₂ og partikulært N, P, S, Ni, As, Cd, og Pb. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Naturstation: Denuder: måling af NH₃, HNO₃, NH₄ og NO₃. Passiv opsamler: NH₃.

*** Målestationen ved Lille Valby blev juli 2010 flyttet 2 km vestover til Risø, hvor den blev udvidet med ekstra målinger

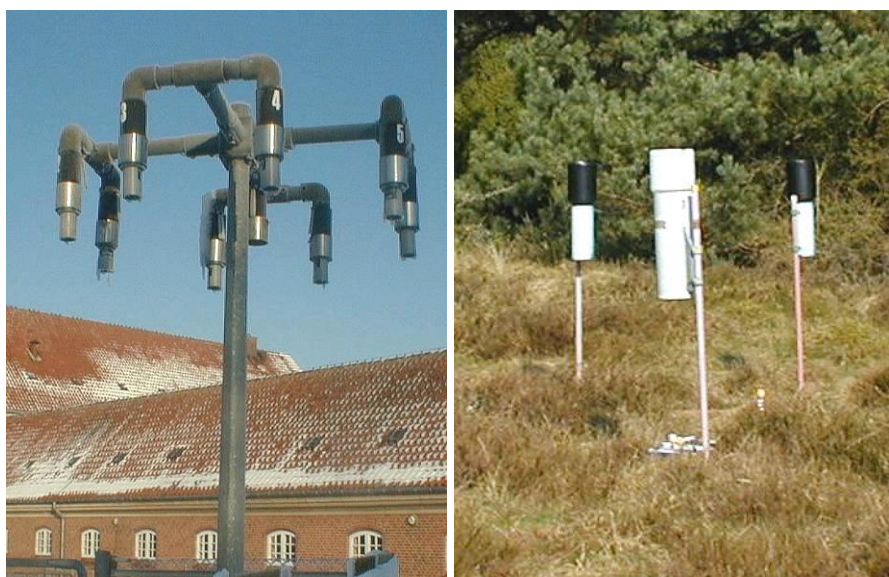
Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra delprogram for luft under NOVANA indgår de danske måleresultater i en række internationale monitoringsprogrammer. Det drejer sig om følgende tre programmer:

- Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (EMEP; European Monitoring and Evaluation Programme), som fokuserer på den grænseoverskridende luftforurening i Europa.
- Monitoring under Oslo-Paris-Kommissionen (OSPARCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- Monitoring under Helsinki-Kommissionen (HELCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Østersøen.

For at sikre høj kvalitet af overvågningsprogrammet er Institut for miljøvidenskab, Aarhus Universitet akkrediteret under ISO 17025 til at udføre hovedparten af prøveopsamlingerne og analyserne, som anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.

Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages, som allerede nævnt, med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening beregnes i et tredimensionelt net af gitterceller. Transporten er bestemt af de meteorologiske forhold og foregår ud og ind af de enkelte gitterceller i såvel lodret – som vandret plan. Emissioner tilføres til modellen i de nederste lag af gitterceller. Depositionen af luftforurening beregnes på basis af kon-

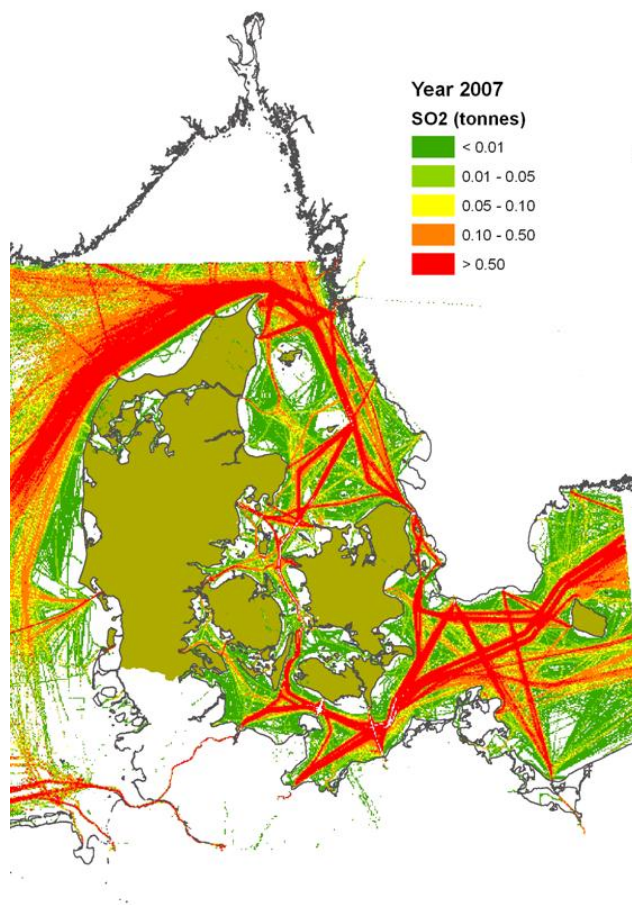
centrationen i modellens nederste lag, hvorefter den afsatte luftforurening fjernes fra gittercellerne.



Figur 1.2 Eksempler på udstyr på målestationerne. Til venstre: Filterpackopsamler til opsamling af luftprøver. Opsamleren består af en filterholder (for enden af hver af de otte arme) med tre filtre, som luften suges igennem, hvorved partikler og gasser opsamles og separeres. Til højre: Nedbørsopsamlere til bestemmelse af bulkdeposition (dvs. våddeposition plus et lille bidrag fra tørdeposition). Nedbørsopsamlerne består af et stativ, en tragt og en opsamlingsflaske monteret forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark og de danske farvandsområder (undtagen den vestligste del af Nordsøen, hvor den geografiske opløsning er på 17 km x 17 km). Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren, som er opdelt i 29 lag af gitterceller, hvor de nederste lag er relativt tynde (60 m), mens de øverste er relativt tykke (2000 m). Siden rapporteringen for år 2010 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

Beregningerne for 2011 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (Grell *et al.* 1995), som indgår i modelsystemet kaldet THOR (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (Hertel *et al.* 2002). Disse er baseret på EMEP's emissionsopgørelser på 50 km x 50 km, en detaljeret opgørelse på 17 km x 17 km for EU's landområde og en detaljeret opgørelse for Danmark på 6 km x 6 km, som bl.a. indeholder placering af ca. 70 større punktkilder. Emissionsopgørelserne omfatter udslip fra skibstrafik udarbejdet af EMEP. Beregninger for år 2011 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2010 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DCE (Nielsen *et al.* 2012). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2009, der er samlet og distribueret af EMEP (EMEP 2012), og som omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2007 med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Olesen *et al.*, 2009) (figur 1.3).



Figur 1.3 Skibsemissioner af SO₂ pr km² med detaljeringsgrad på 1 x 1 km (Olesen *et al.*, 2009).

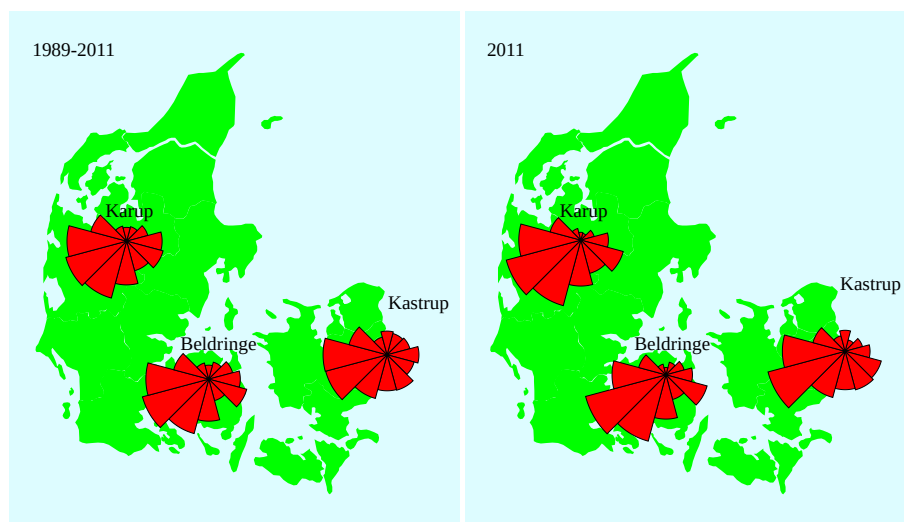
Beregning af afsætning af kvælstof til udvalgte naturområder foretages med modelsystemet kaldet DAMOS-system, som er en kombination af DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP. Med dette modelsystem beregnes afsætning af kvælstof med en geografisk opløsning på 400 m x 400 m indenfor et område på 16 km x 16 km omkring det udvalgte naturområde.

1.2 Vejret i 2011

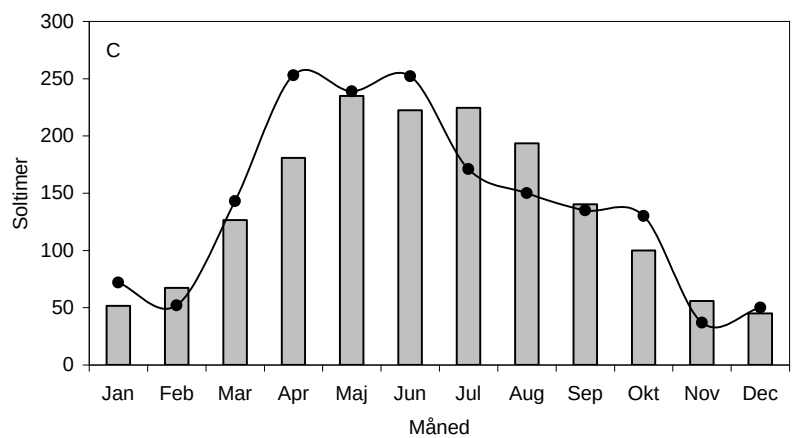
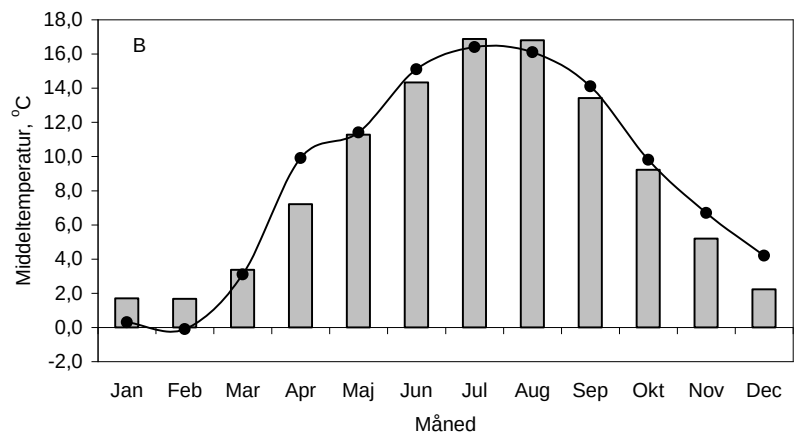
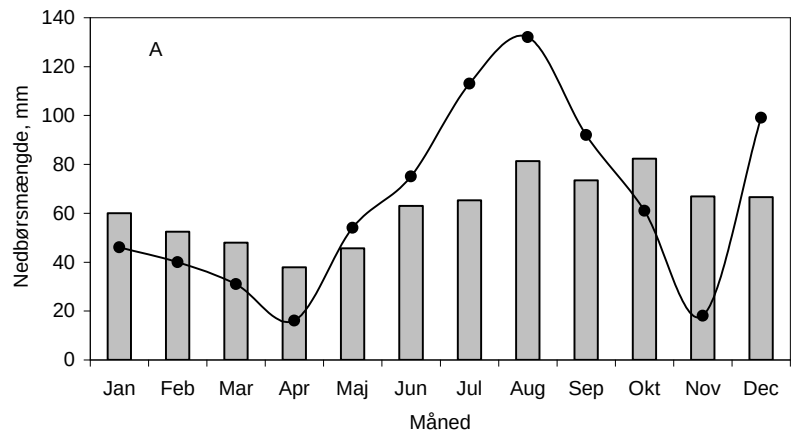
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2011.

En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer, hvor luftmasserne kommer fra, og hvor hurtigt de bevæger sig. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.4 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2011 var sydvest og at vindrosen for 2011 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2011. Dog var vindretninger fra sydvest mere hyppige i 2011 sammenlignet med perioden 1989-2011. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmasser-

nes samlede bevægelser igennem de døgn, som det har taget at transportere luftforeningen til Danmark.



Figur 1.4 Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2011, mens der til højre vises gennemsnit for 2011. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).



Figur 1.5 Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2011, mens søjlerne angiver middel for 1989-2011. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2012).

Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og mængden af sollys (angivet ved antallet af soltimer; figur 1.5) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i 2011 var med 779 mm nedbør til Jylland og Øerne 9% over normalen for 1961-1990 (712 mm) og 5 % over gennemsnittet for perioden 1989-2011 (742 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2012). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.5) med størst nedbørsmængde i sommermånederne, som var den anden vådeste sommer nogensinde registreret i Danmark (DMI, 2012). I 2011 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne (figur 1.6). De største nedbørsmængder faldt i Vest-, Sønder-, og Nordøstjylland mens der var mindre nedbør i den østlige del af landet. Forskellen mellem landsdelene var dog mindre end sædvanligt. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer, og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger af nedbør over hav med den meteorologiske model MM5 viser et blandet billede med hensyn til ændringerne i nedbørsmængderne fra 2010 til 2011. I store dele af Nordsøen og Skagerrak ses en stigning i nedbørsmængden fra 2010 til 2011, mens der for Kattegat, det Nordlige Bælthav, Storebælt og Østersøen ses et fald (figur 1.6).

Den årlige middeltemperatur i 2011 var 9,0 °C, hvilket er det niende varmeste registrerede år. I 2011 var middeltemperaturen 1,3 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2012), og 0,4 °C højere end gennemsnittet (8,6 °C) for perioden 1989-2011, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2012). Januar og februar var koldere end sædvanligt, mens den øvrige variation over året følger den typiske årsvariation (figur 1.5 B). Antallet af soltimer (figur 1.5 C) var på 1684 timer, hvilket er over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) og lidt over gennemsnit for perioden 1989-2011 (1641 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2012).

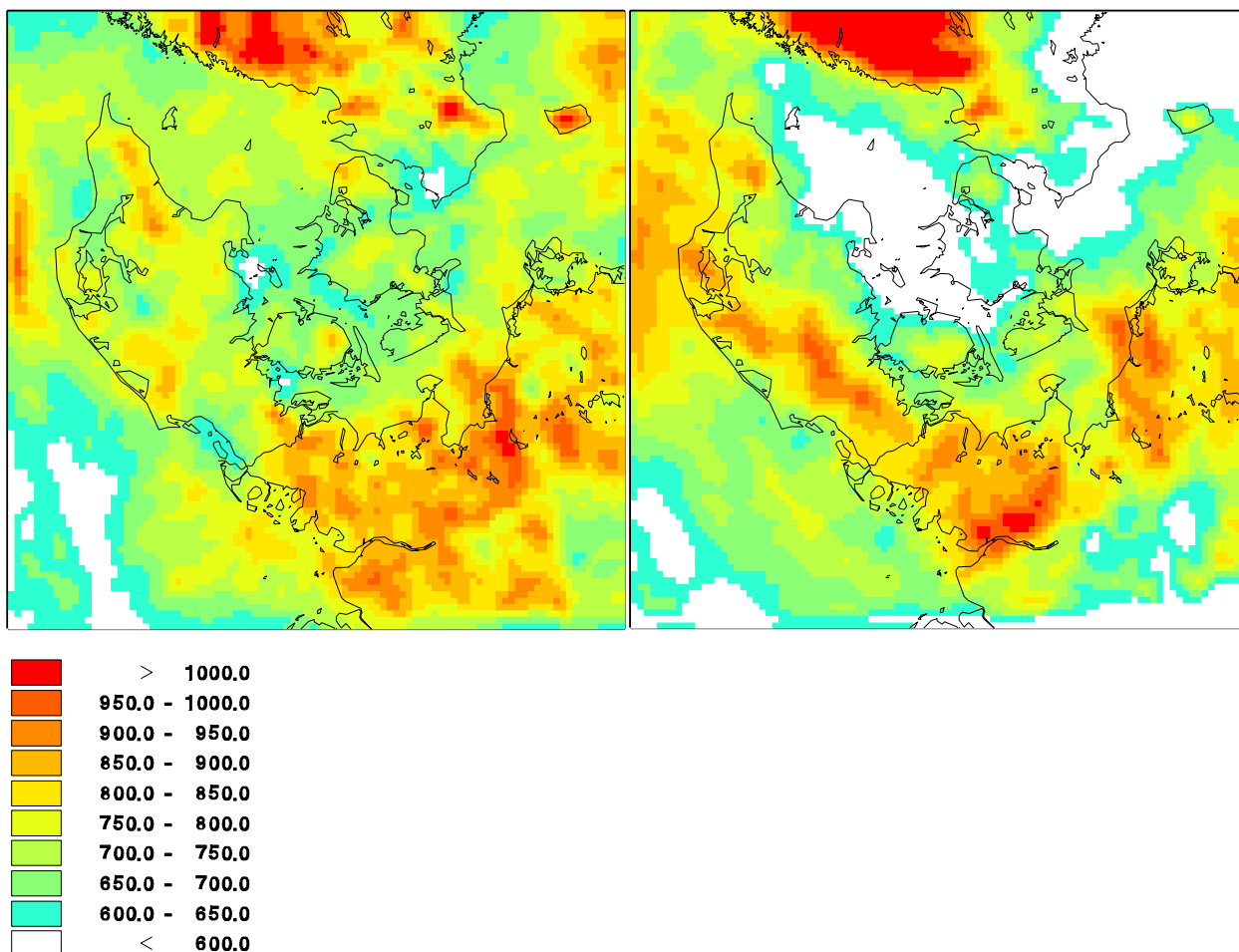
Links

Yderligere information om målestationerne:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/>.



Figur 1.6. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model MM5 for 2010 (venstre) og 2011 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et fint overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

2 Kvælstof

Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og naturområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NO-VANA at bestemme den årlige deposition af kvælstof til vandmiljøet og landområderne. Det er endvidere vigtigt at kende til kilderne til kvælstofdepositionen og udviklingstendensen.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Via Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet er EU's medlemslande herunder Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for kvælstofdepositionens størrelse og ej heller nationale reduktionsmålsætninger. Derimod er der internationale målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen, hvilket vil føre til reduktion af afsætningen af kvælstof. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2010 med henholdsvis 60% og 43% set i forhold til 1990. I 2012 er der blevet vedtaget en ny revideret Gøteborg-protokol med emissionslofter for 2020. Danmark har forpligtet sig til at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2020 med henholdsvis 56% og 24% set i forhold til 2005. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 40% og 6% for henholdsvis kvælstofilterne og ammoniak. Den reviderede Gøteborg-protokol er endnu ikke trådt i kraft.

2.1 Kvælstofdeposition i 2011

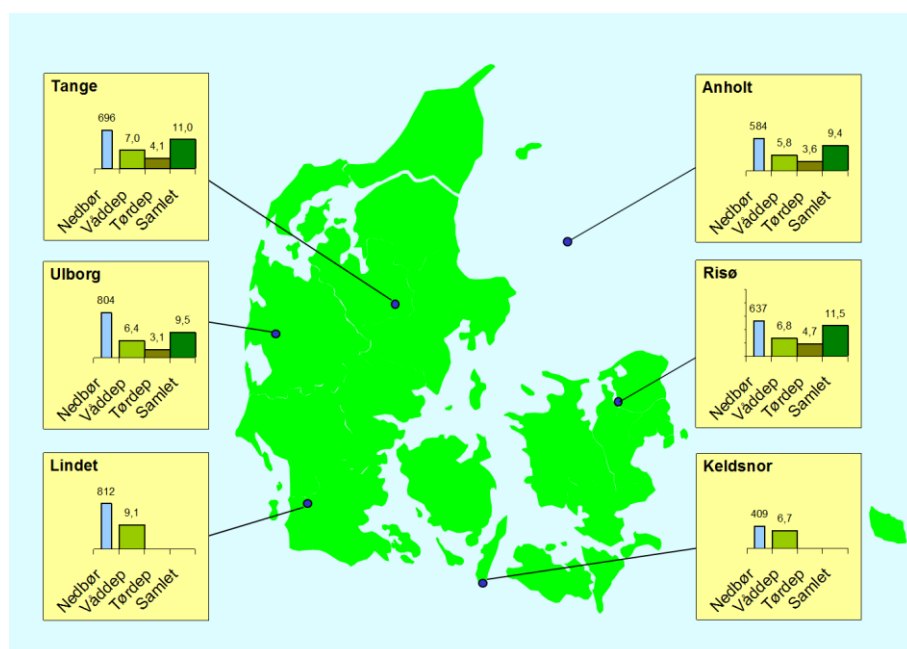
I 2011 blev den samlede deposition af kvælstof bestemt ved fire målestationer (figur 2.1). Målinger ved målestationerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2011 i områderne omkring hovedstationerne lå på 9-11 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1). Deposition lå på 6 kgN/ha for deposition til vandområderne ved Anholt. I 2011 var depositionen til landområderne i gennemsnit for målestationerne stort set uændret i forhold til depositionen i 2010 (5% stigning). Depositionen til vandområderne ved Anholt var ligeledes tæt på depositionen i 2010 (1 % stigning).

De laveste depositioner blev bestemt på Anholt, Ulborg og Keldsnor (kun våddeposition). Disse målestationer bliver kun udsat for begrænset lokal landbrugspåvirkning samtidigt med, at der er en lille våddeposition.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet (kun våddeposition), Tange og Risø. Ved Lindet og Tange er der høj emission af ammoniak fra nærliggende landbrugsområder. Samtidig hermed er målestationerne placeret i Jylland, som modtager betydeligt større nedbørsmængder end

den østlige del af landet. Dette er medvirkende til den høje deposition. Lige som i 2010 var der en relativt høj deposition ved Risø. Målestationen er ny og det er derfor for tidligt at vurdere om den høje deposition er et enkeltstående resultat eller afspejler den generelle tendens. Ligesom i 2010 var forskellen mellem Tange og Anholt, Ulborg og Keldsnor lille i 2011 (under 20%).

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25% for deposition til vandområderne og 27-43% for deposition til landområderne. Årsagen til den relativt høje usikkerhed er, at den samlede kvælstofdeposition bestemmes som summen af depositionen af en lang række kvælstofforbindelser. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelserne samt såkaldte tørdepositions hastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



Figur 2.1 Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2011. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgN/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Grundet revision af program indgår tørdepositionen ikke længere ved Lindet og Keldsnor.

Links

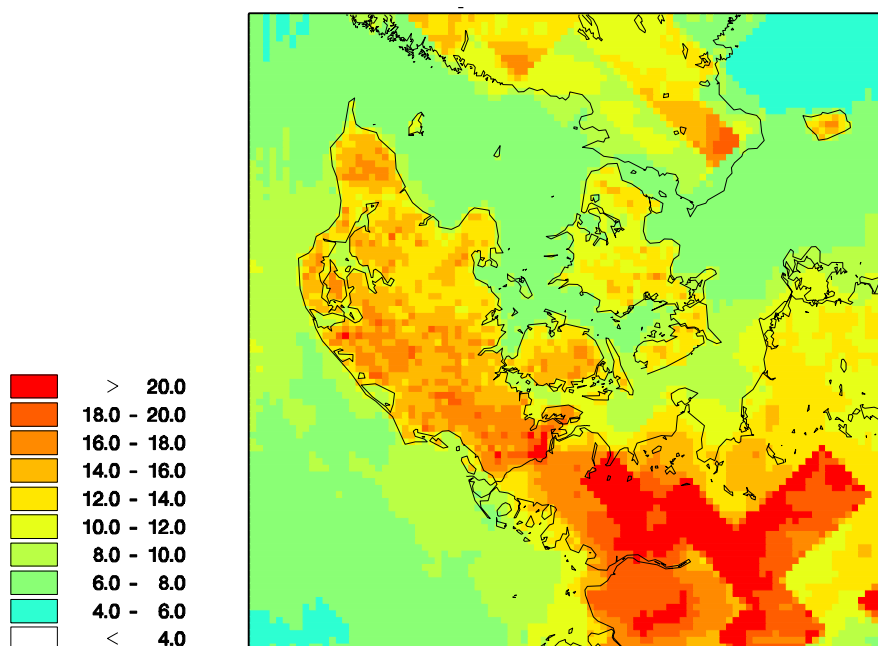
Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge-5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2011 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 79.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 7,5 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er omkring 11 % højere end rapporteret for 2010 (71.000 tons) og omkring 6 % lavere end beregnet for 2009 (84.000 tons). Forskellen mellem årene 2009-2011 skyldes hovedsageligt ændringer i de meteorologiske forhold. Når man sammenligner 2010 og 2011, ses at stigningen skyldes såvel en stigning i tørdeposition som i våddeposition. Der er imidlertid stor forskel mellem de enkelte farvande. Således ses en stigning i den samlede kvælstofdeposition til Nordsøen på næsten 15 %, som følge af en øget nedbør og dermed øget våddeposition. For Østersøen og Øresund ses til gengæld et fald på omkring 8 %, som følge af fald i nedbør og dermed faldende våddeposition.

Depositionen varierer med en faktor to mellem de forskellige områder. Størst deposition ses i de kystnære områder og fjorde, hvor afstanden til navnlig landbrugskilderne er lille. Den højeste deposition på 13 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på 6 kgN/ha er beregnet for dele af Nordsøen, Skagerrak, og Øresund. Endvidere ses en gradient med de højeste depositioner mod syd og lavere depositioner mod nord. Dette skyldes indflydelse fra områder med høje emissioner af kvælstof i landene syd for Danmark.



Figur 2.2 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2011. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg N/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km

Tabel 2.1 Den samlede kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande beregnet for 2011. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition/- areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	7,2	29,8	37,0	7,6	48.754
Skagerrak – dansk del	1,3	7,0	8,3	8,0	10.329
Kattegat – svensk del	0,7	5,0	5,7	8,5	6.743
Kattegat – dansk del	2,8	9,9	12,8	7,6	16.830
Nordlige Bælthav	0,8	2,0	2,8	7,2	3.909
Lillebælt	0,7	1,5	2,2	10,1	2.171
Storebælt	1,0	2,7	3,6	8,1	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,7	0,9	6,8	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,6	0,7	7,8	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,8	2,3	9,0	2.547
Østersøen - dansk del	2,4	7,2	9,6	6,4	14.926
Alle danske farvandsområder	17	63	79	7,5	105.320

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod $\pm 30\%$ for de åbne farvande, mens usikkerheden kan være op mod $\pm 50\%$ for de kystnære områder, fjorde, vige og bugter. Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder

For 2011 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 60.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er en stigning på 10% set i forhold til rapporteringen for 2010. Hovedårsagen til stigningen er ændrede meteorologiske forhold.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 14 kgN/ha, hvilket ligger over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper f.eks. højmoser 5-10 kgN/ha, lobeliesøer 5-10 kgN/ha, klit 10-25 kgN/ha og heder 10-25 kgN/ha (*Naturstyrelsen, 2011*).

Den årlige deposition varierer geografisk mellem 7 kgN/ha og 19 kgN/ha beregnet som gennemsnit for modellens gitterceller på 6 km x 6 km. Årsagen til den store variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af den lokale emission af ammoniak og dermed af den lokale landbrugsaktivitet. På lokal skala kan der derfor ses betydeligt større variationer end beregnet som gennemsnit for modellens gitterfelter på 6 km x 6 km. Endvidere spiller nedbørsmængderne også en vigtig rolle for depositionens størrelse. Den største deposition beregnes derfor til den sydlige del af Jylland (figur 2.2), hvor husdyrproduktionen er høj og hvor nedbørsmængderne er store. Lavest deposition ses i Nordsjælland og på nogle af de små øer, hvor der er langt til store kildeområder, og hvor nedbørsmængden er lav.

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod $\pm 40\%$ (for gennemsnit af gitterfelterne). Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte regioner og kommuner kan findes på: <http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:
<http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+naturen>

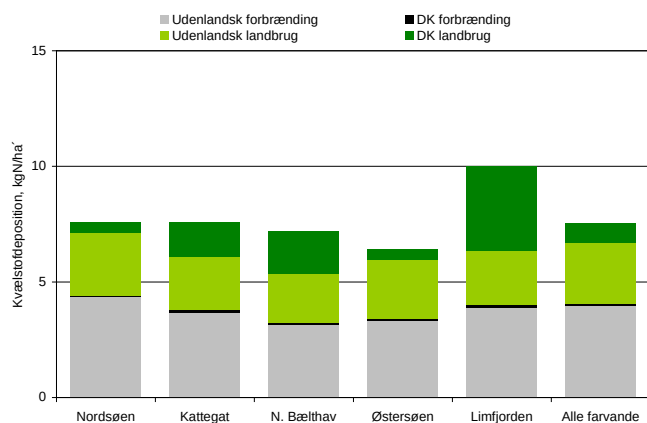
Tabel 2.2 Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2011.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km²
Nordjylland	5,5	5,6	11,1	14,1	7907
Midtjylland	9,6	9,1	17,7	14,3	13093
Syddanmark	9,7	8,9	18,6	15,3	12130
Sjælland	4,2	4,3	8,6	11,8	7268
Hovedstaden	1,6	1,4	3,0	12,0	2567
Hele Landet	31	29	60	14,0	42927

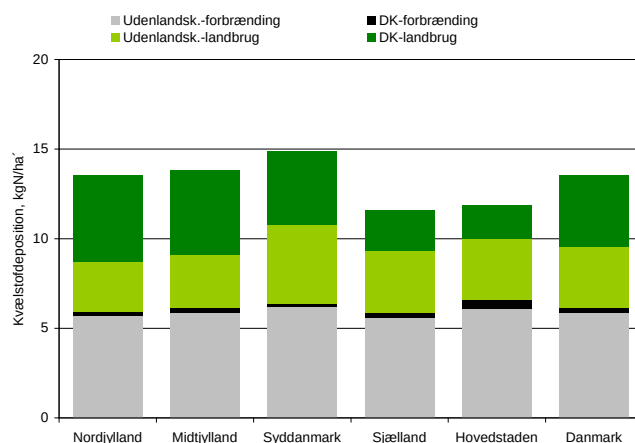
2.4 Kilder til kvælstofdeposition

Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion) og udslip som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissionerne af kvælstofilter udelukkende sker i forbindelse med forbrændingsprocesser, og at emissionerne af ammoniak i praksis stammer fra landbrug, idet over 95% af emissionen af ammoniak stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2011 kom ca. 58% og 42% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 46% og 54% af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3 Kvælstofdeposition i 2011 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.



Figur 2.4 Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2011 til de nye regioner og i gennemsnit for hele landet (Danmark) opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer fra udenlandske kilder (figur 2.3). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til kun at være på ca. 12% i 2011. Den største danske andel forekom i Lillebælt (26%), Nordlige Bælthav (28%), Kattegat (22%) og Storebælt (21%) og den mindste i Nordsøen (7%). Dette er i god overensstemmelse med, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest, hvilket bevirker at Nordsøen, som ligger vest for Jylland, kun i ringe omfang er påvirket af danske kilder. For lukkede fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjorden, hvor ca. 44% stammer fra danske kilder. Figur 2.3 viser endvidere, at de danske bidrag hovedsageligt stammer fra emissioner fra landbrugsproduktionen, og at forskellen i den danske andel af depositionen stort set kan forklares ved forskellene i bidraget fra landbruget.

Den danske andel af den gennemsnitlige kvælstofdeposition til de danske landområder (figur 2.4) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 33%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 38-40% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 22%. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland i kombination med de hyppige vindretninger er fra syd til vest og den relativt større afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark. På lokal skala kan den danske andel være væsentligt større som følge af kvælstofdeposition fra fx stor lokale landbrug.

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på:

<http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>

2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen til de danske farvande og landområder på henholdsvis ca. 34% og 31% siden 1989. Datagrundlaget for beregning af udviklingstendens for vandområder er blevet forbedret ved dette års rapportering, hvilket er årsag til ændringen fra et fald på ca. 27% opgivet i 2011 til ca. 34% opgivet i 2012.

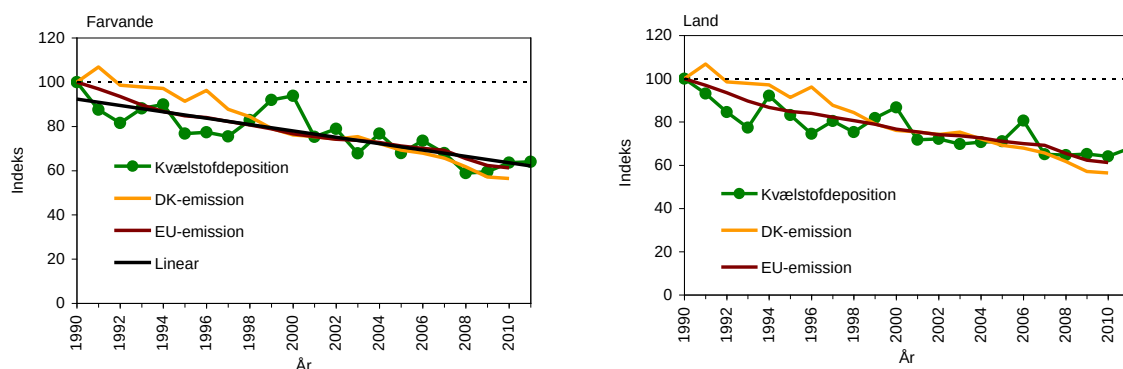
Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være betydelige afvigelser fra det generelle billede. Årsag til dette er navnlig deposition af ammoniak, som udgør en betydelig del af den samlede kvælstofdeposition og som varierer fra område til område pga. den lokale landbrugsproduktion.

Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige europæiske lande (figur 2.5) og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof. Da hovedparten af kvælstofdepositionen stammer fra udlandet er reduktionerne i de udenlandske kilder årsag til den største del af reduktionen. Faldet i emissionen fra de danske kilder bidrager dog også til faldet i kvælstofdepositionen. Navnlig for visse dele af Jylland, hvor omkring 45% af kvælstofdepositionen stammer fra danske kilder.

I figur 2.5 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsag til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således at ammoniak primært påvirker landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandene.

De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for udviklingen i kvælstofdepositionen. I figur 2.5 ses betydelige variationer i kvælstofdepositionen fra år til år. År til år variationerne skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold. Navnlig for deposition til farvandene ses betydelige år til år variationer. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-90% af den samlede deposition til vand, og at der i år med meget nedbør, som fx 1999 og 2000, ses relativt høj deposition sammenlignet med de øvrige år. Våddepositionen udgør kun omkring halvdelen af den samlede deposition til landområderne, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne.

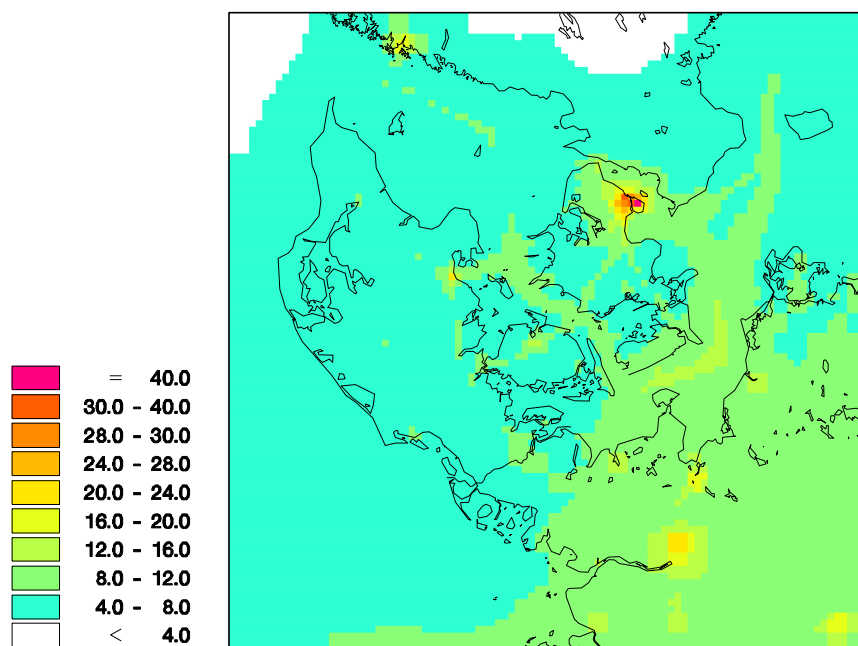
De viste udviklingstendenser er baseret på målinger af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstof-forbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



Figur 2.5 Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt og Keldsnor, som begge ligger placeret tæt ved kysten. For Keldsnor er tørdepositionen i 2010 og 2011 estimeret på basis af denudermålinger med ugeopsamling. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen *et al.* 2012) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2012).

2.6 Grænseværdier for NO_x til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi til beskyttelse af vegetation mod skadelige effekter relateret til NO_x. Grænseværdien gældende for årsmiddelværdier er på 30 µg/m³ beregnet som NO₂. Resultater for 2011 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddeldkoncentrationerne langt under grænseværdien. Eneste undtagelse er København, hvor grænseværdien for NO_x overskrides. Grænseværdien gælder imidlertid ikke for bymæssige områder.



Figur 2.6 Årsmiddeldkoncentrationer af NO_x i 2011 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg NO_x/m³.

2.7 Ammoniak og naturmålestationerne

I 2004 blev der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstofforbindelser med særligt henblik på at forbedre estimer for kvælstofbelastningen af terrestriske naturområder. I løbet af programperioden er der i forbindelse med de tværgående projekter i NOVANA samt i regi af det terrestriske delprogram blevet etableret målestationer til bestemmelse af langtidsmidler ($\frac{1}{2}$ -1 måned) af ammoniakkoncentrationen på kvælstoffølsomme lokaliteter. Data er dels brugt som information om koncentrationsniveauer på de konkrete lokaliteter, dels til brug for modelvalidering. Over årene er nogle målestationer nedlagt, mens andre er flyttet. I 2011 er der, ud over målinger på de faste stationer (fire stationer, jf. nedenstående), målt ammoniakkoncentrationer på i alt 15 stationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmose, hængesæk og sure overdrev. Målingerne på nogle af sure overdrev er, i modsætning til hovedparten af de øvrige lokaliteter, placeret nær marker og dermed også tættere på kildeområder i forbindelse med udbringning af gødning.

Belastningen ses oftest i sammenhæng med "tålegrænser" (Critical Load), hvor forskellige typer økosystemer har forskellige tålegrænser, idet tolerancen overfor kvælstofdeposition er forskellig. Det betyder, at når den atmosfæriske deposition overstiger et naturområdes tålegrænse (opgives som et interval), må det formodes, at depositionen forårsager væsentlig skade på økosystemet.

Der er en stigende international erkendelse af, at depositionsformen (våd- eller tørdeposition) samt hvorvidt kvælstoffet afsættes i reduceret eller oxideret form, har en betydning for effekten af afsætningen (sammenfattet af Nordin et al. 2011). Dette tager tålegrænserne ikke højde for, idet de er baseret på den samlede kvælstofbelastning. Depositionerne af de forskellige kemiske former kan betyde noget for både graden af påvirkning og også hastigheden hvormed den sker, både på kort og lang sigt. Ammoniak kan have plantefysiologiske effekter, idet gassen kan optages direkte gennem plantens spalteåbninger, mens effekten af ammonium og nitrat opløst i nedbør ofte går gennem jorden og afhænger af jordtype og hvilke plantearter, der er til stede.

For nogle stoffer er der fastsat kritiske luftkoncentrationer (Critical Level), der angiver skadesniveauer. I 2010 blev en revision af Critical Levels for ammoniak vedtaget i UN-ECE regi (EMEP, 2010). Ved denne revision er niveauet for skadevirkning sat væsentlig ned. Som årsmiddelværdi er Critical Level (long term) for ammoniak sat til $0,8 \mu\text{g N m}^{-3}$ for lav og mosser samt økosystemer, hvor lav og mosser er centrale arter og $2,5 \mu\text{g N m}^{-3}$ (med et usikkerhedsinterval på $1,6$ - $3,3 \mu\text{g N m}^{-3}$) for højere planter på heder, overdrev og skovbundsflora.

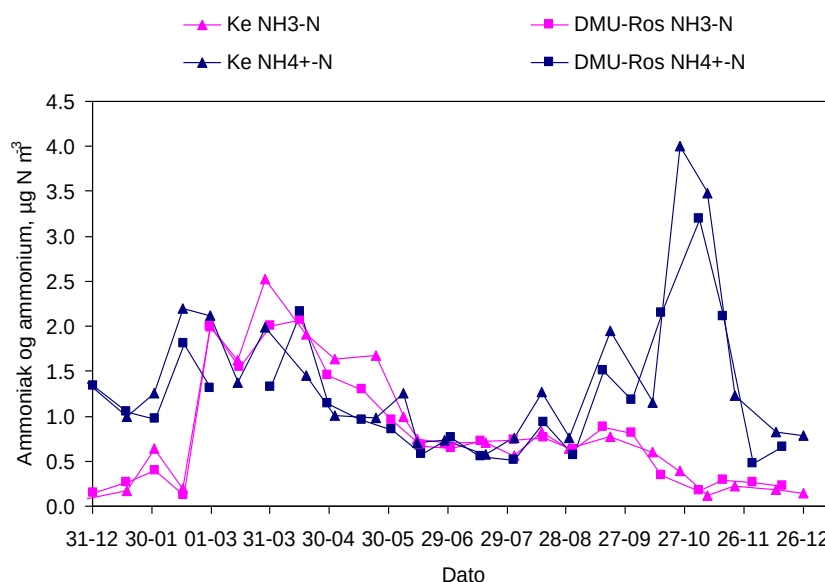
Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen gennemføres der langtidsmålinger af koncentrationen af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Langtidsmålingerne foretages som et supplement til filterpackopsamlere (se afsnit 1.1). Fra og med 2010 er koncentrationsmålingerne af ammoniak/ammonium med denudermetoden nedlagt på flere stationer (Anholt, Ulborg og Lindet), mens der er oprettet en station på Risø ved Roskilde. På to af lokaliteterne (Ulborg og Lindet) er denuder-målingerne erstattet af ammoniakmålinger målt med den passive diffusionsmetode, som også bruges på de ovenfor nævnte naturstationer.

Målinger i det faste netværk

Figur 2.7 viser halvmånedsmiddelværdier i 2011 af koncentrationen af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor og Risø. På Keldsnor er målingerne foretaget som ugemiddelværdier og på figuren er ugemålingerne midlet således, at de matcher halvmånederne for målingerne på Risø bedst muligt. Generelt viser de to stationer meget ens niveauer af både ammoniak og ammonium. De laveste ammoniak-koncentrationer ses i vintermånederne og niveauerne er en smule højere end vinterperioden i 2010. På både Keldsnor og Risø ses forårsmaksimum at optræde første halvdel af marts, hvilket er en halvmånedstidligere end i 2010. Der er ikke en meget markant forårstop, men forhøjede koncentrationer marts og april, der derefter begynder at falde lidt. I modsætning til 2010 er der ikke en øget koncentration igen i sommermånederne.

På figur 2.7 ses, at partikulært ammonium viser flere perioder med forhøjede koncentrationsniveauer vinter og forår og laveste niveauer om sommeren. Koncentrationen stiger igen i anden halvdel af november og topper i anden halvdel af oktober og november med niveauer, der er højere end forårsmånederne. Disse efterårsniveauer er markant højere end i 2010. Den lille geografiske variation i de målte partikulære ammonium-koncentrationer hænger sammen med, at en stor andel af det partikulært bundne ammonium langtransporteres til Danmark fra områder med høj ammoniakemission syd for landet. De tidligere år (2004-2009) er der observeret et klart mønster med de højeste koncentrationer på de sydligste beliggende stationer Keldsnor og Lindet i.f.t. Frederiksborg (Nordsjælland) og Anholt. Koncentrationsgradienten fra syd mod nord ses dog ikke så tydeligt, når Keldsnor sammenlignes med Risø.

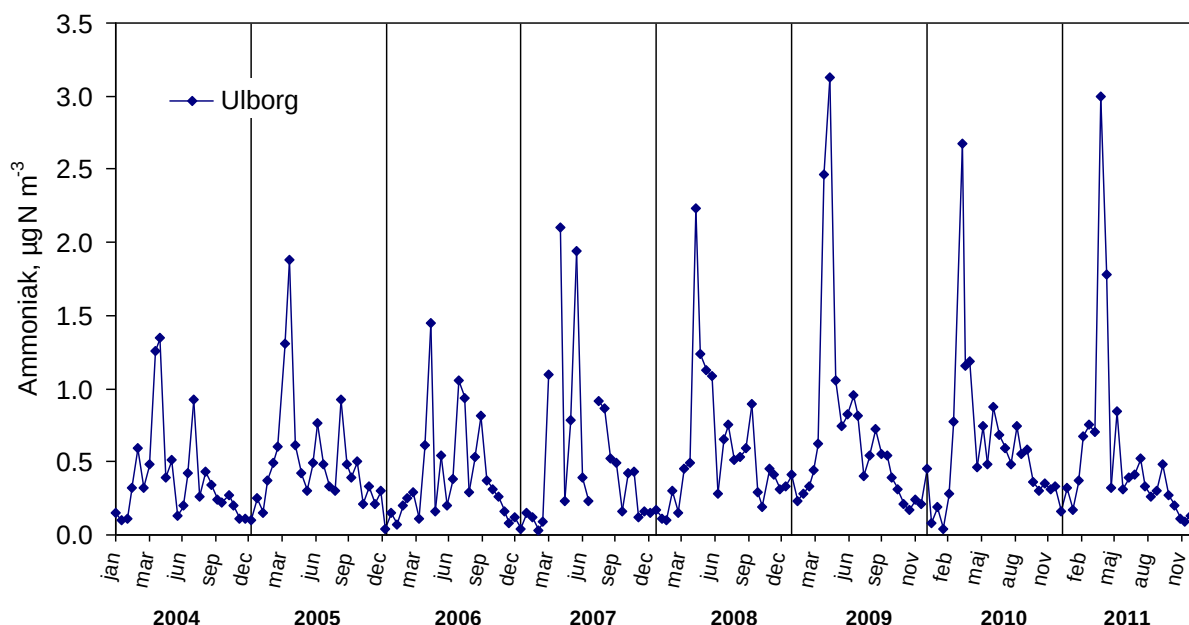
I 2011 ligger årsmiddelværdien af både gasformig ammoniak og partikulært ammonium på Keldsnor og Risø lidt over niveauet i 2010. På Lindet ligger niveauet for ammoniak på årsbasis på $1,1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (bilag 2), hvilket er på niveau med 2010, men værdien i 2011 er forbundet med nogen usikkerhed.



Figur 2.7 Koncentrationer af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor (Ke) og Risø (DMU-Roskilde) i 2011. Målingerne fra Risø er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode), mens målingerne fra Keldsnor er midlet til ca. halvmåned ud fra ugeopsamlinger.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2011. Årsmiddelværdien i 2011 er $0,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, hvilket er på samme niveau som i 2010. I 2011 ligger forårsmaksimum i den anden halvdel af april. Sommer og sensommerniveauerne er en anelse lavere i 2011 sammenlignet med 2010.

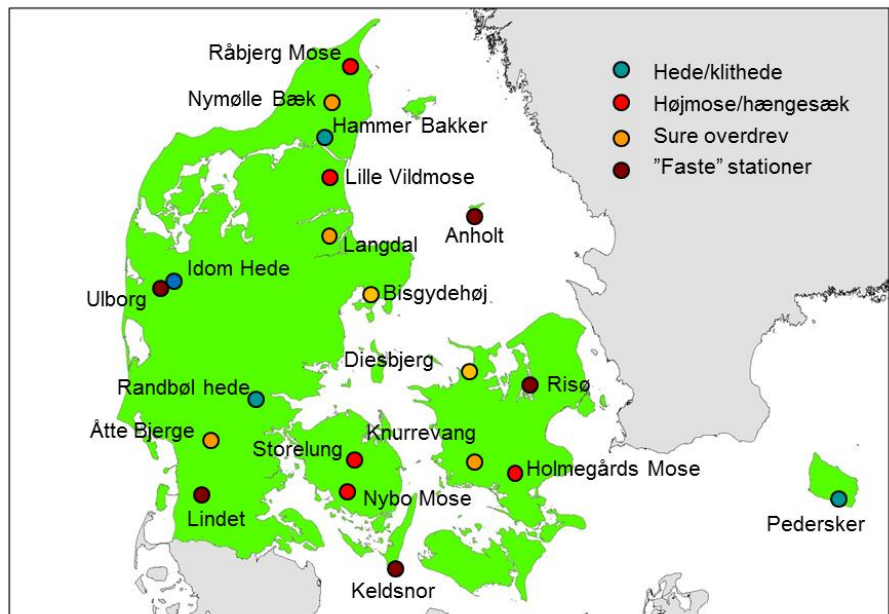
Det ses af figur 2.8, at der alle år er en tendens til et tretoppet mønster med den mest markante top i forbindelse med forårsudbringning og dernæst to toppe henover sommeren og det tidlige efterår. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra første halvdel af april til første halvdel af maj årene imellem. For alle årene ses, at der kommer en koncentrationsstigning igen efter forårstoppen og i 2007 er det allerede første halvdel af juni, hvor den er usædvanlig stor i forhold til de andre år. I 2008 falder forårs- og forsommertoppen over en længere periode end de andre år, men forløbet ligner meget forløbet for koncentrationerne i 2005 og 2010. Nogle år (2005, 2007 og 2008) ses også en svag koncentrationsforøgelse i oktober/november. Alle år ses minimum i koncentrationniveauerne i vintermånederne. Der er lidt varierende koncentrationniveauer om vinteren og det kan muligvis skyldes varierende temperaturer, da øget temperatur, alt andet lige, vil betyde øget koncentration. Det kan også skyldes forskellig hyppighed af nordlige vinde, idet lokaliteten er lidt påvirket af en kilde mod nordøst.



Figur 2.8 Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg i perioden 2004-2011. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

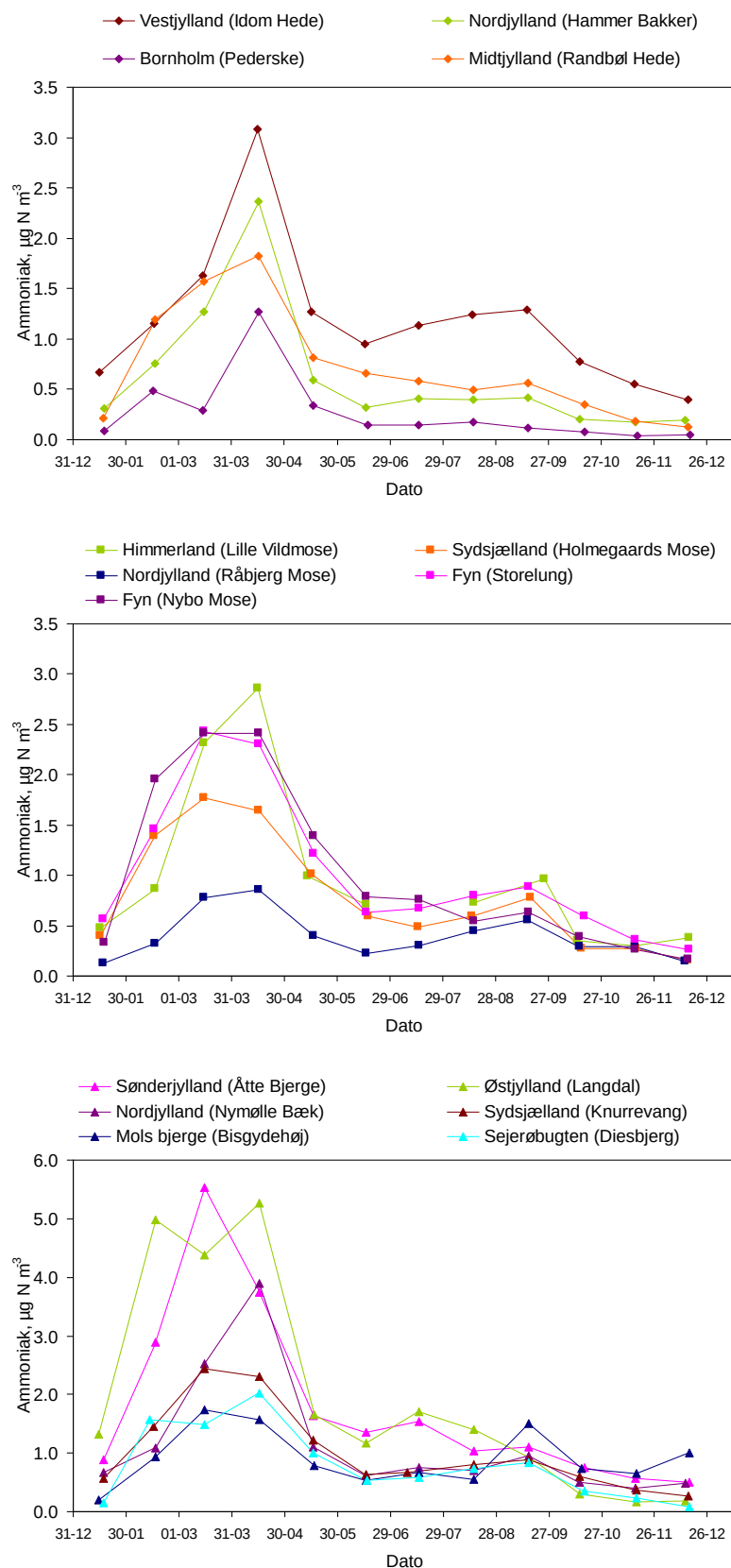
Naturstationer

I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret 12 målestationer med passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af langtidsmidler (1 måned, fra d.15. til d.15.) af ammoniakkoncentrationen (beskrevet i fokuspunkt 2, Ellermann et al., 2009). Denne aktivitet videreføres efter revisionen af NOVANA under Delprogram for luft. Målemetoden blev valideret i 2004 (Andersen et al., 2009), men i 2009 var det af tekniske grunde nødvendigt at ændre på metoden og dermed også den korrektion, som valideringen havde vist. Dette blev gjort på baggrund af en validering gennemført i 2008. Supplerende sammenlignende data fra 2009-2011 har imidlertid vist, at korrektionen fundet i 2008 bør ændres. Det betyder, at alle data målt med de passive diffusionsopsamlere 2009-2011 nu er korrigeret med den nye validering. For 2009 og 2010 data betyder det, at koncentrationen er korrigeret op med ca. 15%. Nedenstående er målingerne fra 2011 på stationerne med passive diffusionsopsamlere præsenteret. Stationerne er inddelt efter naturtyperne hede/klithede, højmose/hængesæk og sure overdrev. Placeringen af stationerne fremgår af Figur 2.9.



Figur 2.9 Den geografiske placering af stationer, hvor der måles koncentrationer af ammoniak. De "faste" stationer indgår i baggrundsovervågningen (afsnit 1.1). Lokaliteterne er markeret efter naturtype.

På figur 2.10 ses koncentrationsmålingerne af ammoniak i 2011 på naturstationerne. Øverst er målingerne fra tør hede som er stationerne Idom Hede, Hammer Bakker, Randbøl Hede og Pederske. I midten ses målingerne fra højmoserne Storelung, Nybo Mose, Lille Vildmose og Holmegårds Mose samt hængesækslokaliteten Råbjerg Mose. Nederst på figur 2.10 er vist målingerne fra de sure overdrev Bisgydehøj, Diesbjerg, Nymølle Bæk, Langdal, Knurrevang og Åtte Bjerger. Målingerne er månedsmiddel (måler fra d.15. til d. 15. måneden efter) og markeret ved start d. 15. i måneden. Det skal bemærkes, at den sidste måleperiode dækker perioden 15. dec. 2011 til 31.jan. 2012, idet der i 2012 skiftes til månedsmiddelværdier med skift den sidste i hver måned.



Figur 2.10 Koncentrationer af ammoniak i 2011 på en række lokaliteter fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddel (måler fra d.15. til d. 15. måneden efter) og markeret ved start d. 15. i måneden. Bemærk de forskellige y-akseinddelinger. Øverst: hede (Idom Hede: månedsmiddelværdierne er midlet fra målinger på halvmånedsbasis). Midt: højmoser og hængesæk. Nederst: sure overdrev. Det skal bemærkes, at den sidste måleperiode dækker perioden 15. dec. 2011 til 31.jan. 2012.

Alle stationerne har et forholdsvis ensartet mønster, omend koncentrationsniveauerne er forskellige. De højeste koncentrationer ses i foråret, men koncentrationsniveauerne begynder allerede at stige i perioden midt februar til midt marts, hvilket er lidt tidligere end de foregående år (se også figur 2.11 og 2.12). Efter forårsmaksimum ses et mere eller mindre varierende koncentrationsniveau hen over sommeren og fra midt september begynder koncentrationerne at falde nogenlunde jævnt mod vinterminimum.

De tre jyske overdrev Nymølle Bæk, Langdal og Åtte Bjerger (figur 2.10 nederst) viser de højeste forårskoncentrationer i.f.t de andre lokaliteter. De høje forårskoncentrationer er forventelige, da lokaliteterne ligger tæt på marker og derfor er mere påvirket af emissioner i forbindelse med udbringning af gødning. Overdrevet Knurrevang ligger syd for Tystrup Sø (Sydvestsjælland) og denne station er eksponeret fra marker mod øst, mens der mod vest og sydvest er overdrev og skovarealer. Knurrevang ligger lidt højere i koncentrationsniveau end Holmegårds Mose og Diesbjerg (begge Sjælland) i forårsperioden, men det tidlige koncentrationsmønster er meget lig disse stationer. Bisgydehøj i Mols Bjerger og Diesbjerg ved Sejerøbugten ligger ikke direkte ud til dyrkede marker og viser lidt lavere koncentrationsniveauer end de øvrige overdrev.

Tabel 2.3 viser årsmiddelværdier for de forskellige lokaliteter. De to jyske overdrev Åtte Bjerger og Langdal har de højeste årsmiddeldkoncentrationer, mens overdrevet Nymølle Bæk, Idom Hede og højmosen Størelung, Nybo Mose og Lille Vildmose viser de næsthøjeste koncentrationsniveauer. Råbjerg Mose i Nordjylland og Pedersker på Bornholm viser de laveste koncentrationsniveauer.

Tabel 2.3. Årsmiddelværdier 2011 af ammoniakkoncentrationen på en række lokaliteter med angivelse af naturtypen.

Lokalitet	Naturtype	Årsmiddel- koncentration $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$
Vestjylland (Idom Hede)	Tør hede (4030)	1,2
Nordjylland (Hammer Bakker)	Tør hede (4030)	0,7
Midtjylland (Randbøl Hede)	Tør hede (4030)	0,6
Bornholm (Pedersker)	Tør hede (4030)	0,3
Himmerland (Lille Vildmose)	Højmose (7110)	1,0
Fyn (Størelung)	Højmose (7110)	1,2
Fyn (Nybo Mose)	Højmose (7110)	1,0
Sydsjælland (Holmegårds Mose)	Højmose (7110)	0,8
Nordjylland (Råbjerg Mose)	Hængesæk (7140)	0,4
Mols bjerger (Bisgydehøj)	Surt overdrev (6230)	0,8
Sejerøbugten (Diesbjerg)	Surt overdrev (6230)	0,8
Sønderjylland (Åtte Bjerger)	Surt overdrev (6230)	1,8
Nordjylland (Nymølle Bæk)	Surt overdrev (6230)	1,1
Østjylland (Langdal)	Surt overdrev (6230)	2,0
Sydsjælland (Knurrevang)	Surt overdrev (6230)	1,0

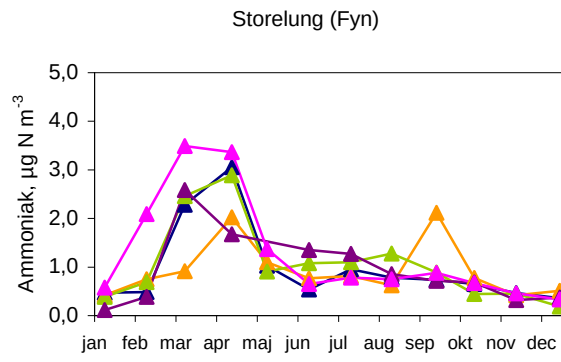
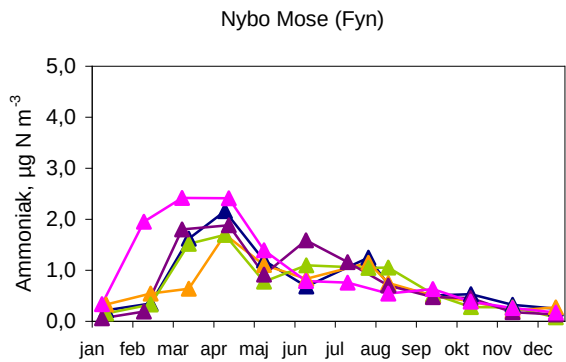
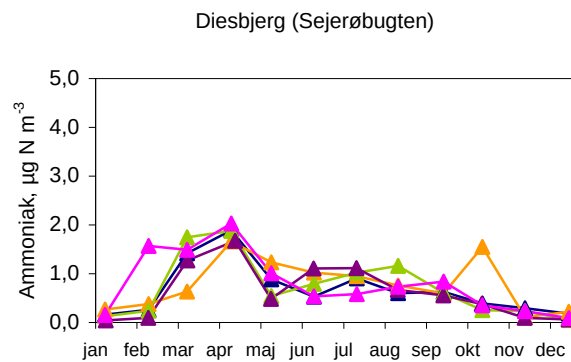
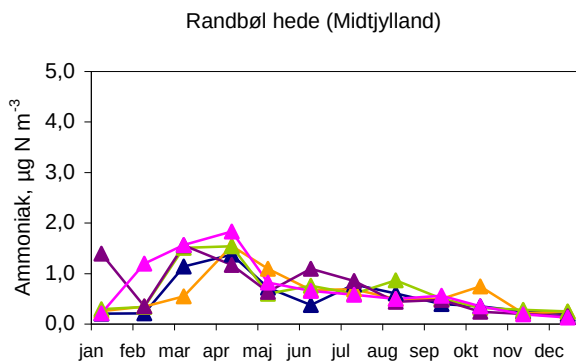
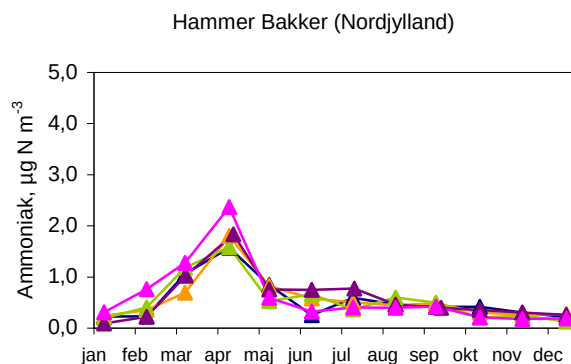
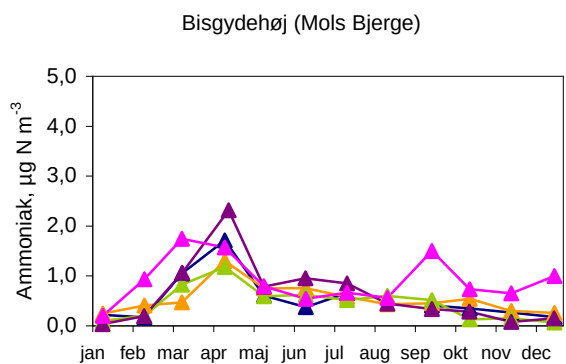
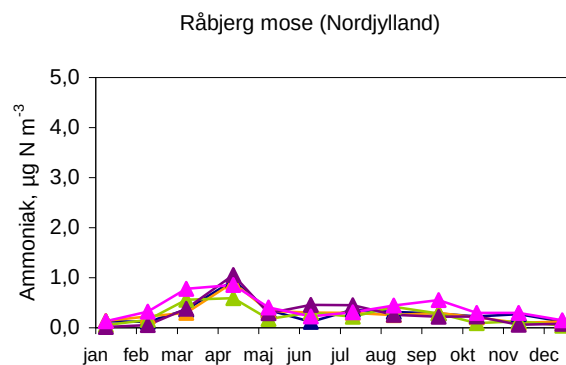
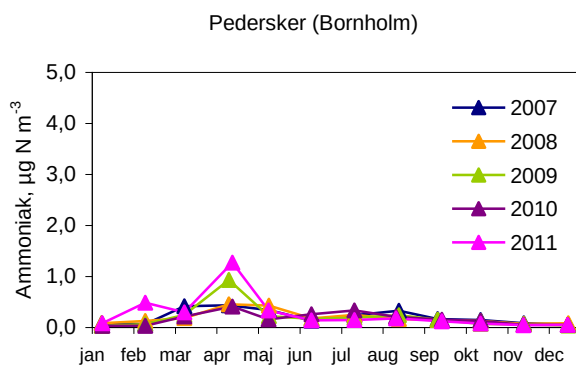
Med undtagelse af Bornholm er årsmiddelværdierne i 2011 på hedelokaliteterne på samme niveau som i 2010. På Bornholm ses en lille stigning i koncentrationsniveauet, men da niveauerne er meget lave, er den relative stigning stor. Ses på koncentrationsniveauerne i forhold til Critical Level, er niveauet for lav og mos overskredet på Idom Hede, mens niveauet for de højere planter ikke er overskredet.

Niveauerne for højmoserne Storelung, Nybo Mose, Råbjerg Mose og Holmegaards Mose er alle en anelse højere i 2011 sammenlignet med de foregående år (for Holmegaards Mose er der kun tal fra 2010). Årsmiddelværdien for Lille Vildmose er en anelse over niveauet i 2009, men på niveau med 2010, der dog var forbundet med en del usikkerhed. Ses på årsmiddelværdierne for højmoserne i forhold til Critical Level niveauet for lav og mosser, så ligger Storelung, Nybo Mose, Lille Vildmose og Holmegaards Mose på niveau med eller over skadesniveauet.

Årsmiddelværdien i 2011 for overdrevslokaliteterne Nymølle Bæk og Langdal er stort set uændret i.f.t. 2010. Åtte Bjerger en anelse under 2010 niveauet, mens Knurrevang, Diesbjerg og Bisgydehøj er steget lidt i.f.t. niveauet i 2010. Det er ikke overraskende, at Knurrevang viser ændringer i årsmiddelværdien, da placeringen tæt på marker kan betyde høj eksponering ved visse vindretninger og netop vindretningen kan være meget afgørende for i hvor høj grad udbringningen af gødning på tilstødende marker vil påvirke målingerne. Ses der på årsmiddelværdier i forhold til Critical Level, så ligger alle de sure overdrev på niveau eller over skadesniveauet for lav og mosser og koncentrationsniveauet på Åtte Bjerger og Langdal ligger indenfor usikkerhedsintervallet for skadeniveauet for højere planter.

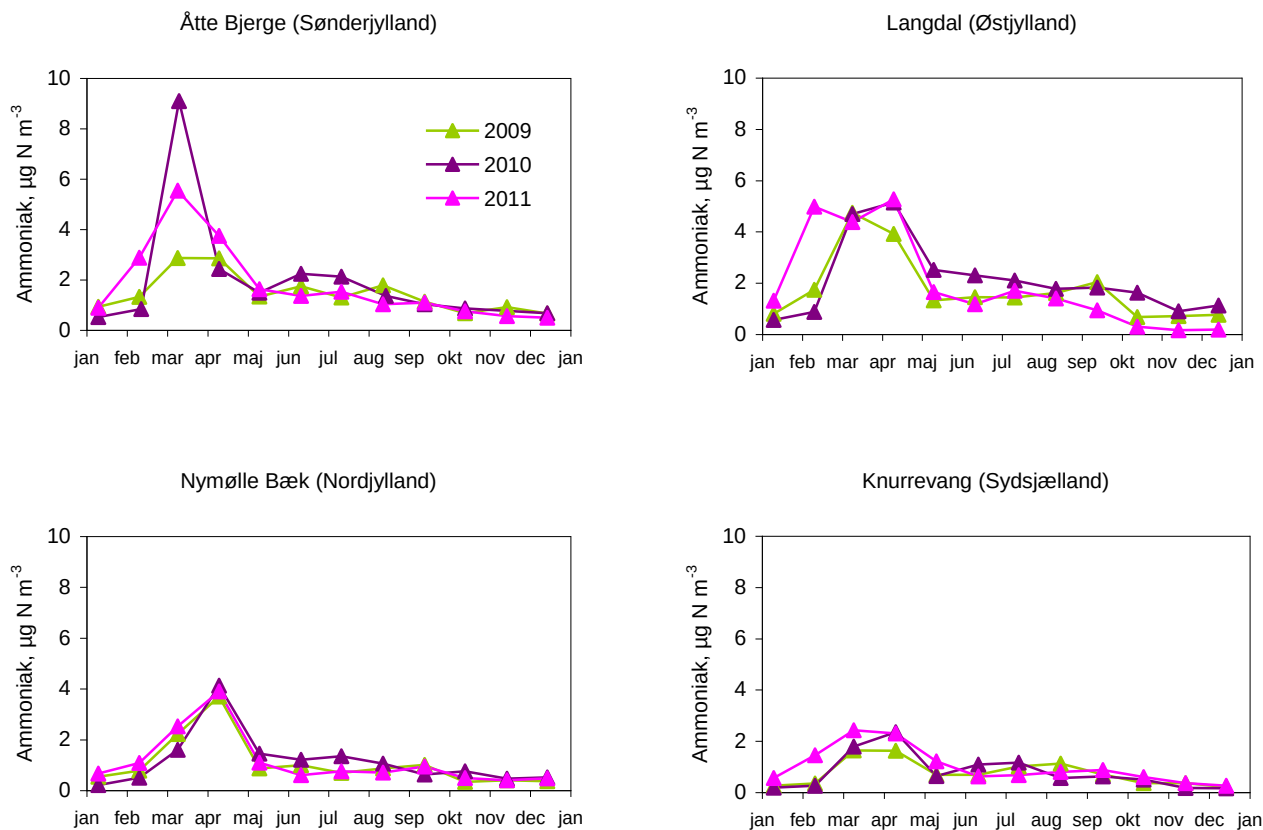
I forhold til skovstationerne Ulborg og Lindet er årsmiddelværdien på Lindet over niveauet for Critical Level for lav og mos.

Figur 2.11 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2007-2011 på otte af naturstationerne fra det terrestriske delprogram. Bortset fra enkelte outliers (Diesbjerg okt/nov 2008, Storelung sep/okt 2008 og Randbøl Hede jan/feb 2010) er variationen i koncentrationerne forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne. På de fleste stationer er perioden medio marts til medio april lidt lavere i 2008 sammenholdt med de andre år. Ses på årsmiddelværdierne for ammoniakkoncentrationen på stationerne i de fem år, varierer de med en variationskoefficient på 6-24 % (mindst på i Hammer Bakker i Nordjylland og størst variation på Bisgydehøj i Mols Bjerger). Det er lidt overraskende, at år til år variationen ikke er større, men åbenbart er landbrugspraksis og meteorologiske forhold relativt sammenlignelige fra år til år, når man ser på månedsmiddelværdier. Det skal også bemærkes, at de pågældende stationer ikke ligger umiddelbart i nærheden af punktkilder, hvilket er medvirkende til at reducere variationerne mellem årene.



Figur 2.11 Koncentrationer af ammoniak på en række stationer i årene 2007-2011. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden. Værdierne for marts og april 2011 på Storelung er hhv. 3,5 og 3,4 $\mu\text{g N m}^{-3}$.

Figur 2.12 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2009-2011 på fire af overdrevsstationerne, der alle ligger tæt ved landbrugsområder. Variationen i koncentrationerne er forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne. Ses på årsmiddelværdierne for ammoniakkoncentrationen i de tre år, varierer de med en variationskoefficient på 5-15 % (mindst i Nymølle Bæk og størst i Åtte Bjerger).



Figur 2.12 Koncentrationer af ammoniak på fire overdrevsstationer beliggende tæt ved landbrug i årene 2009-2011. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden.

2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala

Deposition af kvælstof fra atmosfæren til de danske landområder varierer mellem de forskellige landsdele, men der er også en betydelig variation på lokal skala, som følge af forskelle i den lokale landbrugsproduktion og landoverfladens karakter (ruhed og type). Ved vurdering af de skadelige effekter af kvælstofdeposition til danske naturområder er det vigtigt at have kendskab til denne variation. Derfor er der udført beregninger af kvælstofdepositionen med stor geografisk opløsning til udvalgte naturområder.

For år 2011 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 129 udvalgte naturområder. DCE's målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne. De resterende naturområder er valgt blandt målestationerne i den terrestriske del af NOVANA.

Beregningerne er udført ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regio-

nalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved DMU (Olesen *et al.* 1992, Olesen *et al.* 2007, Christensen 1997, Frohn *et al.* 2003). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA (Ellermann *et al.* 2006).

OML-DEP er valideret blandt andet i forbindelse med forskningsprojekter under VMP III, hvor der er udført feltmålinger omkring en husdyrproduktion (Løfstrøm og Andersen 2007, Sommer *et al.* 2009). Derudover er DAMOS systemet valideret ved sammenligning med målte ammoniak koncentrationer ved flere naturområder i det tidligere Ringkøbing Amt (Andersen *et al.* 2008).

For hver naturlokalitet er der udført beregninger med OML-DEP for et beregningsområde på 16 km x 16 km med naturlokaliteten placeret centralt i området. Beregningerne er udført med en geografisk opløsning af området i felter á 400 m x 400 m. DEHM beregner koncentration af ammoniak på randen af OML-DEP's beregningsområde baseret på emissioner fra kilder udenfor området. Denne baggrundskoncentration indlæses for hver time i året i OML-DEP modellen, der beregner en samlet koncentration af ammoniak med bidrag fra alle kilder. Tørdeposition af ammoniak beregnes således pga. kilderne både i og udenfor beregningsområdet. Øvrig deposition af primært langtransporterede kvælstofkomponenter beregnes med DEHM. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstofilter og partikelbundet kvælstof samt våddeposition af kvælstof.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2011 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell *et al.* 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2010 med hensyn til den totale emission og for år 2009 i relation til den geografiske fordeling. Emissionerne er baseret på bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle Landbrugs Register (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (Gyldenkerne, *et al.* 2005). Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er blandt andet fordelt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og tilhørende udbringningsarealer (arealkilder). De atmosfæriske modeller medtager en sæsonvariation af emissionerne som følge af landbrugs praksis og variationer i meteorologiske parametre (Ambelas Skjøth, *et al.* 2004). Beregningsområdets vegetation/beskaftethed (land cover), som har stor betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet, er baseret på AIS-data (Areal Informations Systemet) i en opløsning på 100 m x 100 m.

Den beregnede deposition af kvælstof til de 129 naturområder ses i tabel 2.4, hvor også naturtypen er angivet. Alle områderne er identiske med områderne fra beregningerne for 2010. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition af kvælstof. Lokaliteterne er grupperet således, at DCE's målestationer listes først og dernæst lokaliteterne opdelt efter naturtype. Inden for hver naturtype er lokaliteten sorteret efter størrelsen af den totale deposition. Bredde- og længdegrad for lokaliteten er også angivet.

Det deponerede kvælstof fra ammoniak alene varierer mellem 0,5 og 4,5 kg N/ha i 2011. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissi-

onen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypen. Højere ruhed (som fx for skov) giver alt andet lige en højere afsætning af kvælstof.

Den samlede kvælstofafsætning til naturområderne varierer mellem 8 og 22 kg N/ha. Tallene i tabellen angiver depositionen beregnet til selve naturtypen, hvilket fx giver den høje deposition til naturområder med skov, som har den højeste overfladeruhed.

I gennemsnit er depositionen for de 129 lokaliteter steget svagt fra 2010 til 2011 med 0,2 kg N/ha for tørdeposition af ammoniak, 0,3 kg N/ha for øvrig tørdeposition og 0,8 kg N/ha for våddeposition. Samlet er det i gennemsnit 1,3 kg N/ha mere i 2011. Det er i modsætning til 2010, hvor der var en gennemsnitlig reduktion på knapt 2 kg N/ha i forhold til året før. Ændringerne i alle årene skyldes sandsynligvis primært meteorologiske forhold, hvor ændringer i våddepositionen er mest betydende.

Tabel 2.4 Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2011 med DAMOS systemet. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak beregnet med lokal-skala modellen OML-DEP, samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med regional-skala modellen DEHM. Total depositionen er beregnet med decimaltal fra de tre bidrag og derefter afrundet.

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Naturtype	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Anholt	56,717	11,521	Græs	1	3	6	10
Frederiksborg	55,956	12,352	Nåleskov	1	8	6	15
Keldsnor	54,747	10,737	Landbrug	2	3	7	11
Lindet	55,142	8,885	Nåleskov	5	10	8	22
Tange	56,353	9,602	Løvskov	4	9	6	20
Ulborg	56,290	8,428	Nåleskov	3	8	7	18
Lønborg Hede	55,870	8,427	Hede (4010, 4030)	2	2	7	11
Helm Polde	55,169	8,931	Hede (4010, 4030)	3	2	8	13
Raghammer	55,014	14,945	Hede, tør (4030)	2	3	6	10
Hammer Bakker	57,129	10,038	Hede, tør (4030)	2	2	8	11
Randbøl Hede (V)	55,663	9,117	Hede, tør (4030)	2	2	8	12
Idom Hede	56,315	8,483	Hede, tør (4030)	2	2	7	12
Ovstrup Hede	56,247	8,931	Hede, tør (4030)	2	2	8	12
Råbjerg Mose	57,554	10,359	Hængesæk (7140)	2	2	7	10
Holmegårds Mose	55,296	11,801	Højmose (7110)	2	2	6	10
Lille Vildmose	56,867	10,173	Højmose (7110)	2	2	7	11
Nybo Mose	55,133	10,369	Højmose (7110)	2	2	8	12
Storelung	55,255	10,256	Højmose (7110)	3	2	7	12
Ulvshale	55,040	12,265	Kystklit (2250)	1	2	6	9
Husby Klit	56,293	8,132	Kystklit (2130)	1	3	7	10
Hansted (S)	57,051	8,560	Klit (2140)	1	2	7	10
Diesbjerg	55,824	11,431	Overdrev, sure (6230)	1	2	5	9
Bisgyde Høj	56,226	10,541	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	10
Knurrevang	55,323	11,620	Overdrev, sure (6230)	2	2	6	10
Langdal	56,561	10,104	Overdrev, sure (6230)	4	2	7	13
Nymølle Bæk	57,300	10,227	Overdrev, sure (6230)	4	2	8	14
Åtte Bjerge	55,454	8,975	Overdrev, sure (6230)	4	2	9	15
Ellinge Lyng	55,879	11,532	Klithede (2140)	1	2	5	8
Hulsig	57,685	10,468	Klithede (2140)	0	2	6	8
Melby Overdrev	56,018	11,996	Klithede (2140)	1	2	6	9
Pælebakke Klit	57,712	10,493	Klithede (2140)	0	2	6	9

Tabel 2.4 – fortsat. Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2011 med DAMOS systemet. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak beregnet med lokal-skala modellen OML-DEP, samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med regional-skala modellen DEHM. Total depositionen er beregnet med decimaltal fra de tre bidrag og derefter afrundet.

Lokalitet	Bredde- grad	Længde- grad	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposi- tion	Øvrige tør- deposi- tion	Våd- deposi- tion	Total deposi- tion
Damsted Klit	57,709	10,558	Klithede (2140)	0	3	6	9
Eskebjerg Vesterlyng	55,731	11,274	Klithede (2140)	2	2	5	9
Præstesø	57,629	10,344	Klithede (2140)	1	2	6	9
Nordstrand, Anholt	56,719	11,559	Klithede (2140)	1	3	6	10
Rødhus Klit	57,193	9,518	Klithede (2140)	1	2	7	10
Simon Skrivvers Klit, Mølklitten	57,608	10,340	Klithede (2140)	2	2	6	10
Grærup Hede	55,649	8,152	Klithede (2140)	1	3	6	10
Grovsø	55,626	8,201	Klithede (2140)	1	2	7	10
Fogedens Eng (s), Fanø	55,422	8,445	Klithede (2140)	1	3	6	10
Halen, Fanø	55,435	8,438	Klithede (2140)	1	2	6	10
Henne Strand (N)	55,747	8,180	Klithede (2140)	1	3	6	10
Hans, Nyminddegab	55,820	8,177	Klithede (2140)	1	3	6	10
Ejstrup Strand	57,175	9,446	Klithede (2140)	1	2	7	10
Topperbjerge, Vejers	55,610	8,150	Klithede (2140)	1	3	7	10
Krogsande	55,549	8,188	Klithede (2140)	1	3	7	10
Grønnestrand	57,139	9,274	Klithede (2140)	1	2	7	10
Henne Strand (S)	55,732	8,175	Klithede (2140)	1	3	6	10
Filsø Hede	55,711	8,181	Klithede (2140)	1	3	6	10
Bredesande v. Tranum Klit	57,162	9,498	Klithede (2140)	2	2	7	10
Bulbjerg	57,149	9,023	Klithede (2140)	1	2	7	10
Klibjerg, Rømmø	55,129	8,492	Klithede (2140)	1	3	6	10
Hvidbjerg Klitplantage	56,871	8,361	Klithede (2140)	1	2	7	10
Blåbjerg	55,743	8,234	Klithede (2140)	1	2	7	10
Skavemose	56,283	8,138	Klithede (2140)	1	3	7	10
Bjålum Klit	55,839	8,208	Klithede (2140)	1	3	6	10
Hansted (N)	57,103	8,611	Klithede (2140)	1	2	7	10
Nygå II	55,878	8,161	Klithede (2140)	1	3	6	11
Nissekær, Glæde	57,119	8,905	Klithede (2140)	1	2	8	11
Bredvandbakker v. Kollerup	57,123	9,263	Klithede (2140)	2	2	7	11
Underlien v. Slettestrand	57,143	9,393	Klithede (2140)	2	2	7	11
Nygå	55,879	8,160	Klithede (2140)	1	3	6	11
Anerbjerge, Gødelen	55,823	8,224	Klithede (2140)	2	3	6	11
Høstbjerg, Rømmø	55,156	8,533	Klithede (2140)	1	3	6	11
Madsbøl Plantage	57,109	8,879	Klithede (2140)	1	2	8	11
Fanø Bad (N)	55,446	8,358	Klithede (2140)	1	3	6	11
Præstø Fed	55,149	12,107	Klithede (2140)	2	2	7	11
Lild Strand	57,147	8,954	Klithede (2140)	1	2	8	11
Fårdam Sande v. Klim	57,119	9,184	Klithede (2140)	2	2	7	11
Kokkjær Vand	57,062	8,661	Klithede (2140)	1	2	8	11
Holmsland Klit, Bjerregård Øst	55,883	8,179	Klithede (2140)	2	3	6	11
Vint	55,916	8,167	Klithede (2140)	1	4	6	11
Vint II	55,917	8,159	Klithede (2140)	1	4	6	11
Husby Klit II	56,233	8,136	Klithede (2140)	1	3	7	11
Glæde	57,106	8,942	Klithede (2140)	2	2	8	11
Nørre Fjand	56,330	8,151	Klithede (2140)	2	3	7	11
Havrvig	55,935	8,153	Klithede (2140)	1	4	6	11
Korsø	57,071	8,772	Klithede (2140)	2	2	8	12
Sidselsbjerg	56,160	8,132	Klithede (2140)	3	3	7	13
Havrvig (NØ)	55,941	8,152	Klithede (2140)	3	4	6	13
Lille Oles bjerg	55,957	8,152	Klithede (2140)	4	4	6	14
Kærene, Læsø	57,284	10,961	Hede, våd (4010)	1	2	6	9
Løvenholm	56,450	10,486	Hede, våd (4010)	1	2	6	9
Galgebakken	56,068	9,708	Hede, våd (4010)	1	2	6	9
Ulkestrup Lyng	55,598	11,528	Hede, våd (4010)	2	2	6	9

Tabel 2.4 fortsat. Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2011 med DAMOS systemet. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak beregnet med lokal-skala modellen OML-DEP, samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med regional-skala modellen DEHM. Total depositionen er beregnet med decimaltal fra de tre bidrag og derefter afrundet.

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Naturtype	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Klattrup v. Mou	56,940	10,259	Hede, våd (4010)	1	2	7	10
Egedalsmosen	56,232	9,686	Hede, våd (4010)	2	2	6	10
Skærbæk Plantage	56,078	9,438	Hede, våd (4010)	1	2	7	10
Sellegårde, Tofte Skov	56,827	10,243	Hede, våd (4010)	1	2	7	10
Jerup Hede	57,544	10,369	Hede, våd (4010)	2	2	6	10
Rauf Hede v. Madum Sø	56,814	9,927	Hede, våd (4010)	2	2	7	10
Grammarkvej, Rønmø	55,109	8,522	Hede, våd (4010)	1	3	6	10
Galtrimmen v. Hou	57,065	10,322	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Resen Bæk	56,377	9,150	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Sømose, Lønborg	55,868	8,401	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Lønborg Hede (V)	55,864	8,420	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Søndre Feldborg Plantage	56,323	8,962	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Hallundbæk	56,034	9,184	Hede, våd (4010)	2	2	8	11
Randbøl Hede	55,659	9,149	Hede, våd (4010)	2	2	8	11
Rørbæk Sø	55,918	9,381	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Katsig Bakker v. Tolne	57,452	10,338	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Lønborg Hede (S)	55,860	8,435	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Husby Plantage nord, Hage	56,325	8,138	Hede, våd (4010)	2	3	7	12
Navnsø	56,883	9,457	Hede, våd (4010)	3	2	7	12
Bormose, Jenle Plantage	56,840	9,489	Hede, våd (4010)	3	2	7	12
Stakroge/Bøvl	55,881	8,895	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Hestlund-Pilkmosen	55,882	9,142	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Ålbæk	55,008	8,650	Hede, våd (4010)	2	3	7	12
Søbylund	56,054	9,168	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
St. Råbjerg/Grene Sande	55,723	9,035	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Store Vorslunde	55,859	9,093	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Varde Sdr. Hede	55,585	8,474	Hede, våd (4010)	3	2	7	13
Rejsby Østermark	55,224	8,733	Hede, våd (4010)	3	3	7	13
Løgumkloster	55,036	8,946	Hede, våd (4010)	3	2	8	13
Ballumbjerg	55,271	8,945	Hede, våd (4010)	3	2	8	13
Klelund	55,586	8,974	Hede, våd (4010)	4	2	9	15
Farsø Mose, St. og Ll. Øksø	56,800	9,851	Højmosen (7110)	2	2	7	10
Høstemark (s), Lille Vildmose	56,927	10,234	Højmosen (7110)	1	2	7	10
Toftesø, Lille Vildmose	56,871	10,223	Højmosen (7110)	1	2	7	10
Knebel Bakker	56,824	9,913	Højmosen (7110)	2	2	7	10
Velling Skov	56,038	9,539	Højmosen (7110)	2	2	7	10
Paraplymosen og Portland Mo-	56,937	10,179	Højmosen (7110)	2	2	7	11
Damfærner, St Vildmose	57,185	9,778	Højmosen (7110)	2	2	7	11
Boest	55,995	9,456	Højmosen (7110)	2	2	7	11
Nørhoved	55,993	9,413	Højmosen (7110)	2	2	7	11
Grevens Ris, St. Vildmose	57,244	9,825	Højmosen (7110)	2	2	7	11
Sønder Kollemørten	55,857	9,378	Højmosen (7110)	3	2	7	13
Bradstrup Hede v. Ravnkilde	56,740	9,732	Højmosen (7110)	5	2	7	13
Træm	56,131	8,633	Højmosen (7110)	3	2	8	14

Et eksempel på hvordan den lokale tørdeposition af ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.13. Her er for 2011 vist den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i området omkring Lille Vildmose lige syd for Limfjorden i Østjylland. Meget overordnet ses en faldende deposition fra vest mod øst, hvilket følger den overordnede variation af tætheden i ammoniakemissioner.

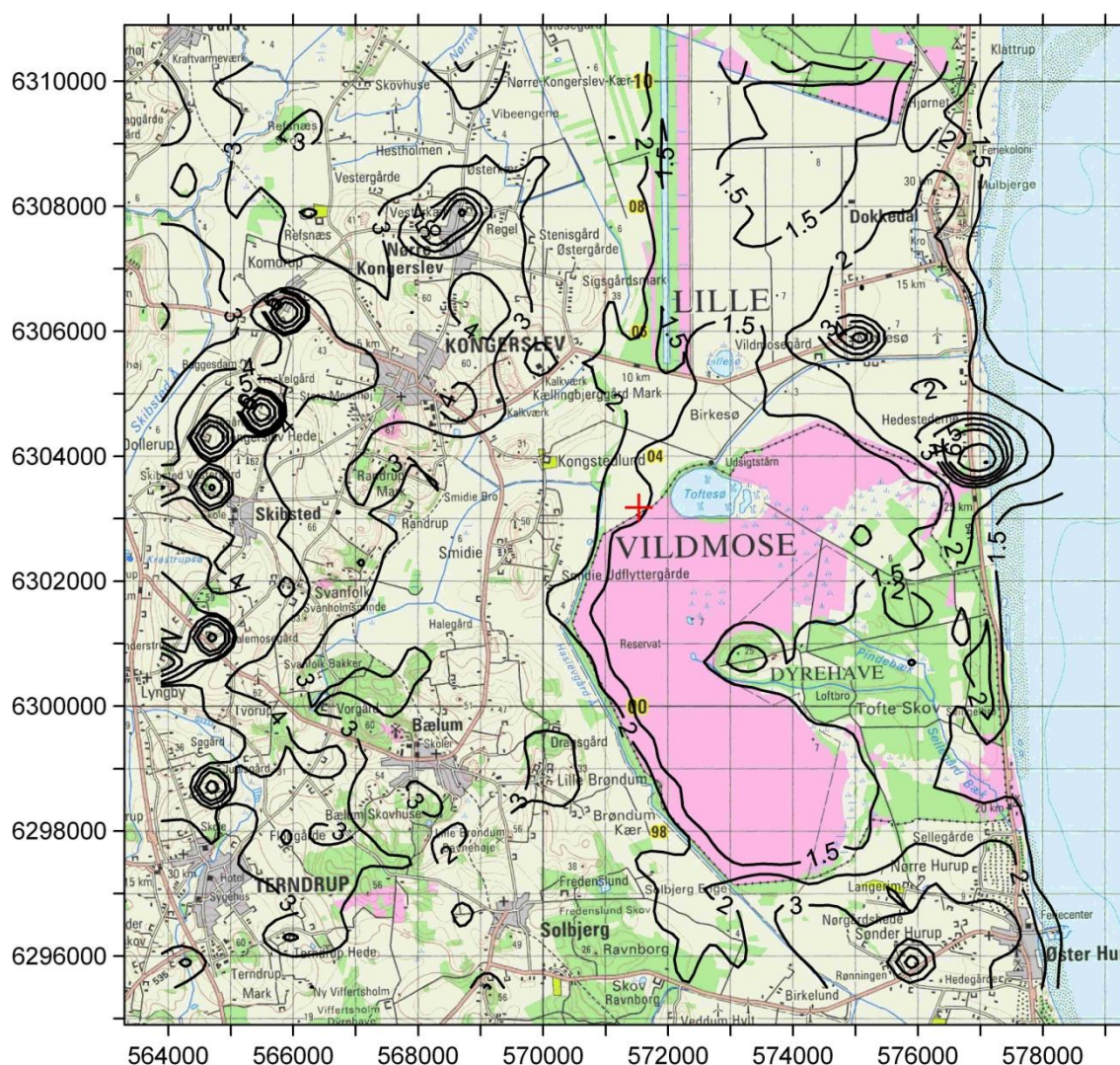
Lille Vildmose ses at modtage fra ca. 2 N/ha på randen af området ved landbrugsområder til under 1,5 kg N/ha i det indre af området (minimum er ca. 1,2 kg N/ha). Skov områderne vest for Lille Vildmose modtager ca. 3 kg N/ha, idet skovene ligger i emissionsområder; derimod modtager Tofte Skov/ Dyrehave kun ca. 1,5-2 kg N/ha, da området ligger 'beskyttet' mellem Lille Vildmose og Kattegat, som er områder med ringe eller ingen emission.

I landbrugsområder varierer depositionen for størstedelen mellem ca. 2 og 4 kg N/ha afhængigt af den lokale størrelse af emissionen. Den laveste deposition af ammoniak ses over Kattegat med under 1,5 kg N/ha.

I området ses flere lokale maksima, som er beliggende ved punktkilder. Størrelsen af disse maksima kan dog kun i nogen grad sammenlignes, da niveauet er meget afhængigt af kildens afstand til modellens beregningspunkter, som ligger i et gitter med 400 meters afstand.

Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes på DCE's hjemmeside (se links).

Lille Vildmose (kg NH₃-N/ha)



Figur2.13 Den beregnede geografiske variation af tørdeponeret ammoniak i 2011 i et 16 km x 16 km område ved Lille Vildmose i Østjylland. De anvendte niveaukurver er 1, 1.5, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Kurverne er ikke ført helt til kanten af kortområdet, idet usikkerheden her er større. Depositionen er beregning i et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen Lille Vildmose (naturtypen Højmoser (7110) i tabel 2.4. er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord).

Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition/natur/>

Information om naturområder i den terrestriske del af NOVANA:

<http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/fagdatacentre/fdc biodiversitet/>

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

Information om AIS-data kan findes på:

http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/

3 Fosfor

Relevans

Fosfor fra atmosfæren deponeres til de danske farvande og landområder og bidrager dermed til den samlede næringsstofbelastning af disse områder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme den årlige deposition af fosfor til vandmiljøet og landområderne.

Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af fosfordepositionen.

Tilstand, udviklingstendens og årsag

Atmosfærisk fosfor er hovedsageligt bundet til partikler og transporteres i luften med disse. Fosfor findes i form af opløselige fosfatsalte, bundet til metaller eller bundet i biologisk materiale som f.eks. pollen.

Emission af fosfor stammer fra både menneskeskabte og naturlige kilder. De menneskeskabte kilder er primært emission af partikulært fosfor fra forbrænding af kul og halm, herunder markafbrænding. Derimod er emissionen af fosfor fra forbrænding af olie og gas lille. De naturlige kilder er primært ophvirvlet jordstøv og biologisk materiale som f.eks. luftbårne alger, pollen, svampesporer og mikroskopiske bladfragmenter.

Den samlede deposition af fosfor består af summen af tørdeposition af partikelbundet fosfor og våddeposition af fosfor i regndråber, sne m.m. I 2011 er den samlede deposition af fosfor til de indre danske farvande og landområder vurderet til ca. 0,04 kgP/ha. Depositionen til de indre danske farvande (areal 31.500 km²) i 2011 kan herudfra estimeres til ca. 130 tons P. Tilsvarende kan depositionen til de danske landområder (areal 43.000 km²) estimeres til ca. 170 tons P.

Depositionen af fosfor er uændret i forhold til rapporteringen for år 2010. Baseret på overvågningsmålingerne og resultater fra det tidligere Fyns Amt (*Fyns Amt 2005*) vurderes, at der ikke er sket målelige ændringer i den atmosfæriske deposition af fosfor siden 1989.

Estimaterne af tørdepositionen af fosfor har for de tidligere år været baseret på målinger af luftens indhold af partikelbundet fosfor ved opsamling af partikelprøver med filterpack-opsamlere og direkte analyse af partikelfiltret vha. PIXE-analyse (Proton Induced X-ray Emission). Denne analysemetode er imidlertid ikke længere i brug og en ny analysemetode baseret på ICP-MS er under indkøring. Derfor er der ikke foretaget målinger af partikulært fosfor i 2011. Den skønnede tørdeposition er derfor baseret på målingerne for 2009, hvilket de følgende resultater henfører til. Med analysemetoden måles den samlede mængde fosfor, og der skelnes ikke mellem uorganiske eller organiske fosforforbindelser. Mængden af partikulært fosfor opsamlet med filterpackopsamlere er imidlertid lille i forhold til detektionsgrænsen, som er 20-50 ngP/m³. I 2009 var kun ca. 20-30% af målingerne over detektionsgrænsen. Den årlige tørdeposition af fosfor er estimeret til 0,02 kgP/ha. Dette estimat er baseret på tidligere års resultater.

Våddepositionen af fosfor bestemmes rutinemæssigt ved opsamling af nedbør med de såkaldte bulkopsamlere (se figur 1.2) og senere laboratorieanalyse af indholdet af opløst fosfat. Der er imidlertid stor risiko for kontaminering af prøverne med biologisk materiale, som indeholder store mængder fosfat (f.eks. fugleklatter i opsamlingstragtene). Våddepositionen bestemt på denne måde giver derfor anledning til en overestimering af våddepositionen af fosfor.

I 2001-2002 blev der derfor foretaget en mere nøjagtig bestemmelse af våddepositionen af fosfor ved målestationerne på Anholt og ved Ulborg. Forbedringerne ligger i anvendelse af wet-only-nedbørsopsamler (står kun åben når det regner og er derfor mindre udsat for forurening), konservering af prøverne på prøveopsamlingsstedet og en forbedret analyse af fosfatkoncentrationerne. Resultaterne af disse målinger viser, at våddepositionen ligger på 0,01-0,02 kgP/ha. Våddepositionen af fosfor ligger kun lige over detektionsgrænsen, så usikkerheden på resultaterne er betragtelig (formentlig på $\pm 0,005$ -0,01 kgP/ha).

Et forsigtigt skøn af den samlede atmosfæriske deposition af uorganisk opløseligt fosfat er derfor en samlet deposition på 0,02-0,04 kgP/ha baseret på en våddeposition på 0,01-0,02 kgP/ha og en tørdeposition på 0,01-0,02 kgP/ha.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition er stor pga. risiko for kontaminering og lave koncentrationer i forhold til detektionsgrænsen. Grundet den store risiko for kontaminering af prøverne anses estimatet som en øvre grænse for den atmosfæriske deposition af uorganisk fosfat. Usikkerhederne er for store til at vurdere geografiske forskelle mellem Ulborg og Anholt.

Den organiske fosfordeposition vurderes at være af samme størrelse som depositionen af uorganisk opløseligt fosfor. Denne vurdering er baseret på tidligere vurderinger af *Hovmand et al. (1993)* og målinger af organisk fosfat foretaget af *Fyns Amt (2005)*.

4 Svovl

Relevans

Deposition af svovl fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske landområder med forsurende stoffer. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme den årlige deposition af svovl til de danske landområder.

I Danmark og på internationalt plan er der vedtaget en række handlingsplaner for at reducere emission af svovl og dermed belastning af natur og vandmiljø med de forsurende stoffer, der dannes som følge af emissionen af svovl. Det er derfor relevant at følge tidsudviklingen i svovldepositionen for at kunne vurdere effekten af disse handlingsplaner.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening end den kan tåle, herunder svovl som forsurende stof. Via Habitatdirektivet er EU's medlemslande herunder Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af deposition af forsurende svovlforbindelser. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for svovldepositionens størrelse og ej heller direkte reduktionsmålsætninger. Via målsætninger om reduktion af svovlemissionen er der dog lagt en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af svovl i 2010 med 67% set i forhold til 1990, hvilket er blevet opfyldt. I 2012 er der blevet vedtaget en ny revideret Gøteborg-protokol med emissionslofter for 2020. Danmark har forpligtet sig til at reducere emissionen af svovl i 2020 med 35% set i forhold til 2005. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 59%. Den reviderede Gøteborg-protokol er endnu ikke trådt i kraft.

4.1 Svovldeposition i 2011

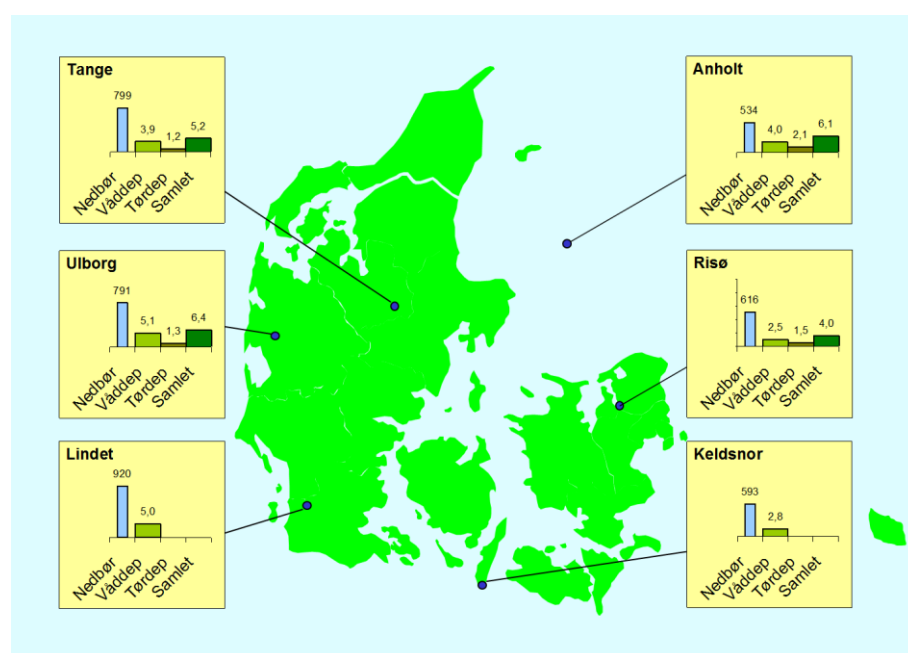
Resultaterne i 2011 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 4,0-6,4 kgS/ha for deposition til landområderne (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 28% højere end i år 2010.

De højeste depositioner blev i 2011 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til de fem målestationer. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1000 km eller mere via luften og de geografiske variationer er derfor jævnet ud under den lange transport. En stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket er forklaringen på, at der måles høj tørafsætning af svovl i den sydlige del af Jylland. Den relativt høje tørafsætning på Anholt skyldes formentligt indflydelse fra skibstrafik på Kattegat.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiprodukti-

on, industri m.m.. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 15-25% af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer Ulborg og Anholt. Den relativt høje svovldeposition på Anholt skyldes dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige svovldeposition vurderes til 14-28%. Årsag til den relativt høje usikkerhed er, at den samlede deposition bestemmes som summen af våddepositionen af sulfat og tørdepositionen af partikulært sulfat og svovldioxid. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra måling af luftens indhold af svovlforbindelserne, og ikke ved en direkte depositionsmaaling, som er meget ressourcekrævende. Der er stor usikkerhed ved beregning af tørdeposition med denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



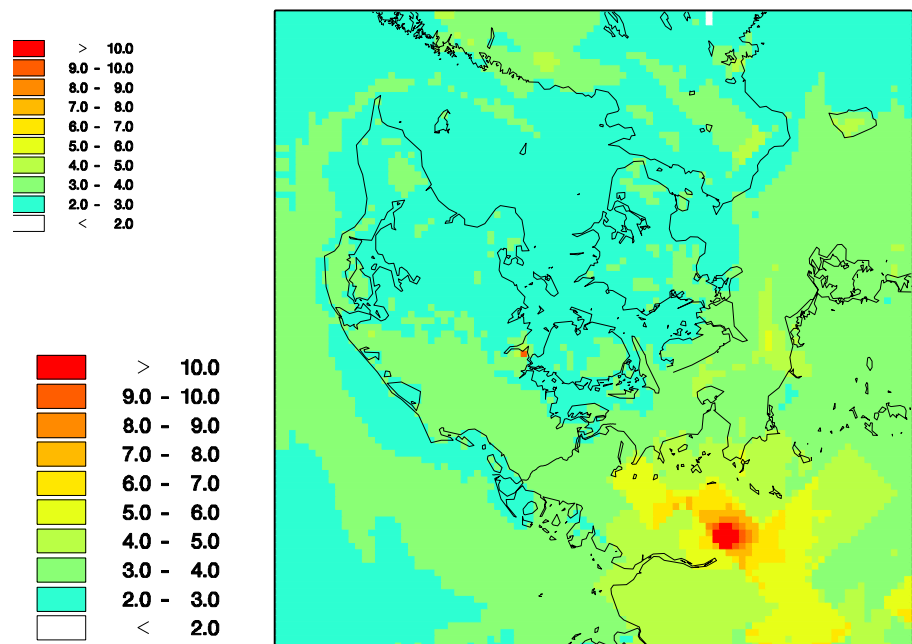
Figur 4.1 Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2011. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Der bliver ikke målt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet.

4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for år 2011 beregnet til 12.900 ton S, hvilket er ca. 5% mere end rapporteret for 2010, hvilket ligger inden for de naturlige variationer, som følge af de meteorologiske variationer fra år til år. Den samlede deposition på danske landområder er ca. dobbelt så stor som den danske emission af svovl. Denne lå i 2010 på 7.000 ton S (Nielsen *et al.* 2012).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 3,0 kg S/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,4 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsurening på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev, 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak 2003). Skadelige effekter af forsurening afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af forsurende kvælstofforbindelser og syreneutraliserende basekationer også skal tages med i betragtning ved vurdering af svovldeposition i relation til tålegrænser.

Depositionen varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Beregninger med DEHM angiver, at de danske kilder på landsplan kun bidrager med 7% af den samlede deposition. Det danske bidrag varierer kun meget lidt mellem regionerne (6,2 – 7,4%).



Figur 4.2 Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2011. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. Den høje deposition på farvandsområderne skyldes skibstrafik.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med luftforureningsmodellen DEHM. DEHM tager højde for den geografiske placering af kilderne til svovlforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af svovl i atmosfæren. Modellen medtager ikke svovl fra havsalt, som via vinden bliver "blæst op" i atmosfæren.

Målingerne af svovldeposition ved målestationerne viser, at havsalt bidrager med ca. 10-30% af den samlede antropogene og naturlige deposition.

Ud fra sammenligning mellem resultaterne fra målinger og modelberegninger estimeres usikkerheden for de enkelte regioner til at være op mod $\pm 40\%$.

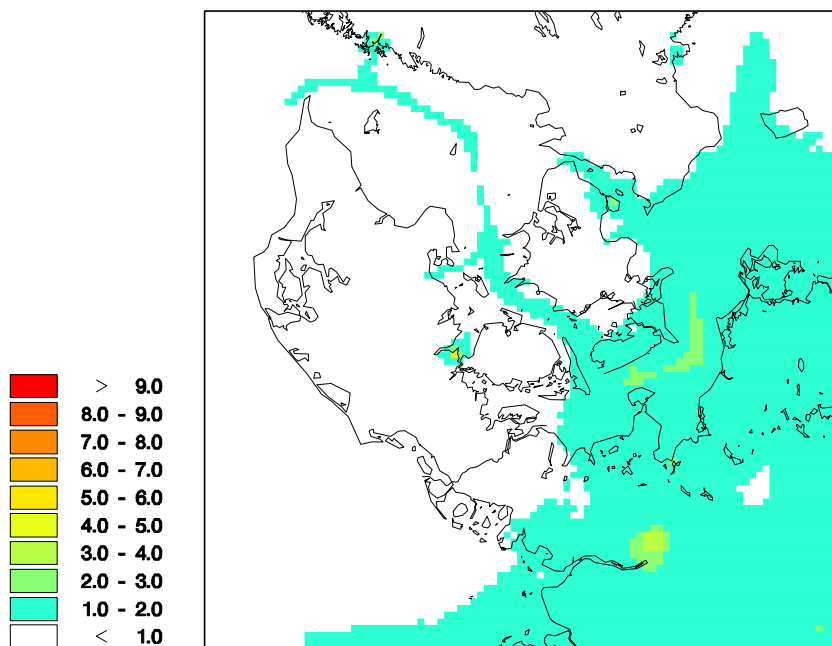
Tabel 4.1 Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2011.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1000 ton S	1000 ton S	1000 ton S	per areal	km²
				kgS/ha	
Nordjylland	0,7	1,5	2,3	2,9	7908
Midtjylland	1,4	2,4	3,8	2,9	13094
Syddanmark	1,6	2,3	3,9	3,2	12130
Sjælland	1,1	1,1	2,2	3,0	7268
Hovedstaden	0,4	0,4	0,8	3,1	2568
Hele landet	5,1	7,7	12,9	3,0	42927

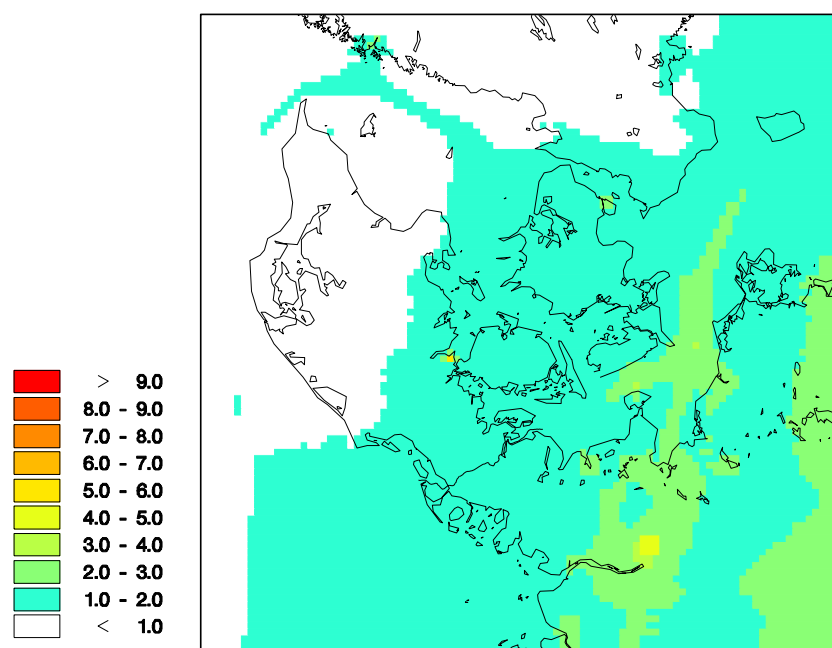
4.3 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 µg SO₂/m³ for både års- og vintermiddelmålingerne (1. oktober til 31. marts) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige effekter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved Anholt, Tange, Ulborg og Risø viser en årlig middelmåling på mellem 0,3-0,6 µg SO₂/m³, hvilket er mere end 20 gange mindre end grænseværdierne.

Luftforureningsmodellen DEHM anvendes til beregning af den geografiske variation i koncentrationerne af SO₂. Figur 4.3 og 4.4 viser års- og vintermiddelmålingerne. De højeste koncentrationer uden for byområderne ses for vintermiddelmålingerne ved de sydlige øer Langeland, Falster og Lolland, hvor koncentrationerne ligger lidt under 3 µg SO₂/m³. De relativt set højere koncentrationer disse steder skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og dels indflydelse fra skibstrafik. De højere koncentrationer, som ses i en række bånd gennem farvandene skyldes udledninger fra skibstrafik i forbindelse med sejlrufterne.



Figur 4.3 Årsmiddelkoncentrationer af SO_2 i 2011 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.



Figur 4.4 Vintermiddelkoncentrationer (1. oktober – 31. marts) af SO_2 i 2011 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.

4.4 Udviklingstendenser for svovldepositionen

Grundet revision af måleprogrammet har det været nødvendigt at ændre på antallet af målestationer, som indgår ved beregning af udviklingstendens. Denne ændring giver imidlertid kun en minimal ændring i den beregnede udviklingstendens (se Bilag 1).

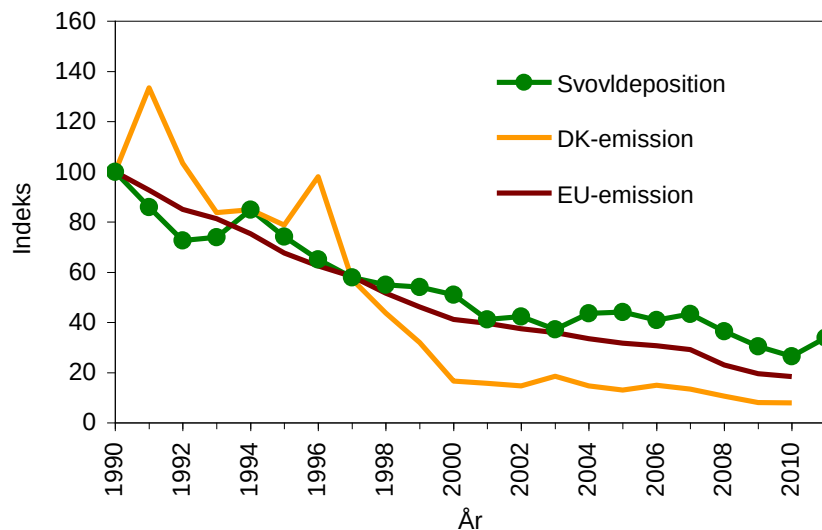
Figur 4.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1989 er depositionen reduceret med ca. 73%. Det største fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007. Herefter ses igen et mindre fald i depositionen frem til 2010. Da faldet i depositionen er ens på målestationerne vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

Figur 4.5 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig korrelation mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 27 EU-lande, hvilket skyldes, at langt størstedelen af depositionen stammer fra de europæiske lande syd og vest for Danmark.

Det kan altså konkluderes, at faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes faldet i emissionerne på europæisk plan. Reduktionen i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for reduktionen af svovldepositionen i Danmark. Til gengæld har reduktionen af de danske emissioner betydning for afsætning af svovl i de lande, som modtager den langtransporterede svovlforurening fra Danmark.

Udledningerne af svovl fra skibstrafik spiller også en stor rolle for deposition af svovl i Danmark og denne rolle er blevet relativt mere betydnende, fordi de landbaserede kilder er blevet reguleret, mens reguleringen af udledningerne fra skibstrafik hidtil har været meget begrænset. Den Internationale Maritime Organisation har nu vedtaget reguleringer af udledningerne af svovl fra skibstrafik med en reduktion af svovl i brændstof fra omkring 2,7% før 2007 til 1,5% i 2007 gældende for Nordsøen og Østersøen, hvilket i denne sammenhæng dækker alle de danske farvande. Nedsættelse af svovlindholdet i 2007 er formentligt en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2011, men der kræves en længere måleserie for at kunne fastlægge dette mere præcist.

Udover det generelle fald ses også en år til år variation. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor store nedbørsmængder giver høj deposition og små nedbørsmængder giver lav deposition. Variationerne i de meteorologiske forhold slår dog ikke så tydeligt igennem, som for kvælstofdepositionen (se afsnit 2.5).



Figur 4.5 Udviklingstendenser for samlet deposition og emission af svovl. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområderne er beregnet som middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (*Nielsen et al. 2012*) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (*EMEP 2012*).

Links

Deposition af svovl til de enkelte amter og kommuner kan findes på:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+naturen/>

Information om luftmålestationerne kan fås på:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge-/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp.

5 Tungmetaller

Relevans

Deposition af potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med disse stoffer. Depositionen af tungmetaller kan forøge tungmetalindholdet i de øverste jordlag (0-20 cm). På lignende måde er den atmosfæriske tungmetaldeposition til vandmiljøet i mange tilfælde betydelig i forhold til andre kilder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Endvidere pålægger EU's 4. datterdirektiv om bl.a. tungmetaller, (EC, 2005) medlemslandene at måle koncentrationerne i luften og depositionen af bl.a. arsen, cadmium og nikkel med henblik på en samlet europæisk evaluering af den mulige skadevirkning af disse stoffer i baggrundsområder.

Tilstand og årsag

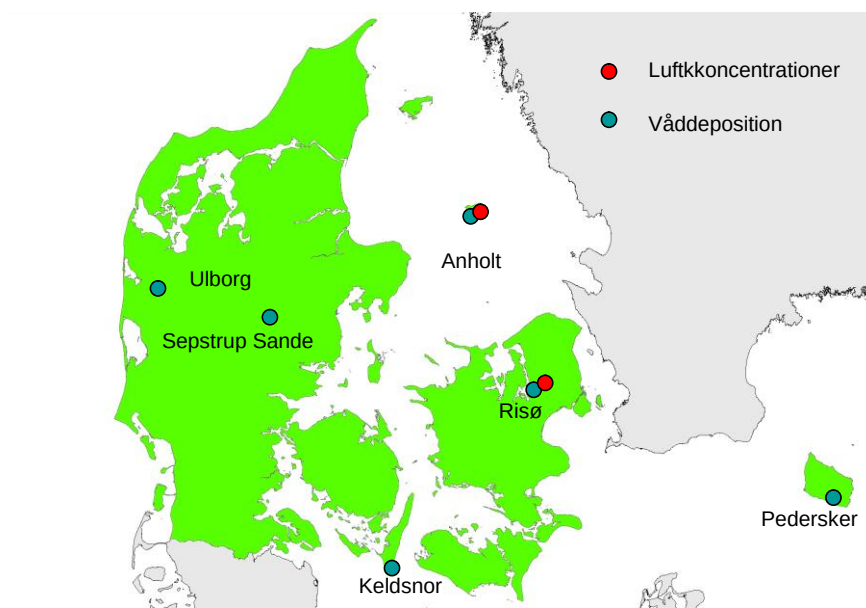
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet er målingerne af våddepositionen af tungmetaller ændret således, at målingerne ved Lindet er standset og at målingerne på Frederiksborg er blevet standset til fordel for målingerne ved målestationen på Risø. Målestationerne er vist i figur 5.1. Revisionen har endvidere medført, at antallet af målestationer er blevet reduceret, så der kun måles luftkoncentrationer af tungmetaller ved Anholt og Risø (fra 2. halvår 2010), hvor der tidligere blev målt luftkoncentrationer ved fem målestationer. Måleprogrammet er dermed spinklere end tidligere, hvilket medfører større usikkerhed på depositionsestimaterne.

Den samlede deposition af tungmetaller (summen af tør- og våddeposition) til de indre danske farvande og danske landområder kan estimeres ud fra målingerne af våddeposition og beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Den samlede deposition fremgår af tabel 5.1. Sammenlignes depositionerne til de indre danske farvande med værdier for landbaserede udledninger (overfladevand, spildevand m.m.) af tungmetaller til farvandene, er det atmosfæriske bidrag af samme størrelsesorden som disse og i nogle tilfælde større (Dahllöf, I., *personlig kommunikation* 2002).

En stor del af de tungmetaller, som findes i atmosfæren og dermed deponeres, kommer fra antropogene kilder udenfor Danmark. Sammenlignes de estimerede depositioner til de indre danske farvande og danske landområder med de danske emissioner (tabel 5.1), ses at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er væsentlig mindre end depositionerne. Dette underbygger, at det dominerende bidrag til depositionen er antropogene kilder i udlandet. Det "naturlige" bidrag (i

form af vindblæst støv o.l.) kan for nogle af tungmetallerne dog også have betydning.

I 2011 er der som nævnt ovenfor sket et skift i de målestationer, som anvendes til bestemmelse af tørdepositionen af tungmetallerne. Skiftet i målestationer har ikke givet anledning til ændring i niveauet af den bestemte samlede deposition, hvilket skyldes at tørdepositionen for hovedparten af tungmetallerne kun udgør en mindre del af den samlede deposition og at skift i målestationer ikke har givet markante ændringer i niveauerne for luftkoncentrationerne. Sidst nævnte hænger sammen med, at en stor del af tungmetallerne langtransporteres og derfor er relativt jævnt geografisk fordelt.



Figur 5.1 Målestationer, hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2011.

Depositionen af tungmetaller måles med bulkopsamlere (som for kvælstof, sulfat m.m.), hvor tragten er eksponeret for nedfald hele tiden; altså også i perioder, hvor der ikke er nedbør. Der er ikke foretaget målinger til en egentlig kvantificering af tørdepositionens andel af bulkprøverne. Tungmetaller af antropogen oprindelse må forventes at være knyttet til partikler på 1 μm eller mindre. For disse partikler vil depositionen til bulk-tragtene være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært svovl, som bidrager med under 10% af våddepositionen. Det må derfor anses for at være uden betydning, at målingerne af bulkdeposition omfatter en mindre del tørdeposition, når øvrige usikkerheder på estimaterne af våddeposition tages med i betragtning.

Store partikler af især ikke-industriel oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning "falde" ned i tragten. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetalindholdet i disse materialer er lavt og en del af de tungtopløselige stoffer i mineraler vil ikke blive tilgængelige ved den prøveoplukningsmetode, som anvendes i overvågningsprogrammet.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til $\pm$ 30-50%. Årsagen til den betydelige usikkerhed er først og fremmest, at de målte tungmetalkoncentrationer, såvel i luft som i nedbør, er lave og tæt på detektionsgrænsen. Der er derfor en betydelig risiko for kontaminering.

En anden årsag til usikkerheden er, at estimerne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til $\pm$ 80%). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10% til vand og 20-30% til land), således at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke slår fuldt igennem.

Endelig "ekstrapoleres" resultaterne fra målestationerne til at dække de danske landområder samt de indre danske farvande, hvilket bidrager til usikkerheden på estimerne.

Tabel 5.1. Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition vurderet ud fra måling af luftkoncentrationerne på Anholt. Endvidere er deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2011. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2010 (DCE 2012).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Deposition til vand $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Landområder (43.000 km^2) ton/år	Indre farvande (31.500 km^2) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	190	170	8	5	0,9
Ni, nikkel	26	210	11	6	4,6
Cu, kobber	740	700	32	22	50
Zn, zink	5800	5500	250	170	38
As, arsen	110	93	5	3	0,3
Cd, cadmium	26	23	1	1	0,2
Pb, bly	840	760	36	24	11
Fe, jern	45000	43000	1900	1400	-

Udviklingen i luftens indhold af en række tungmetaller (målt på partikelform og som våddeposition) er i forbindelse med NOVANA og dets forløbere blevet målt siden 1989. Målingerne af luftens indhold af tungmetaller er endda startet op allerede i 1979, således at der i dag findes 30 års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold som i våddepositionen af de viste tungmetaller (figur 5.2 og 5.3). Grundet revision af måleprogrammet er der sket et skift i de steder hvor der måles luftkoncentrationer. Før 2010 er udviklingstendensen baseret på et gennemsnit af resultaterne fra Keldsnor og Tange, mens luftkoncentrationerne efter 2010 er beregnet som gennemsnit af Anholt og Risø. Niveauerne før og efter 2010 ligger på samme niveau når de store usikkerheder på analyse af de lave koncentrationer tages med i betragtning. Skiftet i målestationerne vil derfor ikke få stor betydning på vurderingen af udviklingstendensen for målestationerne. For Cd er der dog sket et markant skift. Dette skyldes dog ikke skift i målestationerne, men skyldes skift til en ny og bedre analysemetode.

Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetalledfald over Danmark. Denne emission har generelt været nedadgående de seneste årtier. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin og en generelt bedre rensning af røggasser.

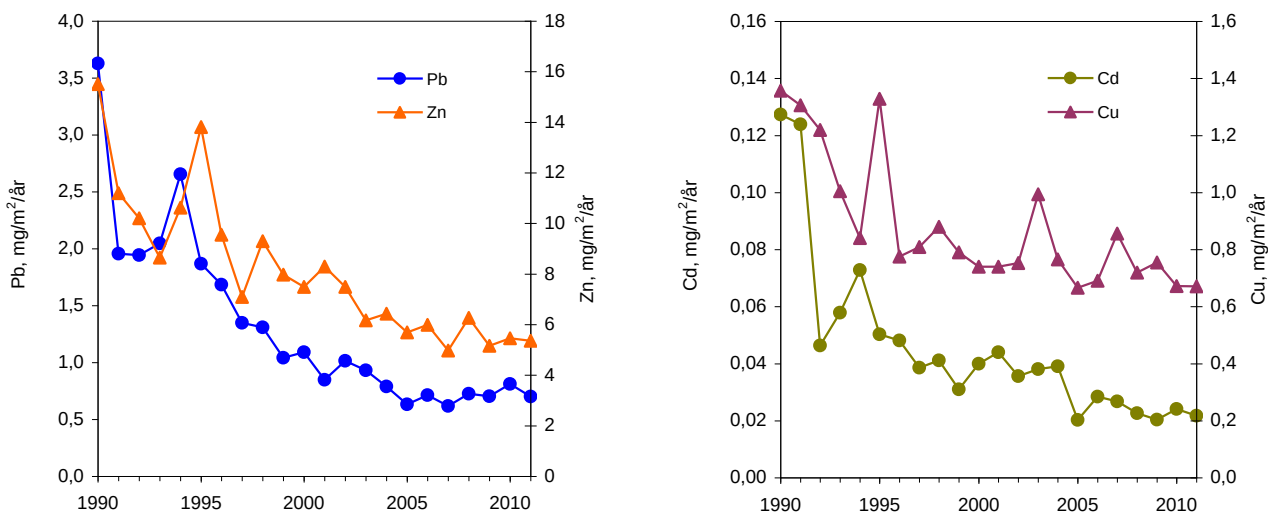
I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990; EMEP 2012) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket er forventeligt, da tungmetallerne for en stor del langtransporteres til Danmark fra store dele af resten af Europa. Ændringerne i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for udviklingen i Danmark.

For Cu ses en uændret emission for EU-landene, mens der ses en stigning for de danske emissioner. Udviklingstendens for våddeposition og luftkoncentrationer følger i begyndelsen af 1990'erne ikke udviklingen i emissionerne, men efter 1995 ligger luftkoncentrationer og våddeposition på et stort set konstant niveau i overensstemmelse med det konstante niveau for udledningerne i EU.

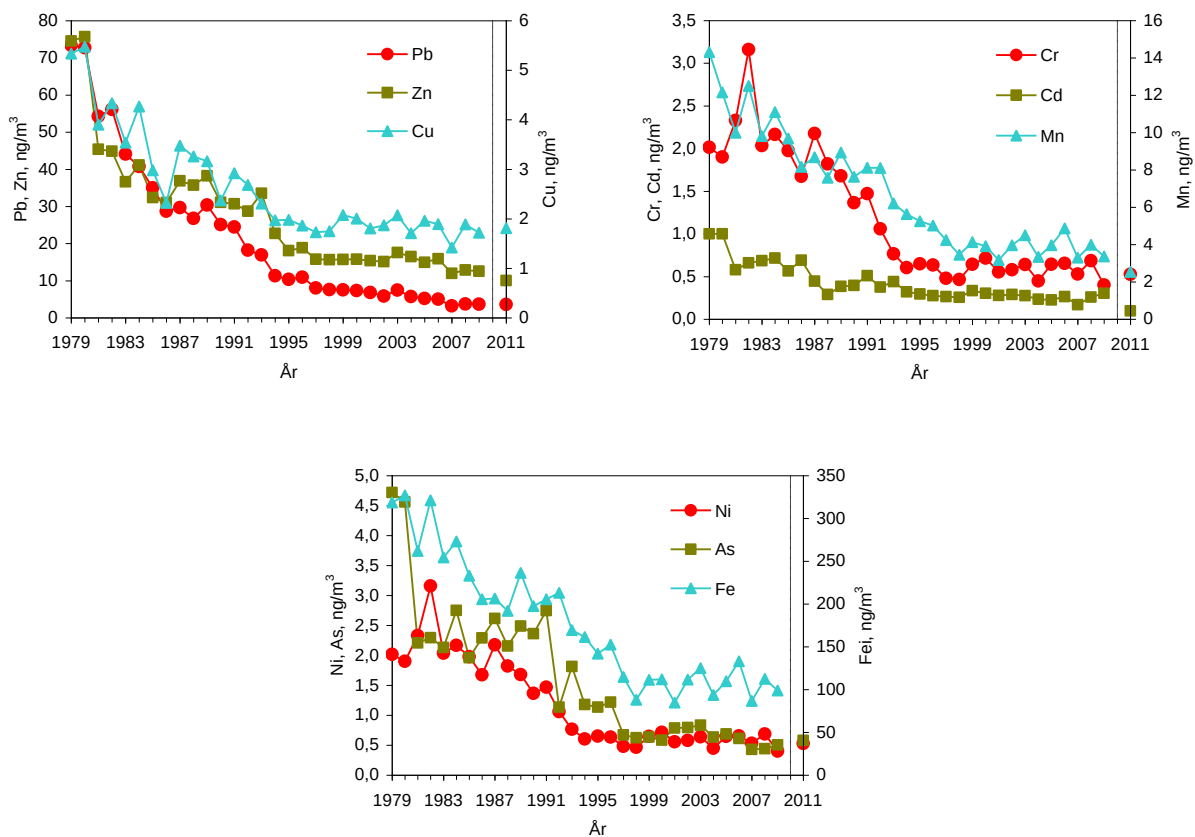
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i våddepositionen.

For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen. Disse er mængden af nedbør, antallet af byger, nedbørsintensiteten samt i hvilket omfang transport af luftmasser med høje koncentrationer af partikler falder sammen med regnhændelser. Af disse grunde ser man ofte en større variation fra år til år i våddepositionen end i den gennemsnitlige koncentration af partikelbundne tungmetaller.

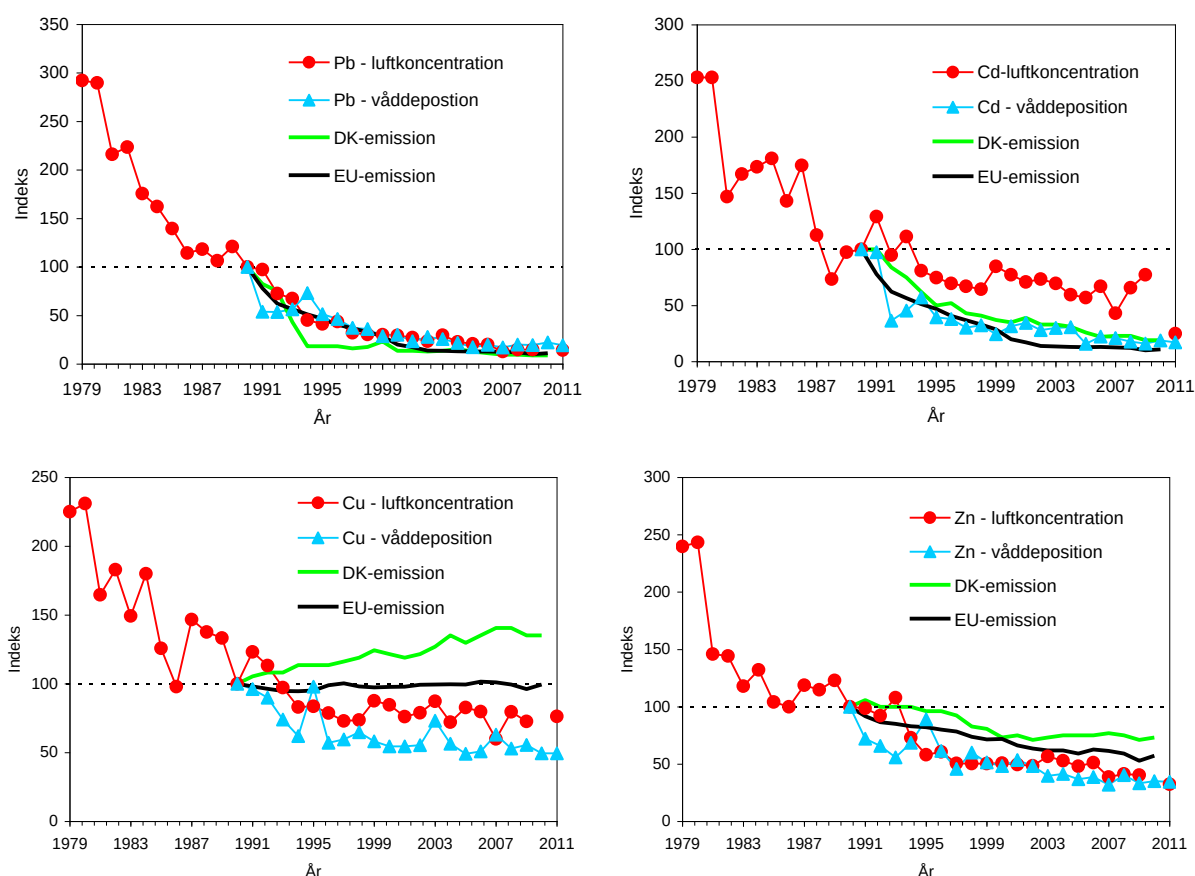
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 og 2007 ses ligeledes en højere deposition når man sammenligner med de foregående år. Det kan ikke udelukkes, at en del af forklaringen på de høje depositioner også her kan skyldes kontaminering af prøverne.



Figur 5.2. Tidsudvikling i våddeposition over en 22-årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m² per år, hvilket svarer til kg/(km² år).



Figur 5.3. Udvikling af koncentrationer i luften af en række tungmetaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange i perioden før 2010 mens 2011 er beregnet som gennemsnit for Anholt og Risø. Den sorte stiplede linje indikerer dette skift i målestationer. Der er ikke analyseret for jern (Fe) i 2011.



Figur 5.4 Målinger af våddeposition og partikelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP 2011). For bly foreligger emissioner for alle 27 EU-lande, mens der for de øvrige tungmetaller foreligger emissioner for 18 lande. Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er luftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsnor og Tange og efter 2010 er de beregnet ud fra gennemsnit af Anholt og Risø.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DCE's hjemmeside: <http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>

Data rapporteret til EU's Miljøagentur:

http://cdr.eionet.europa.eu/dk/Air_Emission_Inventories/

6 Ozon og vegetation

Relevans

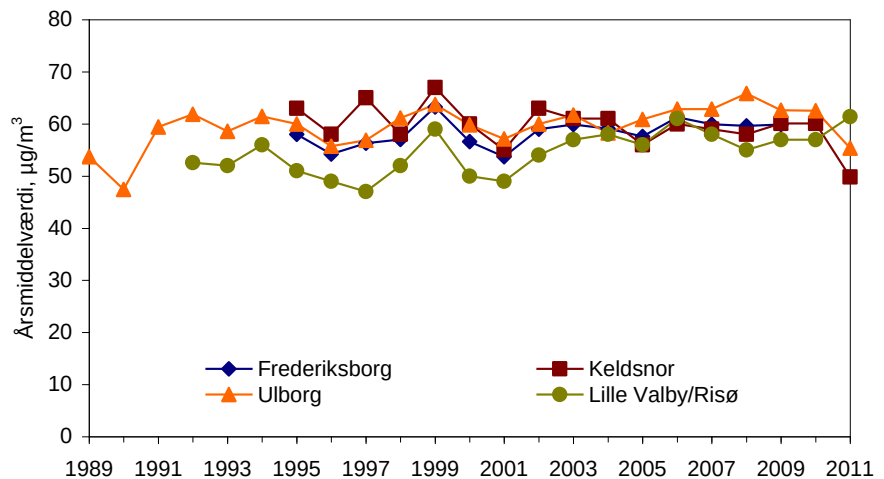
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner i vores lunger eller i plantecellerne.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker. Der er fastsat en kritisk belastningsgrænse (critical level) for effekter af ozon på væksten af træer og anden vegetation. Det er valgt at bruge et index, der kaldes AOT40, som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppbv ozon. Er der fx i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier af ozon, der overstiger 40 ppbv, fx 45, 50 og 55 ppbv, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppbv-timer. For bøg er der estimeret en kritisk belastningsgrænse på 10.000 ± 5.000 ppbv-timer i vækstsæsonen dvs. beregnet for perioden april til september mellem solopgang og solnedgang (*Käremlämpi og Skärby, 1996*) Denne dosis forbindes med en reduktion i biomassetilvækst på ca. 10%. I forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiv fra 2008 om ozon (EC, 2008) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppb-timer (=18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00. Denne målværdi er fastsat til beskyttelse af vegetation. Den gælder fra år 2010 og skal beregnes som middel af 5 år. Endvidere er der fastsat et langsigtet mål (long term target) for beskyttelse af vegetation på 3000 ppb-timer (=6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

Tilstand, udvikling og årsag

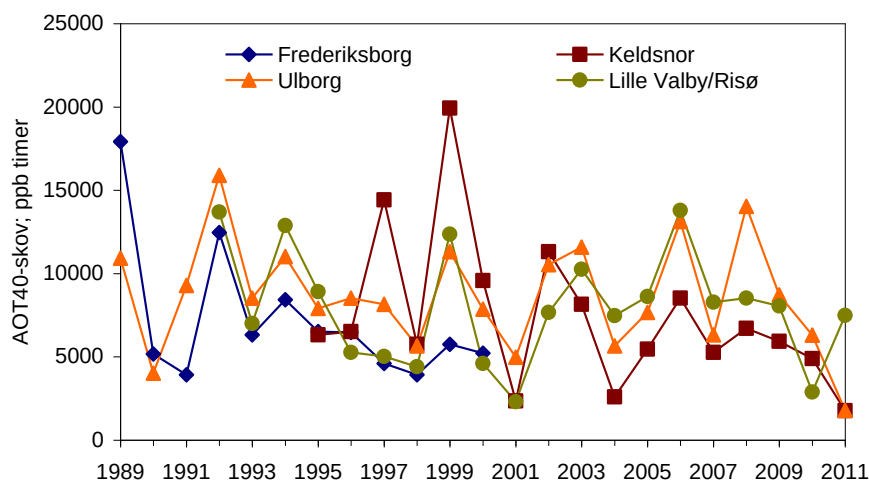
Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 6.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2011 ligger årsgennemsnittet på 55-61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (svarende til 27,5-30,5 ppbv), hvilket svarer til niveauet fra 2010. Det ses, at koncentrationen har en vis år til år variation, og at der er en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. Højeste koncentration i 2011 målt ved Risø og laveste koncentration på Keldsnor. Hovedparten af den ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa. Resultaterne fra de seneste år viser en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x emissionen er reduceret med indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer. Denne tendens ses dog ikke i 2011, hvor der er relativt stor forskel mellem målestationerne.



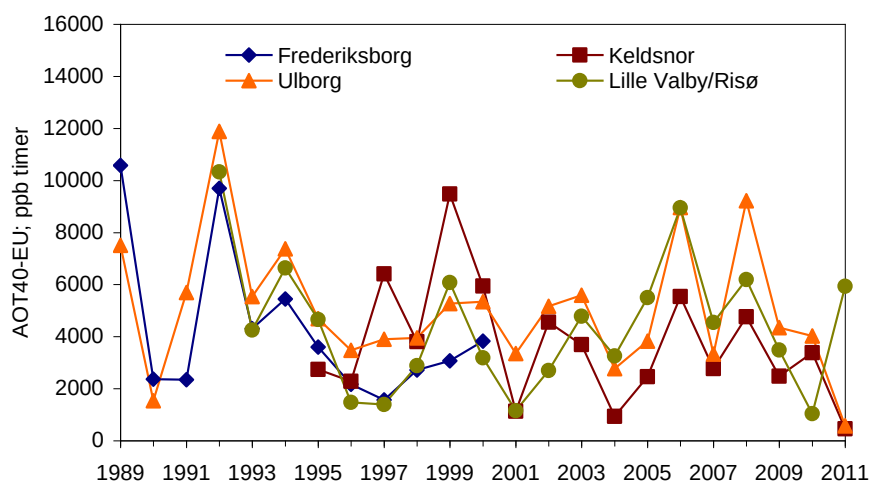
Figur 6.1 Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere år-række på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. For Keldsnors og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2011 ligger AOT40-værdien for Ulborg og Keldsnor på ca. 1.800 ppbv-timer, mens Risø ligger på henholdsvis 1.800 og 7.500 ppbv-timer. Dermed er der ingen af målestationerne som ligger over den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppbv-timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække (figur 6.2) ses, at AOT40 er varierende og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse.

AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er vist i figur 6.3. AOT40 beregnet på denne måde bliver mindre end AOT40 til skov, hvilket skyldes at beregningerne til vegetation foretages for en kortere del af året end beregningerne til skov. Her ses ligeledes en stor år til år variation, hvor de højeste værdier når 12.000 ppbv-timer, hvilket er over målværdien på 9.000 ppbv-timer (EC, 2008). I 2011 var AOT40 ved Ulborg, Keldsnor og Risø på henholdsvis 580, 460 og 5.900 ppb-timer. Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2011. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdi af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2007-2011 under målværdien og der er derfor ingen overskridelser af målværdien, som er gældende fra 2010. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC, 2008) er overskredet på Risø i 2011, mens de to øvrige målestationer ligger under denne målsætning.

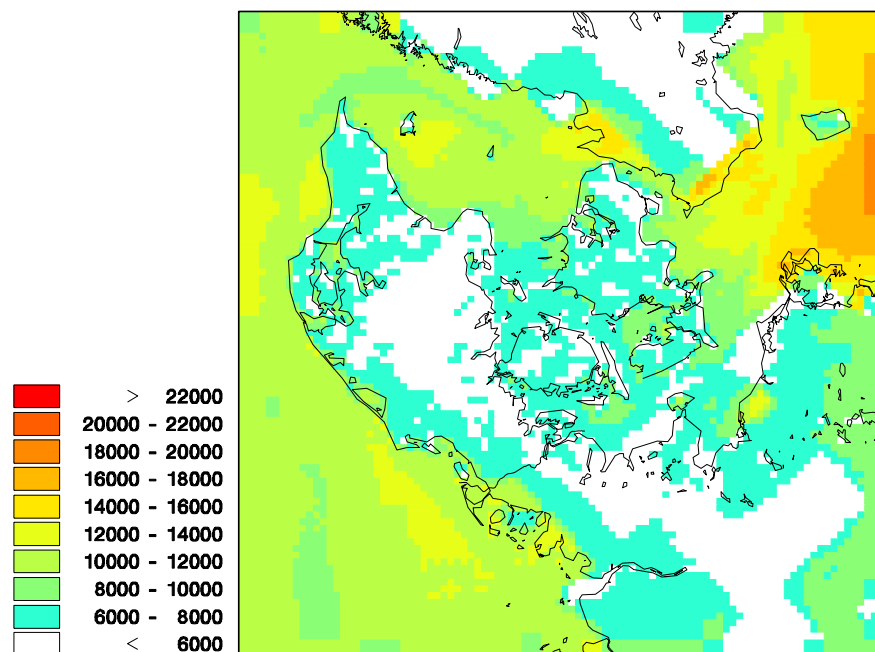


Figur 6.2 AOT40 værdier for skov (enhed ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.



Figur 6.3 AOT40 værdier (enhed ppb-timer) for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00.

AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 6.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). For størstedelen af Jylland er AOT40 under $6.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 3.000 ppb-timer, mens der for hovedparten af Sjælland ses AOT40 på $6.000 - 8.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 3.000 - 4.000 ppb-timer. I kystnære områder og på sydlige mindre øer ses generelt en højere AOT40 end midt inde over land. Tendensen til at AOT40 er højere på Sjælland end over Jylland er i overensstemmelse med observationerne på målestationerne, hvor den højeste AOT40 måles ved Risø. Over alle landområderne ligger AOT40 under mål værdien på 9.000 ppb-timer svarende til $18.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer.



Figur 6.4. AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu\text{g m}^{-3}$ timer, hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb timer.

Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk aktivitet på europæisk plan. Forhøjede ozonkoncentrationer i Danmark er oftest forbundet med luftmasser, der bringes ind over landet fra Centraleuropa, hvor industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik fører til høje ozonkoncentrationer. Også tørve- og skovbrande synes at have betydning. Meteorologiske forhold har derfor stor indflydelse på ozonkoncentrationen. Den hemisfæriske baggrundskoncentration af ozon er stigende, bl.a. forårsaget af væksten i Kina og Indien. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO_2) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon med kvælstofmonoxid og dermed resultere i relativt højere ozonkoncentrationer. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstofdioxid og kvælstofmonoxid fra trafikken ændret sig, idet en øget del udgøres af direkte emission af kvælstofdioxid fra dieselmotorer. Dette fører til større ozonproduktion, fordi der er mindre kvælstofmonoxid til stede til nedbrydning af ozon.

I de seneste år er der en tendens til færre episoder i Nordeuropa med koncentrationer over $180 \mu\text{g m}^{-3}$, der er tærskelværdien for én-times maksimumkoncentration for beskyttelse af mennesker. Der er således mange faktorer, der spiller ind på ozonkoncentrationerne, og der er brug for mere viden til at forstå, hvordan udviklingen påvirkes.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al. 2011, The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2010 Faglig rapport fra DMU nr. 836. Danmarks Miljøundersøgelser*, <http://dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside: <http://www.dmu.dk/luft/maaling/online/>

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

Relevans

I overvågningsprogrammet indgår målinger af våddeposition af en række miljøfarlige organiske stoffer: pesticider, nitrophenoler og PAH.

Ved udsprøjtning af pesticider kan pesticiderne overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, og dels ved fordampning af stofferne fra jord og planteoverflader. De pesticider, der indgår i måleprogrammet, har alle en vis evne til at fordampe. En del af stofferne anvendes fortsat i Danmark eller anvendes i vore nabolande. Der måles også for nedbrydningsprodukter af nogle af disse stoffer. Der analyseres for i alt 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Pesticider i regnvandet kan potentielt påvirke naturområder og flora og fauna i de danske vandområder.

Nitrophenoler er en gruppe organiske forbindelser der dannes fotochemisk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner (fx toluen og benzen). Både kvælstofilter og de aromatiske hydrocarboner slippes ud i forbindelse med forbrændingsprocesser (fx biler og energiproduktion). Nitrophenoler har en høj toksicitet for planter. En af nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol), har tidligere været brugt i Danmark som ukrudtsmiddel. Nitrophenoler transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver fjernet fra atmosfæren med nedbør. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 6 nitrophenoler.

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) er en gruppe organiske forbindelser der emitteres til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler fx i biler og ved energiproduktion. PAH er kendt som mutagene stoffer, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende for dyr og mennesker. PAH transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver tør- og våddeponeret. PAH bindes til jordpartikler, hvor de bliver svært nedbrydelige for mikroorganismer. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 25 PAH.

Målsætning

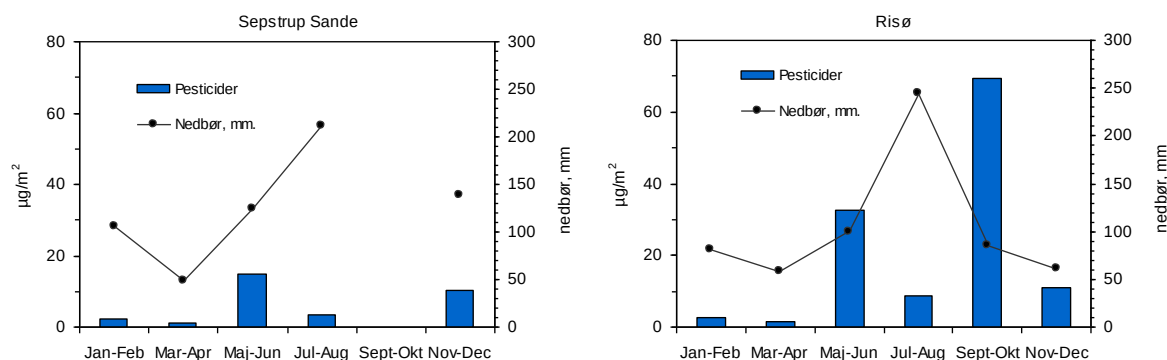
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Deposition af PAH indgår i EUs 4. datterdirektiv om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften (EC, 2005). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger om størrelsen af depositionen af PAH. Der er heller ingen direkte målsætning om størrelsen af deposition af pesticider og nitrophenoler.

7.1 Våddeposition af pesticider

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af de udvalgte pesticider (se tabel 7.1). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå fordampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen er beregnet på

grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Tabel 7.1 og figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen i 2011 af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Der er ingen data for Sepstrup i perioden september-oktober da opsamlere var til reparation. Generelt er våddepositionen højere på Risø end på Sepstrup Sande. Der er observeret en signifikant højere deposition af pesticider på Risø i perioden maj-juni. Det største bidrag til depositionen kommer fra desethylterbutylazine, som er et nedbrydningsprodukt af ukrudtsmiddel terbutylazine, som også er detekteret. Desuden er MCPA igen fundet i høj koncentration ligesom i 2010. Den højeste deposition af pesticider sker i perioden september-oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen. Prosulfocarb anvendes til ukrudtsbekæmpelse i vintersæd, hvilket passer med tidspunktet for de høje depositionstal. Den totale deposition på Sepstrup Sande er væsentligt lavere i 2011, hvilket sandsynligvis skyldes, at der ingen opsamling er i september-oktober. Generelt er mængden af pesticider i våddeposition lav og har derfor ikke akut virkning på planter.



Figur 7.1 Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter i 2011 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

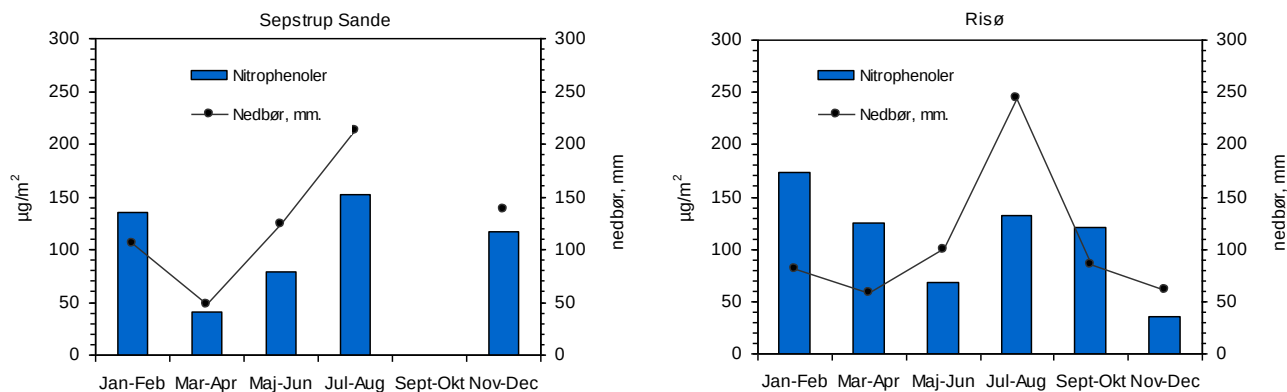
Tabel 7.1 Våddeposition i 2011 af 14 almindeligt anvendte pesticider samt 5 nedbrydningsprodukter af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Atrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Desethylatrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Desethylterbutylazine	nd	nd	nd	nd	17,2	9,31	0,98	0,42	nd	-	nd	nd
Desisopropylatrazine	0,16	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Dichlorprop	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Diuron	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Ethofumesate	nd	nd	nd	nd	0,89	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Hydroxyatrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Hydroxysimazine	0,48	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,37	nd
Isoproturon	nd	nd	0,46	nd	nd	nd	nd	nd	0,43	-	nd	nd
MCPA	nd	nd	0,23	nd	2,37	1,49	nd	nd	0,17	-	nd	nd
Mechlorprop	nd	nd	0,11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Metamitron	0,48	nd	nd	nd	1,48	nd	2,44	1,70	nd	-	nd	nd
Metazachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,22	0,85	1,28	-	nd	nd
Pendimethalin	0,89	0,96	0,34	0,63	0,30	0,37	0,73	0,42	5,04	-	2,14	1,65
Prosulfocarb	0,81	0,85	0,58	0,53	0,99	0,87	3,42	0,21	62,42	-	8,42	8,66
Terbutylazine	nd	0,42	nd	nd	9,49	2,98	nd	nd	nd	-	nd	nd
Sum	1,78	2,23	1,62	1,30	32,74	15,02	8,79	3,60	69,34	-	10,92	10,31

7.2 Våddeposition af nitrophenoler

Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 7 udvalgte nitrophenoler (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af nitrophenolerne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.2 og tabel 7.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2011. Middelkoncentrationer og årlig deposition er generelt højere på Risø end ved Sepstrup Sande.



Figur 7.2 Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2011 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

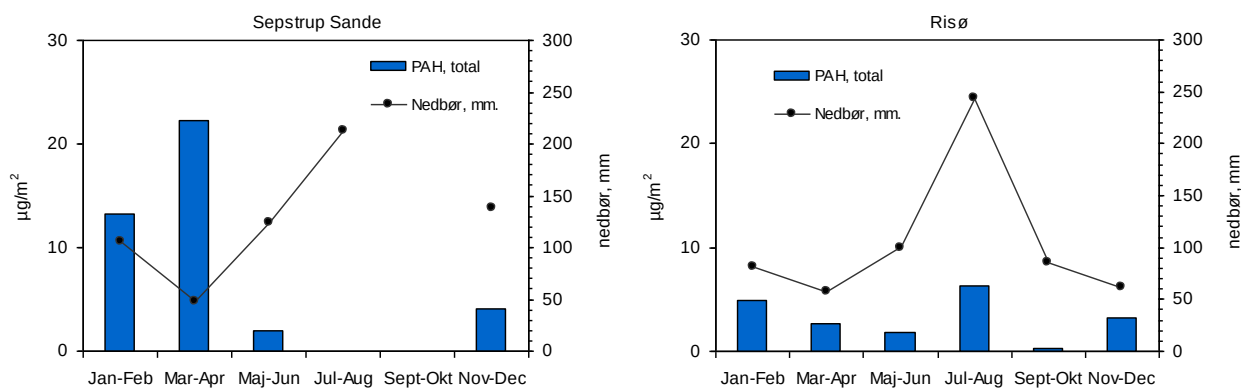
Tabel 7.2 Våddeposition i 2011 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	85	55	42	0,2	22	26	38	81	66	-	14	65
2,4-Dinitrophenol	57	44	45	26	28	32	62	50	30	-	11	33
2,6-Dinitrophenol	nd	nd	nd	nd	nd		nd		nd		nd	nd
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	2,4	6,5	2,1	nd	2,1	3,7	6,1	2,3	3,7	-	1,8	nd
3-Methyl-4-nitrophenol	18	13	8,8	1,4	4,7	4,8	9,5	6,4	7,5	-	3,4	6,9
DNOC	11	17	27	13	11	13	17	13	14	-	5,1	12
Dinoseb	0,3	0,4	0,3	0,1	nd	0,3	nd	nd	nd	-	0,1	0,3
Sum	174	136	126	41	68	79	132	152	121	-	35	117

7.3 Våddeposition af PAH

Våddepositionen af PAH måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 25 udvalgte PAH (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.3 og tabel 7.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2011. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioderne januar-februar og marts-april på Sepstrup Sande, men på Risø var depositionen højest i perioden juli-august. Depositionen i 2011 er generelt højere ved Sepstrup Sande end på Risø.



Figur 7.3 Samlet våddeposition af PAH i 2011 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 7.3 Våddeposition i 2011 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. For lidt vand i jan-feb på Risø for analyse af PAH.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Acenaphthylene	1,05	0,74	0,29	0,19	nd	0,87	nd	nd	nd	-	0,37	0,69
Anthracen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Benz(a)anthracen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Benz(a)pyren	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Benz(e)pyren	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Benz(ghi)perylene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Benz(b+j+k)fluoranthener	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,24	nd
Chrysen+triphenylene	nd	0,53	nd	0,19	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,37	nd
Dibenz[a,h]anthracen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Dibenzothiophene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
3,6-Dimethylphenanthrene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Fluoranthene	0,97	1,70	0,69	0,34	0,69	0,50	nd	nd	0,34	-	0,92	1,24
Fluorene	0,32	0,32	nd	0,14	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
1-Methylnaphthalene	nd	1,17	nd	2,98	0,59	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
2-Methylnaphthalene	nd	2,02	nd	2,98	nd	0,74	1,47	nd	nd	-	nd	nd
2-Methylphenanthrene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Naphthalene	0,97	3,50	nd	15,63	nd	0,74	2,69	nd	nd	-	nd	0,83
Perylene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Phenanthrene	1,13	2,44	0,69	0,48	nd	nd	2,20	nd	nd	-	0,79	0,83
Pyrene	0,48	0,85	0,52	0,24	0,59	nd	nd	nd	nd	-	0,61	0,55
Sum	4,92	13,26	2,72	22,22	1,88	1,99	6,35	nd	0,34	-	3,29	4,13

Links

Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i Ellermann m.fl. 2005, Atmosfærisk deposition, 2004., Faglig rapport fra DMU nr. 555, Danmarks Miljøundersøgelser:

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF

8 Fokuspunkt: Validering af DAMOS/OML-DEP – sammenligning af målte og beregnede ammoniakkoncentrationer med fokus på naturstationerne

8.1 Indledning

En del af overvågningen i Delprogram for luft under NOVANA består af modelberegninger af afsætningen af ammoniak (tørdeposition) i naturområder (se afsnit 3.10). Resultaterne er baseret på modeller, som beskriver ammoniakemissioner samt atmosfærisk spredning, omdannelse og deposition på både regional og lokal skala. Derudover foretages målinger af ammoniakkoncentrationer i et antal udvalgte naturområder samt på faste målestationer i overvågningsprogrammet.

På dette datagrundlag er der udført en validering af det samlede modelkompleks DAMOS (Danish Ammonia Modelling System). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala-beregninger i årsrapporten fra 2006 (*Ellermann et al. 2006*). I 2012 er der ligeledes udkommet to videnskabelige publikationer (på engelsk), hvor modellerne der indgår i DAMOS system er beskrevet samt eksempler på anvendelse er angivet (*Geels et al., 2012; Hertel et al., 2012*).

8.2 Metode

Her følger en kort beskrivelse af modeller og datagrundlag.

8.2.1 Modeller

Emissionsmodellerne beskriver den tidslige og geografiske variation af emissionen fra landbrugskilder fordelt på flade- og punktkilder (*Gyldenkerne et al. 2005*). Emissionerne er baseret på statistiske værdier for størrelse og tidspunkt for emissionen i relation til kildetype fx isolerede stalde, åbne stalde, lager, markudbringning af dyregødning og kunstgødning etc. og i forhold til størrelsen af besætninger og typen af afgrøder. Placeringen af markemissioner i forhold til typen af afgrøde er kendt ned til markblokniveau.

De meteorologiske data, som driver sprednings- og depositionsmodellerne, er baseret på den meteorologiske model MM5v3 anvendt med høj opløsning over Danmark, og som hver 6. time justeres til observationer og analyser på en grovere europæisk skala.

Regionalskalamodellen DEHM udfører sprednings og depositions-beregningerne for den nordlige halvkugle på et beregningsnet med tre forskellige opløsninger, som trinvist bliver finere, når man nærmer sig Danmark. Modellen leverer baggrundskoncentrationer på kanten af det beregningsområde på 16 x 16 km², hvor lokalskalamodellen OML-DEP beregner spredning og deposition.

Både DEHM og OML-DEP anvender samme submodel for beregning af depositionen af ammoniak. Submodellen er identisk med submodellen anvendt i den europæiske EMEP-model og beregner en depositions-
has-

tighed for ammoniak for den specifikke overflade og for et konkret tidspunkt under de givne meteorologiske forhold. Depositionen i løbet af en time beregnes som produktet af depositionshastigheden, luftkoncentrationen af ammoniak og varigheden (en time). Depositionshastigheden er et resultat af flere komplekse processer og er meget vanskelig at beregne korrekt. Derfor er beregningen af depositionshastigheden den mest usikre del af modelsystemet.

Depositionen styres af blandt andet typen af natur og overfladens ruhed og data herfor tages fra AIS-databasen med 'Land Cover' (Nielsen et al., 2000).

8.2.2 Anvendte emissioner

Ved de årlige NOVANA-rapporteringer af ammoniakdepositionen anvendes emissioner, som tidsmæssigt er forskudt et år bagud i forhold til det meteorologiske beregningsår. Det skyldes den tidskrævende proces og dermed forsinkelse af landbrugets indrapporteringer og tilhørende databehandling. Tidsforskydningen gælder både de totale årlige emissioner og de geografiske fordelinger.

For de her præsenterede beregninger har der dog for perioden 2005 til 2007 været specielle beregninger til rådighed, hvor der ikke har været tidsforskydning mellem emissioner og beregningsperiode. Disse beregninger blev foretaget, da der i perioden frem til og med 2007 tidligere har været anvendt emissioner, som har været ca. 10 % for store.

For årene 2008 til 2011 er der anvendt 'standard' NOVANA-beregninger med den nævnte tidlige forskydning i emissionerne på et år. I denne periode er ændringerne i den totale emission fra år til år kun et par procent og vil kun have mindre indflydelse på resultaterne. Denne fejl er dog betydelig mindre end usikkerheden på målingerne.

8.2.3 Valideringsparameter

Set i forhold til den atmosfæriske ammoniakbelastning af terrestriske naturområder i relation til tilstand og udvikling er depositionen af ammoniak den mest relevante parameter at validere DAMOS systemet mod. Men det er meget vanskeligt og ressourcekrævende at måle depositioner af ammoniak, hvorfor der kun findes relativt få målinger. Det gælder både nationalt og internationalt. Der er tidligere foretaget en valideringen af de modelberegnete depositionshastigheder mod målinger på Idom Hede (Fokuspunkt: Tørdeposition af ammoniak, *Ellermann et al*, 2011).

I nærværende fokuspunkt er modelsystemet valideret mod de mange målinger af koncentrationen af ammoniak i luften foretaget på primært naturstationerne i overvågningsprogrammet i perioden 2005-2011. Disse målinger repræsenterer forskellige landsdele, naturområder, lokale emissionsforhold og årstider.

8.2.4 Målinger

Målingerne af ammoniakkoncentrationer, som indgår i valideringen, er fortaget ved brug af to metoder: Denuder og passive diffusionsopsamlere af typen ALPHA. Denuder målinger foregår via et aktivt sug gennem et glastrør, hvilket er den mest nøjagtige metode. ALPHA måler ved passiv diffusion gennem stillestående luft mellem et ydre filter og et indre absorptionsfilter. Detaljer omkring målemetoderne kan findes i Andersen et al. (2009). Langt de fleste lokaliteter i valideringen måler med ALPHA. Generelt er midlingstiderne for denuder på en uge eller ½-måned og for ALPHA en måned. Den passive diffusionsmetode sammenlignes løbende med denudermålingerne på flere af de faste stationer.

De her anvendte målinger dækker perioden 2005 til 2011. Der har i perioden været målt på en række naturstationer i kortere eller længere perioder. Stationerne og deres måleperioder er vist i tabel 8.1 sammen med de øvrige faste NOVANA-stationer, som også indgår i valideringen. Tabellen viser også hvilken type af måler, som er anvendt, midlingsperioden for målingen samt naturtypen.

En del af ALPHA'ernes måleresultater er baseret på en teoretisk beregning, hvor ammoniaks diffusionshastighed indgår. Målemetoden er afprøvet mod denuder-målinger i 2003 som beskrevet i Andersen et al. (2009), hvor det fremgår at der var en signifikant forskel mellem målemetoderne. Derfor er ALPHA-målingernes teoretiske måleresultater *ned*-korrigeret med ca. 15 %. Dette er gjort for målinger til og med 2008. I en undersøgelse på 10 engelske lokaliteter fandt Tang et al. (2003), at koncentrationen målt med ALPHA'er blev reduceret med 15 % på grund af det anvendte forfilter (5 µm PTFE (TE38), tykkelse 265 µm), som er det samme der her er anvendt til og med 2008. Denne betød en *op*-korrektur af ALPHA-målingerne, som blev forklaret med at forfilteret mindsker den passive diffusion af ammoniak og dermed mindsker måleværdien.

Der er fra 2009 anvendt en anden type forfilter (5 µm PTFE (Swiftlab), tykkelse 305 µm) i ALPHA-målerne. På nogle lokaliteter har der samtidigt været målt med denuder for at kunne bestemme en eventuel korrektion af de 'nye' ALPHA-målinger. Der er nu så mange parallelle målinger, at det kan konstateres, at den 'ny' ALPHA måler signifikant forskelligt fra denuderen. Tidligere målte ALPHA for høje værdier, men nu måler ALPHA'erne i gennemsnit ca. 14 % for lidt i forhold til denuder, når der ses på alle målinger i perioden 2009-11. Derfor er ALPHA-målingerne for 2009 og frem korrigeret 14 % *op*. Korrektionen svarer til de 13 % som Tang et al. (2008) fandt i en undersøgelse på engelske lokaliteter, hvor de anvendte det 'nye' forfilter. Denne *op*-korrektur på ca. 14 % er også foretaget for de rapporterede ALPHA målinger for 2011.

Det vurderes at usikkerheden på både denuder og ALPHA er 20 %.

Tabel 8.1 Målestationer med angivelse af lokalitet, måleperiode, typen af måler og midlingsperiode for de enkelte målinger. De første 24 stationer er naturstationer og de sidste 6 er 'faste stationer'.

Lokalitet	Område	Naturtype	Periode	Måler	Midlingstid
Bisgyde	Mols Bjerger	Surt overdrev	2007-11	ALPHA	1 md.
Diesbjerg	Sejerøbugten	Surt overdrev	2007-11	ALPHA	1 md.
Hammer Bakker	Nordjylland	Tør hede	2007-11	ALPHA	1 md.
Nybo mose	Sydfyn	Højmoser	2007-11	ALPHA	1 md.
Storelung	Sydfyn	Højmoser	2007-11	ALPHA	1 md.
Randbøl Hede	Midtjylland	Tør hede	2007-11	ALPHA	1 md.
Råbjerg Mose	Nordjylland	Hængesæk	2007-11	ALPHA	1 md.
Helm Polde	Sønderjylland	Tør hede	2007-08	ALPHA	1 md.
Holmkær	Nordvestjylland	Strandeng	2007-08	ALPHA	1 md.
Ulvholm	Østjylland	Rigkær	2007-08	ALPHA	1 md.
Ulvshale	Møn	Kystklit	2007-08	ALPHA	1 md.
Lille Vildmose	Himmerland	Højmoser	2008-11	ALPHA	1 md.
Hansted	Nordvestjylland	Klithede	2008-10	ALPHA	1 md.
Holmegaard	Sydsjælland	Højmoser	2010-11	ALPHA	1 md.
Åtte Bjerger	Sønderjylland	Surt overdrev	2010-11	ALPHA	1 md.
Nymølle	Nordjylland	Surt overdrev	2010-11	ALPHA	1 md.
Ragshammer	Bornholm	Tør hede	2010-11	ALPHA	1 md.
Langdal	Østjylland	Surt overdrev	2010-11	ALPHA	1 md.
Knurrevang	Sydsjælland	Surt overdrev	2010-11	ALPHA	1 md.
Husby Klit	Vestkysten	Kystklit	2006(apr.)-07(mar.)	ALPHA	½ -1 md.
Lønborg Hede	Vestjylland	Tør hede	2006(apr.)-07(mar.)	ALPHA	½ -1 md.
Ovstrup Hede	Midtjylland	Tør hede	2006(apr.)-07(mar.)	ALPHA	½ -1 md.
Hjelm Hede	Midtjylland	Tør hede	2005-08(marts)	ALPHA	½ md.
Idom Hede	Vestjylland	Tør hede	2005-11	ALPHA(denuder)	½ md.
Lindet	Sønderjylland	Nåleskov	2005-11	Denuder(ALPHA)	uge/½ md
Ulborg	Vestjylland	Nåleskov	2005-11	Denuder(ALPHA)	½ md.
Frederiksborg	Nordsjælland	Nåleskov	2007(juli)-09(okt.)	Denuder	½ md.
Keldsnor	Langeland	Landbrug	2005-11	Denuder	½ md.
Anholt	Kattegat	Græs	2007-09	Denuder	½ md.
Risø	Midtsjælland	Græs	2010-11	Denuder	½ md

8.3 Validering

Ved valideringen er model og målinger sammenlignet dels i såkaldte scatter-plot, hvor alle målinger og beregninger sammenlignes punkt for punkt, og dels ved sammenligning af variationen gennem året af månedlige middelværdier i såkaldte tidsserie-plot. Endvidere er disse plot opdelt på naturstationer og faste stationer..

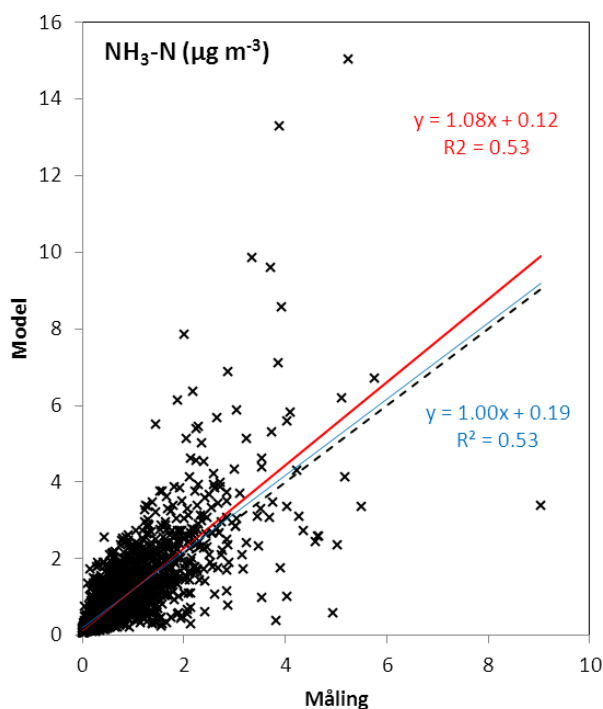
8.3.1 Scatterplot

I figur 8.1 er vist et scatter-plot af samtlige målinger, som indgår i valideringen. Punkterne fordeles sig rimeligt symmetrisk omkring 1:1-linjen. Den fuldt optrukne røde linje er mindste kvadraters regressionslinje, hvor det er antaget at usikkerheden (variansen) på den enkelte modelberegning er 10 gange større end på den enkelte måling. Hældningen på regressionslinjen er 1,08 og R^2 er 0,53. (Til sammenligning viser den blå

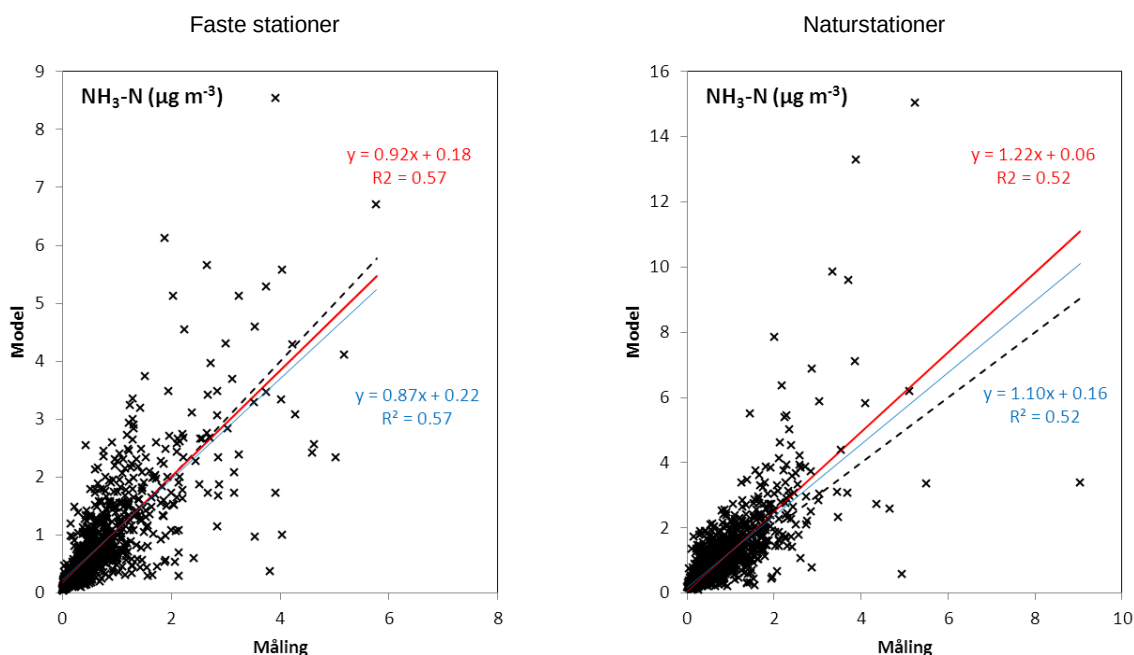
linje regressionen, hvis der ingen usikkerhed er på målingen.) Overordnet er der en god overensstemmelse, dog ligger den totale middelværdi for modellen på $1.05 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ mod $0.86 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ for målingerne. Dette svarer til en positiv bias/overestimering på 22 %.

Opdeles de samme data på typen af station ses det af figur 8.2, at modellen har en lidt bedre korrelation, R^2 , med de faste stationer (ca. 90 % denuder-målinger) end med naturstationerne (ca. 90 % ALPHA-målinger); 0,57 respektive 0,52. For de faste stationer er hældningen af regressionslinjen på 0,92 rimelig tæt på 1:1-linjen, og der er en bias på 13 %. I relation til naturstationerne har modellen en bias på 29 % og hældningen på regressionslinjen er 1,220, hvilket er noget afvigende i forhold til 1:1 linjen.

Der burde ikke være nogen forskel på modellens opførsel hvad enten den sammenlignes med faste stationer eller naturstationer. Årsagen til forskellen kan skyldes, at naturstationerne samlet set ligger lidt tættere på landbrugsområder end de faste stationer. En uddybning af denne forklaring gives i næste afsnit.



Figur 8.1 Modelberegning mod måling af ammoniakkoncentrationen ($\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) for hele den undersøgte periode, alle typer monitorer og alle midlingsperioder. Den stiplede linje er 1:1-linjen. Den fuldt optrukne røde linje er mindste kvadraters regressionslinje, hvor det er antaget at usikkerheden (variansen) på den enkelte modelberegning er 10 gange større end på den enkelte måling. Til sammenligning viser den blå linje regressionen, hvis der ingen usikkerhed er på målingen.



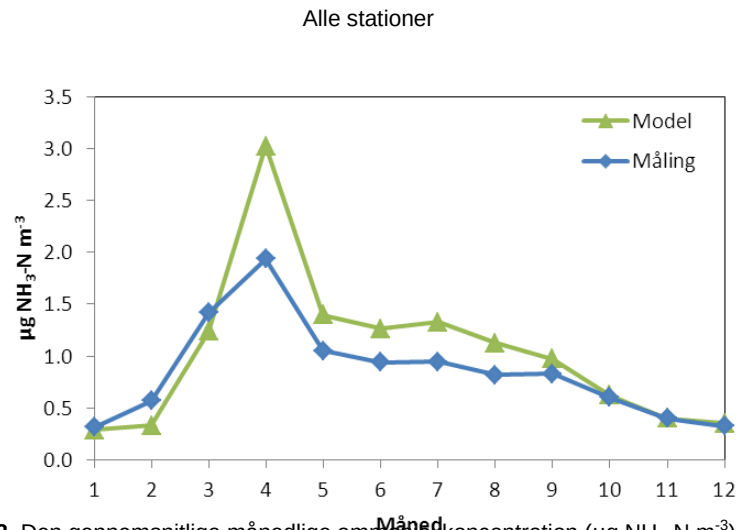
Figur 8.2 Modelberegning mod måling af ammoniakkoncentrationen ($\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) opdelt på faste stationer og naturstationer. Den stiplede linje er 1:1-linjen. Den fuldt optrukne røde linje er mindste kvadraters regressionslinje hvor det er antaget at usikkerheden (variansen) på den enkelte modelberegning er 10 gange større end på den enkelte måling. Til sammenligning viser den blå linje regressionen, hvis der ingen usikkerhed er på målingen.

8.3.2 Tidsserieplot

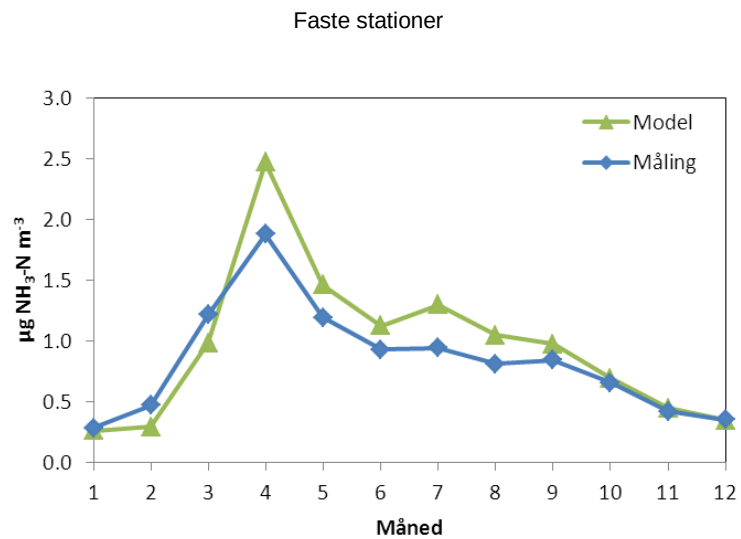
Modellens evne til at beskrive den årlige variation i ammoniakkoncentrationer er belyst gennem tidsserieplot af de månedlige middelværdier, som vist i figur 8.3, hvor samtlige data indgår. Modellen overvurderer klart koncentrationen i foråret (april), hvor der er udbringning af husdyregødning på marker. I den øvrige del af sommerhalvåret er modellens overvurdering mindre. I perioden fra oktober til januar er der som gennemsnit en mindre afvigelse. Overvurderingen er i perioder, hvor der er de største landbrugsemissioner..

I figur 8.4 og 8.5 er vist tidsserieplot for henholdsvis faste stationer og naturstationer. Her stemmer modellen bedst overens med de faste stationer, hvilket også ses i figur 8.6, hvor modellens månedlige relative afvigelse i forhold til de to typer af stationer er vist, hvilket stemmer med den nævnte bias på 13 % og 29 %. Forskellen i den relative afvigelse mellem de to stationstyper optræder tydeligst i sommerhalvåret. Det er også perioden, hvor der foregår udbringning af husdyre- eller kunstgødning på markerne.

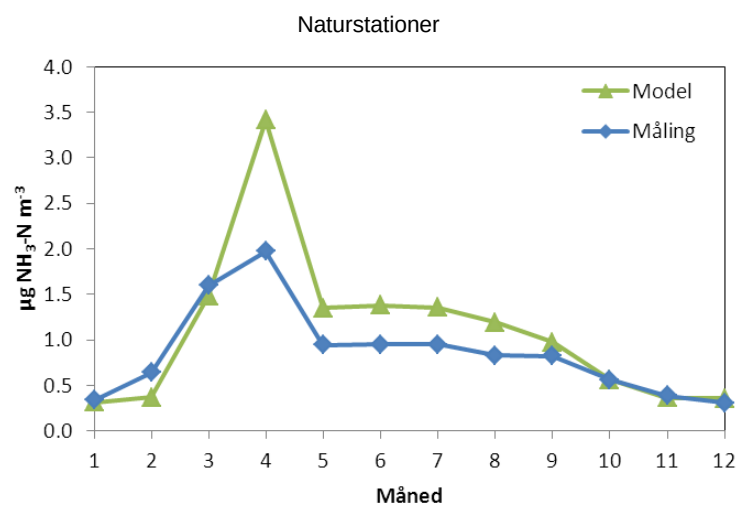
Som nævnt kan placeringen af naturstationerne generelt være tættere på marker/emissionsområder end de faste stationer. Det betyder, at eventuelle unøjagtigheder i emissioner eller i den lokale spredningsmodel kan slå tydeligere igennem på naturstationerne. For emissionerne kan niveauet generelt være estimeret for højt for lokale kilder eller tidspunktet på døgnet for emissionen kan være upræcist, hvilket i samspil med både den regionale og lokale spredningsmodel kan medføre relativt højere koncentrationer, hvis emissionen er for høj i nattetimerne, hvor spredningsforholdene er ugunstige (dvs. ringe opblanding af udledningerne med den øvrige luft). Det er også muligt at den rummelige opløsning i lokal-skala modellen ikke er høj nok, sådan at de lokale kilder får for stor indflydelse på den beregnede koncentration ved naturstationerne.



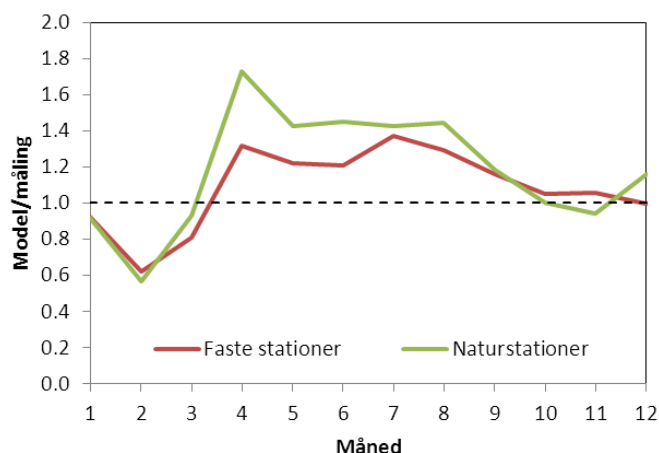
Figur 8.3. Den gennemsnitlige månedlige ammoniakkoncentration ($\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) for model og måling for alle data. Punkterne angiver starten af midlingsperioderne.



Figur 8.4. Den gennemsnitlige månedlige ammoniakkoncentration ($\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) for model og måling for faste stationer.



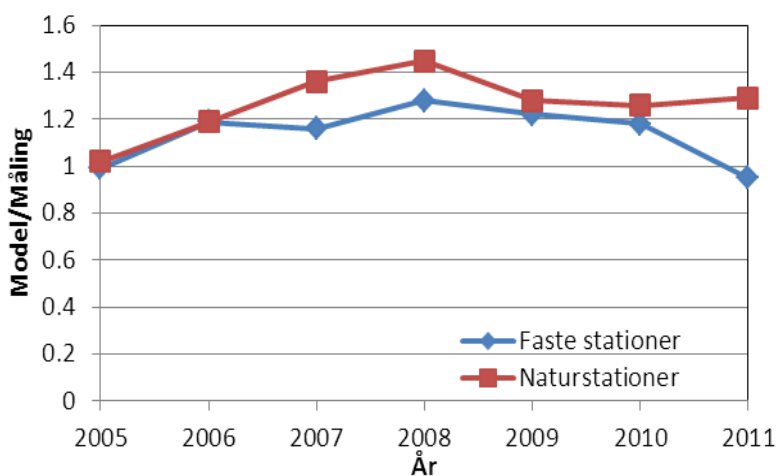
Figur 8.5 Den gennemsnitlige månedlige ammoniakkoncentration ($\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) for model og måling for naturstationer.



Figur 8.6 Modellens relative afvigelse i forhold til denuder og ALPHA-måling af den målte gennemsnitlige månedlige koncentrationen.

8.3.3 Årlig variation

Det er undersøgt, om der skulle være en tidslig udvikling i modellens afvigelser i forhold til målingerne. I figur 8.7 ses en tidsserie for forholdet mellem årsmiddelværdier for model og måling opdelt på faste stationer og naturstationer. Der ses ingen tydelig udvikling i kurverne. Det indikerer, at der ikke er udviklet et misforhold mellem de anvendte metoder for opgørelse af emissioner og spredningsmodeller i forhold til målingerne.



Figur 8.7 Den tidslige udvikling i forholdet mellem den årlige middelværdi af ammoniak-koncentrationen for model og måling opdelt på faste stationer og naturstationer.

8.4 Konklusion

Modelsystemet er rimeligt præcist, og set i lyset af de store usikkerheder på opgørelse af emissioner på lokal-skala samt vanskelighederne ved at udføre denne type modelberegninger, vurderes modelresultaterne at være tilfredsstillende. Dog har modelberegningerne en bias på +22 % på ammoniakkoncentrationen. I de kommende år vil der derfor blive søgt efter årsagen til denne bias for derved at kunne forbedre modelberegningerne yderligere.

Model systemet er konsistent med hensyn til beskrivelse af den tidslige udvikling af ammoniakkoncentrationen i danske land og naturområder.

Dog ses at forårsmaksimum i forbindelse med udbringning af kunst- og husdyrgødning er det tidspunkt på året, hvor der er størst forskel mellem model og målinger. Det er også denne periode, hvor det er sværest at få korrekte modelberegninger, da det ikke er muligt at få præcise informationer om, hvordan og hvornår udbringningen sker nært hvert enkelt naturområde.

Der bør foretages yderligere undersøgelser af årsagen til modellens forskellige præcision i forhold til faste stationer og naturstationer.

9 Referencer

Ambelas Skjøth, C., Hertel, O., Gyldenkerne, S. & Ellermann, T. 2004: Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP. - *Journal of Geophysical Research -Atmospheres* 109(D6): 1-13.

Andersen H.V., Hovmand M.F., Hummelshøj P. & Jensen N.O. (1999) Measurements of ammonia concentrations, fluxes and dry deposition velocities to a Spruce forest in Denmark 1991-1995. *Atmospheric Environment* 33, p.1367-1383.

Andersen, H. V., Geels, C., Løfstrøm, og Christensen, J. 2008: Slutrapport "Ammoniakmålinger og modelvalidering" som en del af projektet: "Optimering af værktøj til sammenkædning af lokal og regional kvælstofdeposition og kvælstofindhold i løv":<http://www.dmu.dk/-Overvaaning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Tværgående+-undersøgelser>.

Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellermann, T., Nielsen, K.E. (2009) Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak. National Environmental Research Institute, Aarhus University, DK-4000 Roskilde, Denmark. 42 pp. NERI Technical report no. 730 <http://www.dmu.dk>

Andersen H.V., P. Løfstrøm, L. Moseholm, T. Ellermann & K.E. Nielsen

Asman, W.A.H., Sørensen, L.-L.; Berkowicz, R.; Granby, K.; Nielsen, H.; Jensen, B.; Runge, E.H.; Lykkelund, C.; Gryning, S.-E. og Sempreviva, A.M, 1994: Processer for tørdeposition. Miljøstyrelsen, 199 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 35.

Bak, J. L. 2003: Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Skov- og Naturstyrelsen. 114 s.

Cappelen, J. og Jørgensen, B. V. 2007: Dansk vejr siden 1874 - måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. DMI, København, Danmark. 11 s. - Teknisk rapport 07-02:<http://www.dmi.dk/dmi/tr07-02.pdf>.

Christensen, J.H. 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model - a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. - *Atmospheric Environment* 31(24): 4169-4191.

DMI 2012: www.dmi.dk

Duyzer J., (1994). Dry deposition of ammonia and ammonium aerosols over heatland. *Geophysical Research*, 99, p. 18.757-18.763

EC, 2005: Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union L23/3.

EC, 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official Journal of the European Union L152/1.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B., & Monies, C. 2006: Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 66 pp. NERI Technical report no. 595, <http://www.dmu.dk>.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 2007: Atmosfærisk deposition 2006. NOVANA. Aarhus Universitet. Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 645. <http://www.dmu.dk/Pub/FR645.pdf>

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 2008: Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 97 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 708. <http://www.dmu.dk/Pub/FR708.pdf>

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C., 2010a: Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 74 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 761. <http://www.dmu.dk/Pub/FR761.pdf>

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C., 2010b: Atmosfærisk deposition 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 95 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 801. <http://www.dmu.dk/Pub/FR801.pdf>

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J.H., Geels, C., Kemp, K., Mogensen, B.B., Monies, C. 2009: Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 96 pp. NERI Technical report no. 708, <http://www.dmu.dk>.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Mogensen, B.B., Løfstrøm, P., Christensen, J. & Frohn, L.M., 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 76 pp. NERI Technical report no. 555, <http://www.dmu.dk>.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S.S. 2012: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2011. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 61 p. - NERI Technical report No. 799. <http://www.dmu.dk/Pub/FR799.pdf>

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. (2011): Atmosfærisk deposition 2010. NOVANA. Atmosfærisk deposition 2010. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 109s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 2. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR2.pdf>

EMEP 2010, Chapter 3: Mapping Critical Levels for vegetation, www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/index.html

EMEP 2012: www.EMEP.int.

Erisman J.W. & Wyers G.P., (1993). Continuous measurements of surface exchange of SO₂ and NH₃; implications for their possible interaction in the deposition process. *Atmospheric Environment* 27A, p. 1937-1949

Fagerli, H. & Aas, W., 2008, Trends of nitrogen air and precipitation: Model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003, *Environmental Pollution*, 154, 448-461.

Farquhar G.D., Firth P.M., Wetselaar R. & Wier B. (1980) On the gaseous exchange of ammonia between leaves and the environment: determination of the ammonia compensation point. *Plant Physiology* 66, 710-714.

Flechar C., and Fowler, D., (1998). Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long term surface atmosphere micrometeorological flux measurements. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 124, 733-757.

Fowler D., Pitcairn C.E.R., Sutton M.A., Flechar C., Loubet B., Coyle M. & Munro R.C. (1998) The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings, *Environmental Pollution* 102, 343-348.

Frohn, L. M., Geels, C., Madsen, P. Vangsbo & Hertel, O., 2008, Kvælstofbelastning af naturområder i Østjylland: Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 49 s. (Faglig rapport fra DMU; 673).

Frohn, L., Christensen, J., Brandt, J., Geels, C. & Hansen, K. M. 2003: Validation of a 3-D hemispheric nested air pollution model. – *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 3, 3543 – 3588.

Fyns Amt 2005: Atmosfærisk nedfald 2004. Vandmiljøovervågning.- Odense: Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen. 39 s.

Geels, C., Frohn, L. M., Madsen, P. Vangsbo & Hertel, O., 2008, Kvælstofbelastning af naturområder på Bornholm og Sjælland: Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 57 s. (Faglig rapport fra DMU; 689).

Geels, C., Andersen, H. V., Ambelas Skjøth, C., Christensen, J. H., Ellermann, T., Løfstrøm, P., Gyldenkerne, S., Brandt, J., Hansen, K. M., Frohn, L. M., and Hertel, O., Improved modelling of atmospheric ammonia over Denmark using the coupled modelling system DAMOS, *Biogeosciences*, 9, 2625-2647, 2012.

Grell, G. A., Dudhia, J. and Stauffer, D. R., 1995: A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Centre for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, NCAR Technical Note, NCAR/TN-398+STR, pp. 114.

Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005: A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - Journal of Geophysical Research- Atmospheres 110(D7): D07108 pp.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Frohn, L.M., Vignati, E., Frydendall, J., de Leeuw, G., Schwarz, U., & Reis, S. 2002: Assessment of the atmospheric nitrogen and sulphur inputs into the North Sea using a Lagrangian model. Physics and Chemistry of the Earth 27, 1507-1515.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., & Ellermann, T., 2005: Vidensyntese inden for afsætning af atmosfærisk ammoniak - fokus på lokalskala. 34 p., NERI technical report No 360. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR560.PDF

Hertel, O., Geels, C., Frohn, L. M., Ellermann, T., Skjøth, C. A., Løfstrøm, P., Christensen, J. H., Andersen, H. A., and Peel, R. G., Assessing atmospheric nitrogen deposition to natural and semi-natural ecosystems - experience from Danish studies using the DAMOS system, Atmos. Environ., In Press, 2012.

Hill P.W., Raven J.A. & Sutton M.A., 2002: Leaf age-related differences in apoplastic NH₄⁺ concentration, pH and the NH₃ compensation point for a wild perennial. Journal of Experimental Botany, 53, 277-286.

Hovmand, M. F., Grundahl, L., Runge, E., Kemp, K., Aistrup, W.A. 1993: Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 96 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 91. <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>.

Kärenlämpi, L. & Skärby, L. (eds.) 1996: critical Levels for Ozone in Europe: Testing and finalizing the Concepts. UNECE workshop report, University of Kuopio, Finland.

Langford A.O. & Fehsenfeld F.C., (1992). Natural Vegetation as a Source or sink for atmospheric ammonia: a case study. *Science* 255, p. 581-583.

Løfstrøm, P. & Andersen, H. V. 2007: Måling af ammoniak i nærheden af stalde. - Vand og Jord, 1, 16-20.

Massad R.-S., Nemitz E. & Sutton M.A. (2010) Review and parameterisation of bi-directional ammonia exchange between vegetation and the atmosphere, Atmospheric Chemistry and Physics, 10, 10359-10386.

Naturstyrelsen, 2011: <http://www.naturstyrelsen.dk/Udgivelser/-Aarstal/2003/ammoniakmanualen.htm>

Nielsen K.E. & Bak J.L., 2003: Tålegrænse for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Danmarks Miljøundersøgelser, 50 s., faglig rapport nr. 453

Nielsen, K., Stjernholm, M, Østergaard Olsen, B., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H. S., Rolev, A. M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V. K., Hvidberg, M., Jensen, J. E., Bacher, V., and Larsen, H.: Areal Informations Systemet – AIS (In Danish), Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 2000. AIS-data, information kan også findes på:
http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/

Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. 2012: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2010. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 669 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 18.

Nordin A., Sheppard L.J., Strengbom J., Bobbink R., Gunnarsson U., Hicks W.K. & Sutton M.A. (2011) New science on the effects of nitrogen deposition and concentrations on Natura 2000 sites, background document 5.1, Nitrogen Deposition and Natura 2000, Science & practice in determining environmental impacts,
<http://cost729.ceh.ac.uk/-n2kworkshop>

Olesen H. R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R. & Jensen, A. B. 1992: An improved dispersion models for regulatory use - the OML Model. In: Air pollution Modelling and its applications, pp. 29-38, Plenum Press, New York.

Olesen, H.R., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 2007: OML: Review of model formulation. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. - NERI Technical Report 609: 130 pp. (electronic). Available at:
<http://www.dmu.dk/Pub/FR609.pdf>.

Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J. & Plejdrup, M. 2009: Ship emissions and air pollution in Denmark. Present situation and future scenarios. Report from Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, Environmental project No. 1307 2009, Miljøprojekt. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf>

Simpson D., Fagerli H., Jonson J.E., Tsyro S., Wind P. & Tuovinen J.-P. (2003) Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground level ozone in Europe, part 1, unified EMEP model description, EMEP Status Report, ISSN 0806-4520. www.emep.int/OpenSource/

Sokal R.R. & Rolf F.J. (1981) Biometry, W.H. Freeman and Company, New York, second edition, ISBN 0-7167-1254-7

Sommer, S.G., Østergård, H.S., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Jensen, L.S. 2009: Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH₃ concentrations and N deposition. Atmospheric Environment (43), pp. 915-920.

Sutton M.A., Fowler D., Burkhardt J.K. & Milford C., 1995: *Water, Air and Soil Pollution* 85, p. 2057-2063

Sutton M.A., Perthue E., Fowler D., Storeton-west R.L., Cape J.N., Arends B.G. & Möls J.J. , 1997:. Vertical distribution and fluxes of ammonia at Great Dun fell. *Atmospheric environment* 31, 2615-2624.

Tang, Y. S. & Sutton, M.A (2003): A new passive sampler for long-term ambient monitoring of atmospheric ammonia. In: *The diffusive monitor*, December 2003, Issue 14, Health and Safety Executive Committee on Analytical Requirements – Working Group 5, pp. 7-9. “The Diffusive Monitor”. <http://www.hsl.gov.uk/media/1619/issue14.pdf>.

Tang, Y.S. , van Dijk, N., Anderson, M., Simmons, I., Dore, A.J. , Dragosits, U., Bealey, W.J., Leaver, D., Smith, R. I. & M.A. Sutton (2008): UK National Ammonia Monitoring Network, Research Project Final Report, Department for Environment, Food and Rural Affairs, UK.
http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=AQ0619_7967_FRP.pdf.

Van Hove L.W.A., Heeres P. & Bossen M.E. (2002) The annual variation in stomatal ammonia compensation point of rye grass (*Lolium perenne* L.) leaves in an intensively managed grassland, *Atmospheric Environment*, 36, 2965-2977.

van Pul, A., Hertel, O., Geels, C., Dore. A. J., Vieno, M., van Jaarsveld, H. A., Bergström, R., Schaap, M. & Fagerli, H. 2009: Modelling of the Atmospheric Transport and Deposition of Ammonia at a National and Regional Scale, In: Sutton, Mark A.; Reis, Stefan; Baker, Samantha M.H., (eds.) *Atmospheric Ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*. Springer, 301-358.

Vestreng, V., 2003: Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC-W Status Report 2003 EMEP/MSW-NOTE 1/2003, Norsk Meteorologisk Institutt, Oslo. http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf.

Wyers G.P. & Erisman J.W., (1998). Ammonia exchange over coniferous forest. *Atmospheric Environment* 32, 441-451.

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder

Tabel 1 Koncentrationer af gasformig ammoniak (NH_3) og partikulært ammonium (NH_4^+) målt i 2011 med langtidsdenudere, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Målingerne foretaget som halvmånedsmiddel på Risø og ugemiddel på Keldsnor (min/max angivet for estimerede halvmånedsværdier).

Komponent		Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %
Risø	NH_3	0,9	2,2	0,13	100
Keldsnor	NH_3	0,9	2,7	0,08	100
Risø	NH_4^+	1,3	3,4	0,51	96
Keldsnor	NH_4^+	1,5	4,3	0,62	100

Tabel 2 Koncentrationer af gasformig ammoniak (NH_3) målt i 2010 med passive diffusionsopsamlere på Ulborg, Lindet og Idom Hede, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Målingerne foretaget som halvmånedsmiddel.

Komponent		Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %
Ulborg	NH_3	0,5	3,0	0,09	100
Lindet	NH_3	1,3	4,1	0,3	96*
Idom Hede	NH_3	1,2	3,9	0,4	100

* årsmiddel er forbundet med en del usikkerhed, da første halvdel af maj måned mangler og perioden midt maj til midt juli forventes noget underestimeret, da den er målt i 2 m's højde, hvor der normalt måles i 8 m.

Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer

Polære pesticider (med undtagelse af pendimethalin) analyseres under akkreditering (Danak reg. no. 411). Detektionsgrænse og metodens usikkerhed for disse stoffer fremgår af tabel 3. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standard afvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau der ligger inden for fem gange den estimerede detektionsgrænse.

Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l). Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty in measurements) samt EURACHEM's vejledning "Quantifying Uncertainty in Analytical Measurements".

Pendimethalin og nitrophenoler analyseres med den samme metode som polære pesticider. For disse stoffer er der også angivet detektionsgrænse og måleusikkerhed. Detektionsgrænsen er beregnet som tre gange standardafvigelse på seks analyser af en standard på 0,010 µg/l.

Tabel 3 Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
atrazin*	0,005	20
Chloridazon	0,006	15
desethylatrazin*	0,003	10
desethylterbutylazin*	0,011	40
desisopropylatrazin*	0,014	20
Dichlorprop*	0,003	30
2,6-dimethyl-4-nitrophenol	0,002	12
2,4-dinitrophenol	0,004	13
2,6-dinitrophenol	0,004	12
diuron*	0,003	15
DNOC*	0,006	40
ethofumesat*	0,008	40
Fenpropimorph	0,006	75
hydroxy-atrazin*	0,003	30
hydroxy-simazin	0,008	60
isoproturon*	0,006	50
MCPA*	0,003	30
mechloprop*	0,003	40
metamitron*	0,008	30
metazachlor*	0,006	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	15
pendimethalin	0,005	33
terbutylazin*	0,005	25

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2011

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2011 beregnet til hhv. 79 og 60 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 34 og 31% siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2011 beregnet til ca. 13 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 73% siden 1989. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2011 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60% af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt, hvor kvalitet af modelberegninger af ammoniakdeposition vurderes på basis af sammenligning med målinger på naturstationerne.