



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2010

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 2

2011



AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER
FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2010

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 2

2011

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. 2
- Titel: Atmosfærisk deposition 2010
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.dmu.au.dk>
- Udgivelsesår: November 2011
- Faglig kommentering: Steen Solvang Jensen
- Finansiel støtte: Miljøministeriet
- Bedes citeret: Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2011: 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>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2010 beregnet til hhv. 71 og 55 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 27 og 31 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2010 beregnet til ca. 12 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 72 % 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 2010 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1989 er koncentrationer og depositioner af tungmetaller faldet med en faktor to til tre. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt som gennemgår resultaterne fra måling af ammoniakfluks på Idom Hede i perioden 2004 til 2009.
- 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: 978-87-92825-09-4
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 109
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på centrets hjemmeside <http://www2.dmu.dk/Pub/SR2.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. NOVANA blev revideret i 2010.

Indhold

Sammenfatning 5

Forord 7

1 Indledning 8

- 1.1 Overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Vejret i 2010 14

2 Kvælstof 18

- 2.1 Kvælstofdeposition i 2010 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 naturmålestasjonerne 26
- 2.8 Kampagnemålinger af korttidsvariationen af ammoniakkoncentrationer 35
- 2.9 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala 38

3 Fosfor 44

4 Svovl 46

- 4.1 Svovldeposition i 2010 46
- 4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder 48
- 4.3 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation 49
- 4.4 Udviklingstendenser for svovldepositionen 50

5 Tungmetaller 52

6 Ozon og vegetation 58

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer 62

- 7.1 Våddeposition af pesticider 62
- 7.2 Våddeposition af nitrophenoler 64
- 7.3 Våddeposition af PAH 65

8 Fokuspunkt: Tørdeposition af ammoniak 67

- 8.1 Indledning 67
- 8.2 Ammoniakflukse, forudsætninger m.v. 68
- 8.3 Målte og modellerede flukse og depositions hastigheder 71
- 8.4 Tørdepositionsprocessen 76
- 8.5 Konklusioner 82

9 Referencer 83

Bilag 1

Ændret vurderingsgrundlag for udviklingstendens for deposition af kvælstof og svovl 88

Bilag 2 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder 92

Bilag 3

Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer 93

Bilag 4

Resultater fra de enkelte målekampagner med målinger af ammoniakflukse 94

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra 2010. 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 2010 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM til 71 ktøns N (6,8 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 55 ktøns N (13 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 27 og 31% i perioden 1989-2010. Udviklingstendens for afsætning til vandområder er lidt mindre (ca. 13%) end tidligere rapporteret. Det skyldes revision i måleprogrammet, som har givet et ændret grundlag for beregning af udviklingstendensen. Ændringen ligger indenfor usikkerheden på bestemmelsen af udviklingstendensen. 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 2010 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 1989-2010.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2010 beregnet med DEHM til ca. 12 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 72% 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 2010 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 2006-2010 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 imidlertid overskredet ved Ulborg (3.900 ppb-timer) og Keldsnor (3.400 ppb-timer) i 2010.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Lille Valby/Risø, Roskilde viser, at våddeposition i 2010 lå på omkring 102 og 161 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for pesticider (19 stoffer), hvor af mere end 80% stammer alene fra MCPA og prosulfocarb. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på omkring 700 og 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og depositionen af PAH (21 stoffer) lå på 65 og 110 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Ved Sepstrup Sande mangler resultater for november-december grundet frostsprængning af opsamlingsflaske.

Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt, som præsenterer resultater fra målekampagnerne fra 2004 til 2009, hvor der blev målt flukse af ammoniak på Idom Hede. Resultaterne fra fluksmålingerne sammenlignes med resultaterne fra modelberegninger af flukse. Generelt ses god overensstemmelse mellem målinger og model, men sammenligningen peger også på nogle punkter, hvor der fortsat er behov for forbedring af modelens beskrivelse af ammoniakfluksen.

Forord

Denne rapport udgives af Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 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 2010.

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte.

Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter såvel overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften som udvalgte påvirkninger, miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår National Center for Miljø og Energi 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 fagdatacentrene og Naturstyrelsens decentrale enheder. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentrene 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 præsenterer resultaterne fra Delprogram for luft under NOVANA og er baseret på overvågning i 2010 udført af det tidligere Danmarks Miljøundersøgelser, nu DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2010, som udgives af Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

1 Indledning

I 2010 blev Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) revideret, hvilket medførte at de to tidligere luftovervågningsprogrammer (Det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram, LMP, og Baggrundsovervågningsprogrammet, BOP) er samlet til ét nationalt luftovervågningsprogram, der omfatter såvel overvågning i relation til sundhed og byerne som overvågning i relation til vandmiljø og natur.

Delprogram for luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2010 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 blev rapporteret juli 2011 (Ellemann et al., 2011).

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 2010, 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 2010 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 partikelbundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært

bundet sulfat. Endvidere foretages på udvalgte målestationer specialmålinger af salpetersyre og partikulært bundet nitrat.

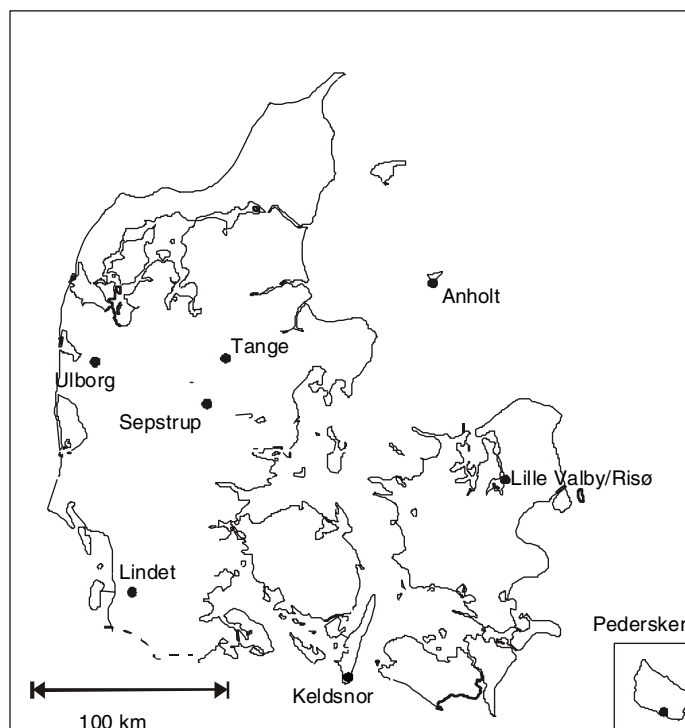
- Koncentrationer af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Koncentrationen af ozon.

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 2010 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.

I 2010 er der endvidere som noget nyt blevet udført målinger af ammoniakkoncentrationen med høj tidsopløsning (korttidsmålinger 10 minutters middelværdier og 5 timers middelværdier). Målet er at få informationer om døgnvariationerne af ammoniak med henblik på at forbedre modelberegningerne af ammoniakkoncentrationerne på lokalskala. Målingerne foretages med denudere og en såkaldt Airmonia.

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 2010.

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	Filterpack, Denuder NO ₂ , O ₃ NH ₃ -kortidsmålinger
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, Keldsnor og Risø. Naturstation: Denuder: måling af NH₃, HNO₃, NH₄ og NO₃. Passiv opsamler: NH₃.

*** Filterpack ved Keldsnor blev nedlagt i juli 2010.

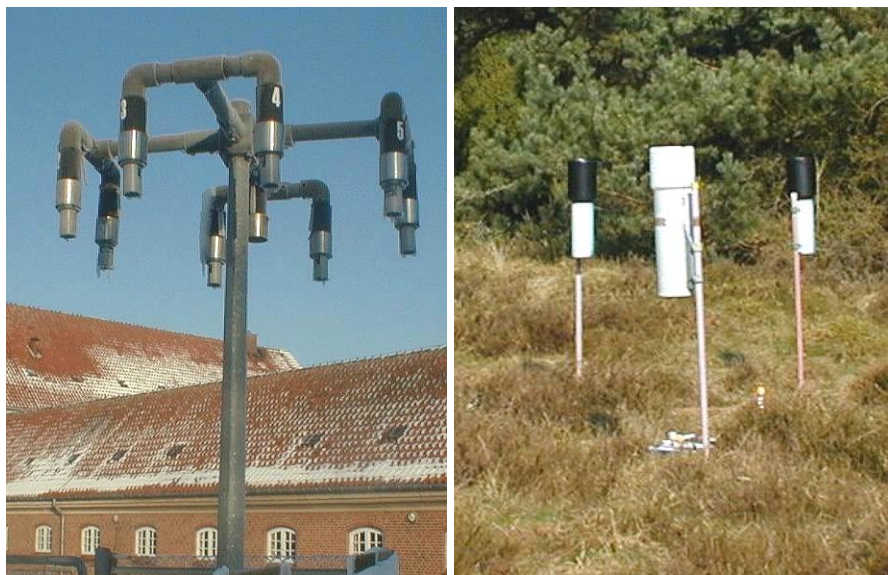
**** Målestationen ved Lille Valby blev juli 2010 flyttet 2 km vestover til Risø, hvor den blev udvidet med ekstra målinger

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.

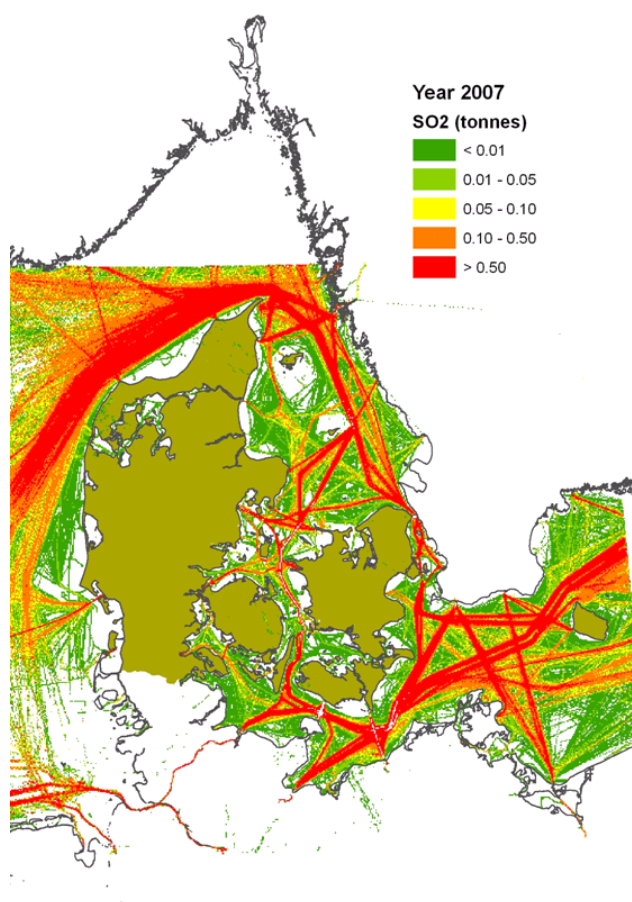
Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages, som allerede nævnt, med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, transport, kemisk omsætning og afsætning 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 koncentrationen 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 tragte og en opsamlingsflaske monteret foruden 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 2010 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 2010 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2009 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DCE (Nielsen *et al.* 2011). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2008, der er samlet og distribueret af EMEP (EMEP 2011), 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).



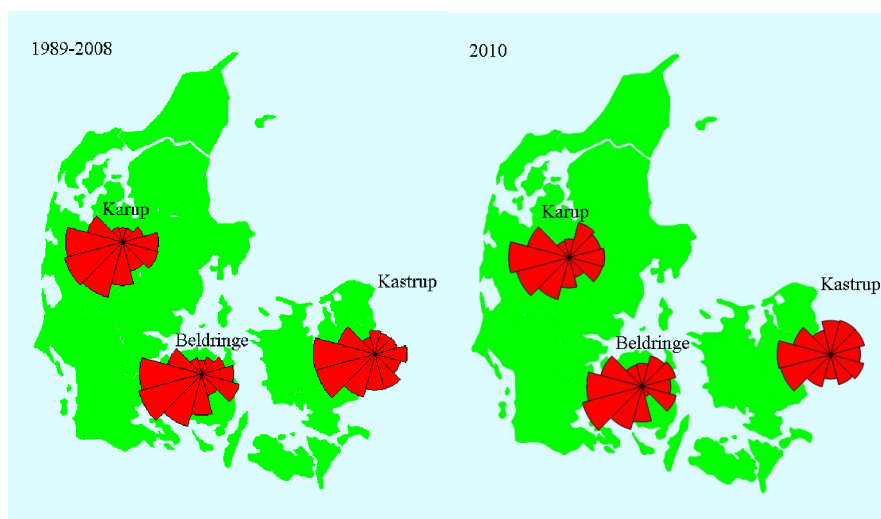
Figur 1.3 Skibsemissioner af SO₂ pr km² med detaljeringsgrad på 1 x 1 km (Olesen *et al.*, 2009).

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.

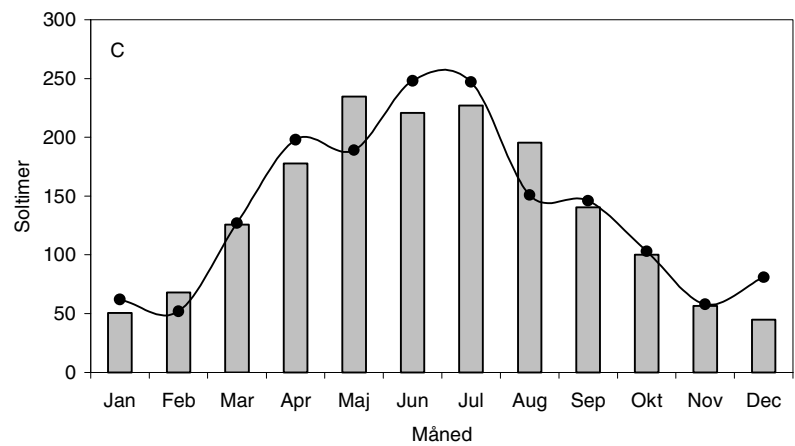
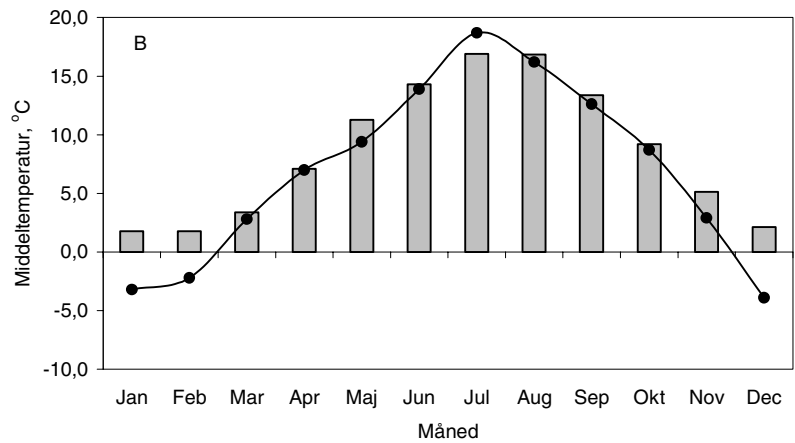
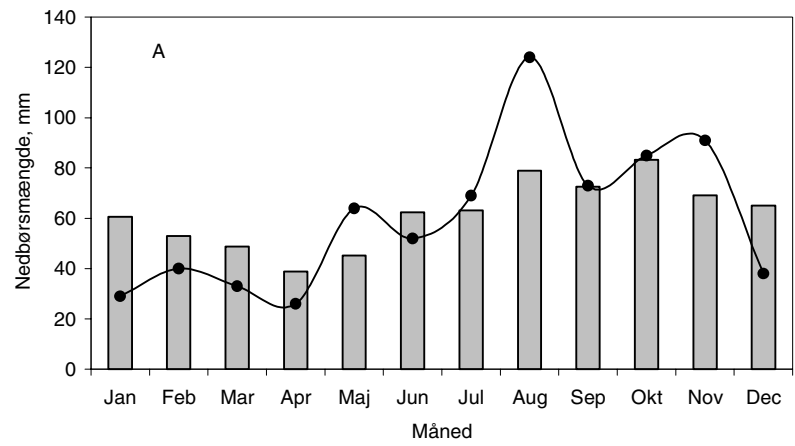
1.2 Vejret i 2010

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 2010.

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 2010 var sydvest til vest og at vindrosen for 2010 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2008. Dog var vindretninger fra nordøst mere hyppige i 2010 sammenlignet med perioden 1989-2008. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem de døgn, som det har taget at transportere luftforureningen til Danmark.



Figur 1.4 Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2008, mens der til højre vises gennemsnit for 2010. 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 2010, mens søjlerne angiver middel for 1989-2010. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2011).

Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og mængden af sollys (angivet ved antallet af soltimer; figur 1.5) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i 2010 var med 724 mm nedbør til Jylland og Øerne kun 1,5% over normalen for 1961-1990 (712 mm) og svarede stort set til gennemsnittet for perioden 1989-2010 (740 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2010). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.5) med størst nedbørsmængde i august, oktober og november, mens navnlig årets første fire måneder og december havde mindre nedbørsmængder end gennemsnitligt. I 2010 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 nedbørmålestationer, 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 2009 til 2010. I store dele af Nordsøen og Skagerrak ses et relativt stort fald i nedbørsmængden fra 2009 til 2010, mens der for store dele af de øvrige farvande ses en uændret nedbør eller en stigning (figur 1.6).

Den årlige middeltemperatur i 2010 var 7,0 °C, hvilket er udsædvanligt koldt. Årsmiddeltemperaturen var 0,7 °C under normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2011), og 1,6 °C lavere end gennemsnittet (8,6 °C) for perioden 1989-2010, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2011). Det var navnlig vintermånedene (figur 1.5 B), som var udsædvanligt kolde og hvor alle tre vinter måneder var præget af rigtigt vintervejr med masser af sne. Antallet af soltimer (figur 1.5 C) var på 1662 timer, hvilket er over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) og over gennemsnit for perioden 1989-2009 (1641 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2011).

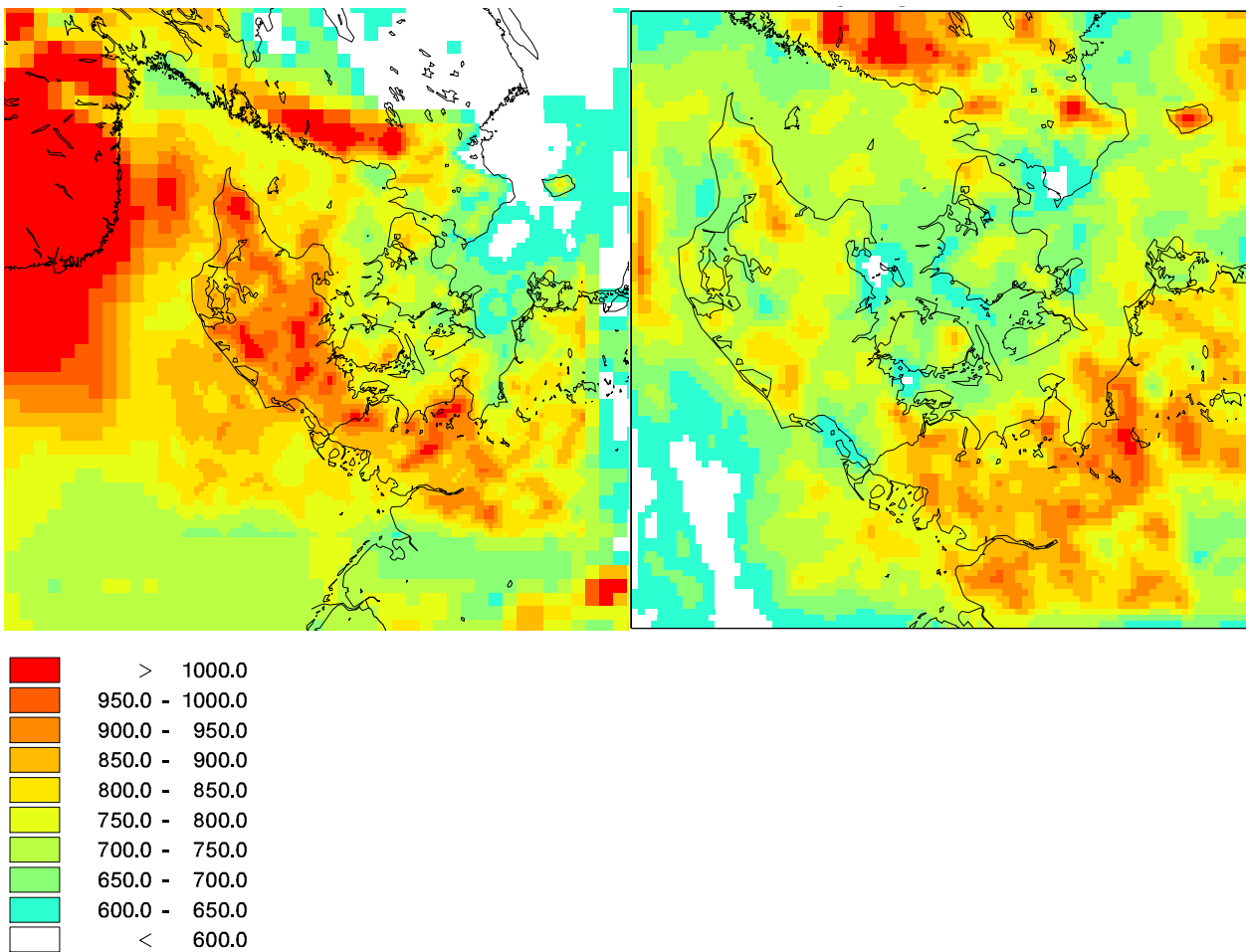
Links

Yderligere information om målestationerne:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/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 2009 (venstre) og 2010 (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 landområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NOVANA 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 har 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. Gøteborg-protokollen vil alt i alt føre til en reduktion af Europas emissioner af kvælstofilter og ammoniak med henholdsvis 41% og 17% set i forhold til 1990, hvis alle deltagende lande overholder deres forpligtelser.

2.1 Kvælstofdeposition i 2010

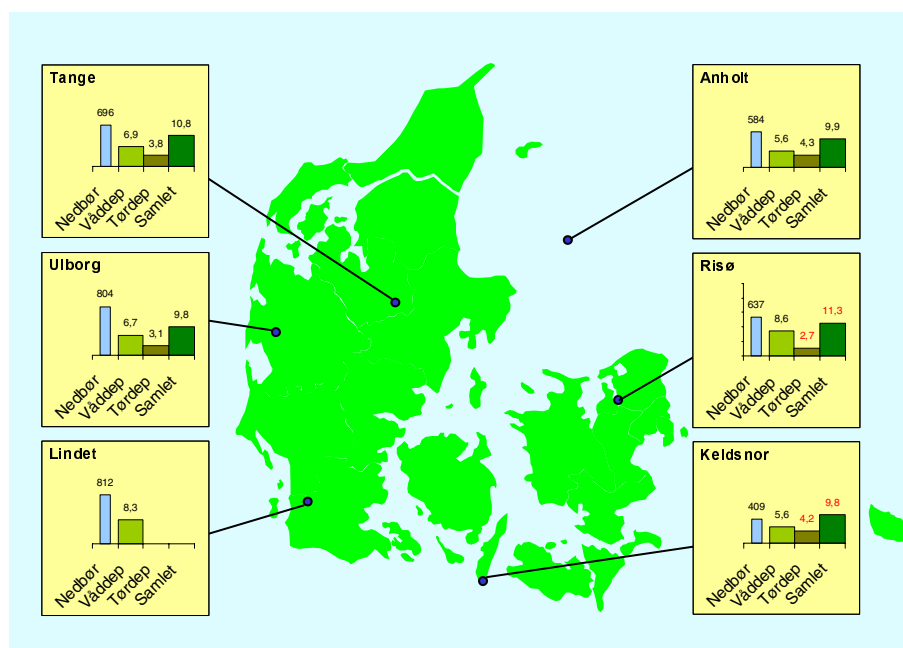
I 2010 blev den samlede deposition af kvælstof bestemt ved fem målestationer (figur 2.1). Målinger ved målestationerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2010 i områderne omkring hovedstationerne lå på 10-11 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1) og på 6-8 kgN/ha for deposition til vandområderne ved Anholt og Keldsnor. I 2010 var depositionen til landområderne i gennemsnit for målestationerne stort set uændret i forhold til depositionen i 2009 (2% fald). Depositionen til vandområderne ved Anholt og Keldsnor steg svagt fra 2009 til 2010 (7% stigning). Der skal dog her tages forbehold for at den største stigning blev målt ved Keldsnor, hvor bestemmelsen af den samlede deposition er baseret på kun et ½-års målinger, hvilket medfører større usikkerhed end normalt.

På landsplan svarede nedbørsmængden i 2010 (724 mm) stort set til gennemsnittet for perioden 1989-2009 (740 mm), og der er stort set ingen forskel mellem 2009 (733 mm) og 2010 (DMI 2011). Tilsvarende ses stort set uændret nedbørsmængde ved de fem målestationer fra 2009 til 2010, hvilket er en af forklaringerne på den lille ændring i den samlede deposition fra 2009 til 2010.

De laveste depositioner blev bestemt på Anholt, Ulborg og Keldsnor. 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. Den høje deposition ved Risø skyldtes primært en høj våddeposition, men da det er første gang målestationen indgår i måleprogrammet er det for tidligt at vurdere om den høje deposition er et enkeltstående resultat eller afspejler den generelle tendens. Ligesom i 2009 var forskellen mellem Tange og Anholt, Ulborg og Keldsnor lille i 2010, hvilket formentligt kan forklares ved den relativt lave nedbørsmængde i Midtjylland i 2009 og 2010 sammenlignet med de foregående år.

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 tørdepositionshastigheder. 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 2010. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er afrundet til hele tal og angivet i kgN/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Tørdeposition ved Keldsnor og Risø er estimeret på basis af ½ års luftkoncentrationsmålinger, hvilket giver forhøjet usikkerhed på både tørdeposition og samlet deposition. Grundet revision af program er tørdepositionen ikke bestemt ved Lindet.

Links

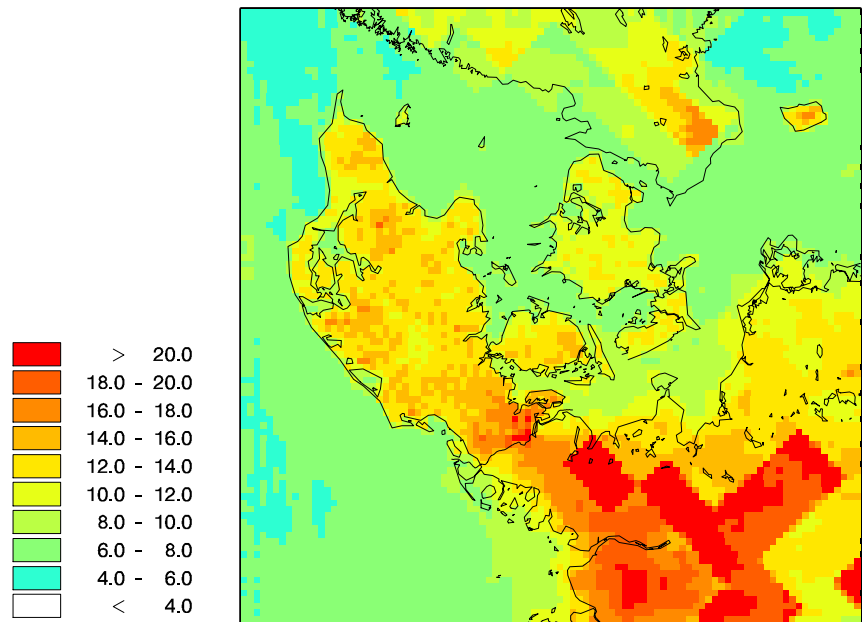
Information om DCI's luftmålestationer kan fås på:

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

2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2010 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 71.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 6,8 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er omkring 15 % lavere end rapporteret for 2009 (84.000 tons) og på niveau med depositionen beregnet for 2008 (71.000 tons). Forskellen mellem årene 2008-2010 skyldes hovedsageligt ændringer i de meteorologiske forhold. Når man sammenligner 2009 og 2010, ses navnlig et fald i våddepositionen af kvælstof, hvilket hovedsageligt skyldes et fald i nedbørsmængderne fra 2009 til 2010.

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 2010. 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 2010. 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	6,6	24,6	31,2	6,4	48.754
Skagerrak – dansk del	1,1	5,3	6,4	6,2	10.329
Kattegat – svensk del	0,7	4,4	5,1	7,5	6.743
Kattegat – dansk del	2,6	9,3	11,9	7,1	16.830
Nordlige Bælthav	0,7	2,0	2,8	7,1	3.909
Lillebælt	0,7	1,4	2,1	9,5	2.171
Storebælt	0,9	2,6	3,5	7,7	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,4	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,7	0,8	8,5	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,7	2,2	8,5	2.547
Østersøen - dansk del	2,1	8,3	10,4	7,0	14.926
Alle danske farvandsområder	15	56	71	6,8	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 2010 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 55.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er et fald på 15% set i forhold til rapporteringen for 2009. Hovedårsagen til faldet er ændrede meteorologiske forhold, men et mindre fald i emissionerne spiller også ind.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 13 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 6 kgN/ha og 18 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>

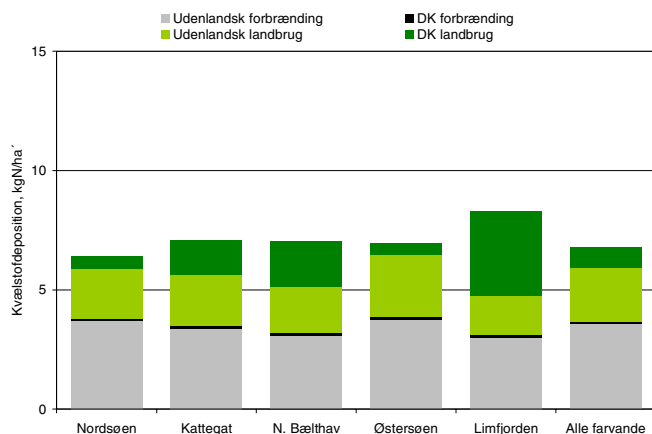
Tabel 2.2 Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2010.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordjylland	4,8	5,0	9,8	12,4	7907
Midtjylland	8,6	8,4	17,0	13,1	13093
Syddanmark	8,8	8,1	16,8	13,9	12130
Sjælland	3,7	4,3	8,0	11,6	7268
Hovedstaden	1,4	1,5	2,9	11,0	2567
Hele Landet	27,3	27,2	54,6	12,7	42927

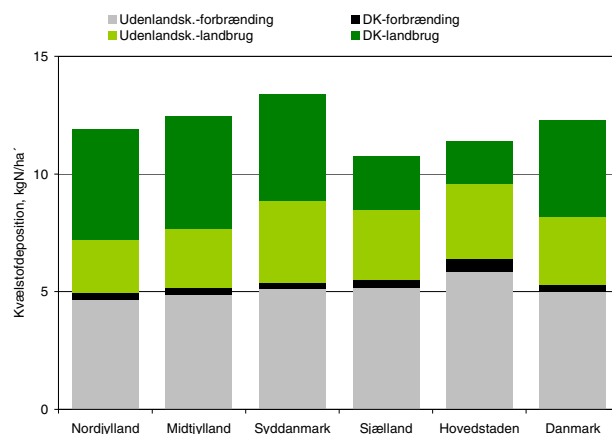
2.4 Kilder til kvælstofdeposition

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 2010 kom ca. 58% og 42% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandet kom ca. 46% og 54% af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3 Kvælstofdeposition i 2010 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 2010 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. 14% i 2010. Den største danske andel forekom i Lillebælt (31%), Nordlige Bælthav (29%), Kattegat (23%) og Storebælt (25%) og den mindste i Nordsøen (9%). 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. 38%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 43-44% 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. 27% og 31% siden 1989. Grundet revision af måleprogrammet har det været nødvendigt at ændre på antallet af målestationer, som indgår ved beregning af udviklingstendensen. Denne ændring giver imidlertid kun en minimal ændring i den beregnede udviklingstendens (se Bilag 1).

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.

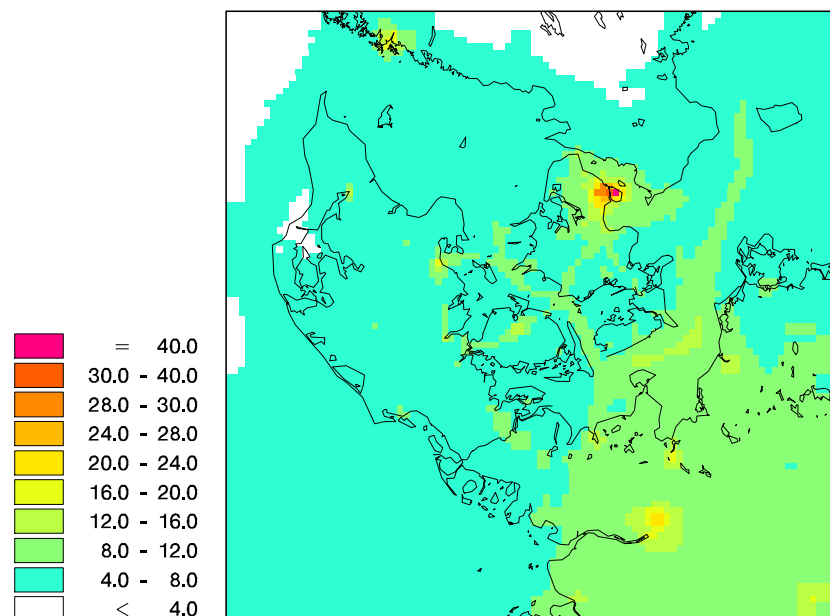
De viste udviklingstendenser er baseret på målinger af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målinger af koncentrationen af kvælstof-forbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



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 depositionen til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt, som ligger i Kattegat. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen *et al.* 2011) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2011).

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 2010 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddelværdierne langt under grænseværdien. Eneste undtagelse er København, hvor grænseværdien overskrides. Grænseværdien gælder imidlertid ikke for bymæssige områder.



Figur 2.6 Årsmiddelværdier af NO_x i 2010 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 estimater 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 (½-1 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 2010 er der, ud over målinger på de faste stationer (fire stationer, jf. nedenstående), målt ammoniakkoncentrationer på i alt 16 stationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmose, hængesæk og sure overdrev. Målingerne på nogle af de 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 de 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.

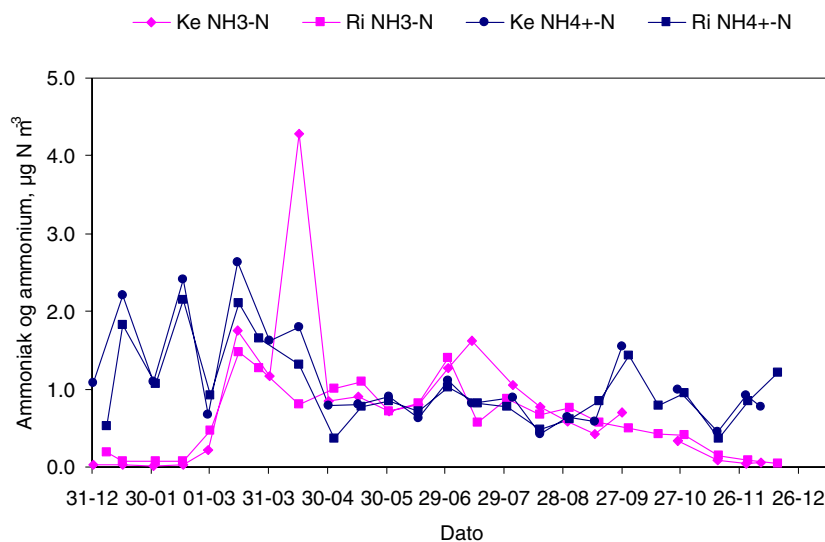
Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen gennemføres der langtidsmålinger af koncentrationen af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Langtidsmålingerne foretages som et supplement til filterpackopsamlere (se afsnit 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 2010 af koncentrationen af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor og Risø. På Keldsnor er målingerne fra anden halvdel af året midlet fra ugemålinger til ca. samme halvmåned som Risø målingerne er foretaget. Generelt viser de to stationer meget ens niveauer af både ammoniak og ammonium, dog er der en forårsperiode og en sommerperiode, hvor ammoniakkoncentrationen på Keldsnor er højere end på Risø. De laveste ammoniakkoncentrationer ses i vintermånederne. På Keldsnor er der et tydeligt forårsmaksimum, mens koncentrationsniveauet på Risø kun er lidt højere i forårsmånederne sammenholdt med sommerperioden.

Partikulært ammonium viser flere perioder med forhøjede koncentrationsniveauer vinter og forår og lidt forhøjet sidst på sommeren. Den lille geografiske variation i de målte partikulære ammoniumkoncentrationer 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 i 2010, når Keldsnor sammenlignes med Risø, der ligger sydligere end Frederiksborg.

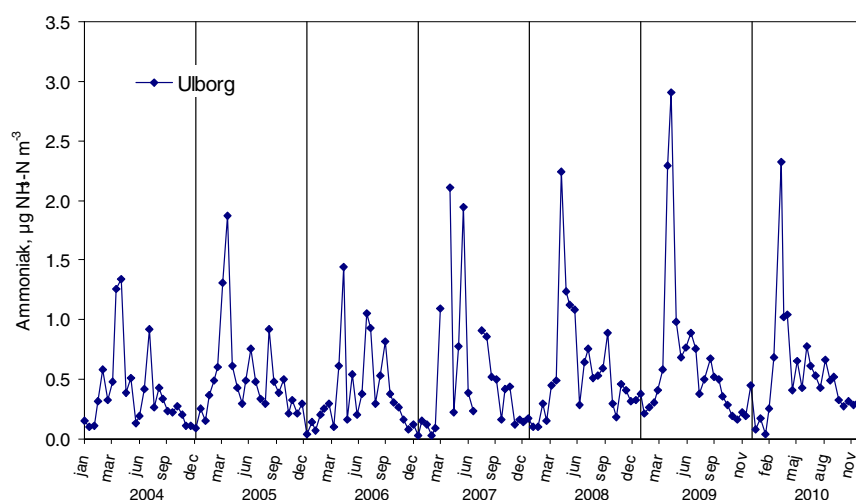
I 2010 ligger årsmiddelværdien af partikulært ammonium på Keldsnor på samme niveau som i 2009, mens ammoniakkoncentrationen som årsmiddelværdi er lidt højere i 2010, hvor også forårsmaksimum er væsentlig højere end i 2009. På Lindet ligger niveauet for ammoniak på årsbasis på $1,1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (Bilag 2), hvilket er en anelse lavere end i 2009.



Figur 2.7 Koncentrationer af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor (Ke) og Risø (Ri) i 2010. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode), dog er 2. halvår af Keldsnor midlet til ca. halvmåned ud fra ugeopsamlinger.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2010. Årsmiddelværdien i 2010 er $0,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, hvilket er en anelse lavere end i 2009. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra første halvdel af april til første halvdel af maj i perioden. 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. I 2009 er forårsmaksimum højere end de foregående år samt 2010.

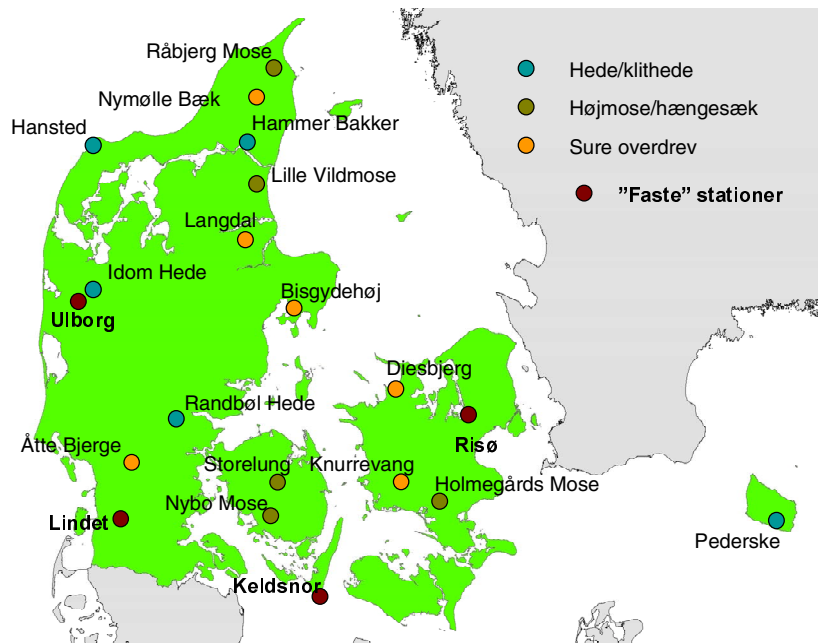
Alle år er der en tendens til et tretoppet mønster med den mest markante top i forbindelse med forårsudbringning og dernæst to toppe henover sommeren og det tidlige efterår. Nogle år (2005, 2007 og 2008) ses også en svag koncentrationsforøgelse i oktober/november. Alle år ses minimum i koncentrationsniveauerne i vintermånederne. Der er lidt varierende koncentrationsniveauer 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. I 2010 var vinteren kold, så de lidt forhøjede koncentrationsniveauer sidst på året er formentlig forårsaget af lokal kilde påvirkning koblet til hyppig vind fra nordlige retninger.



Figur 2.8 Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg 2004-2010. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

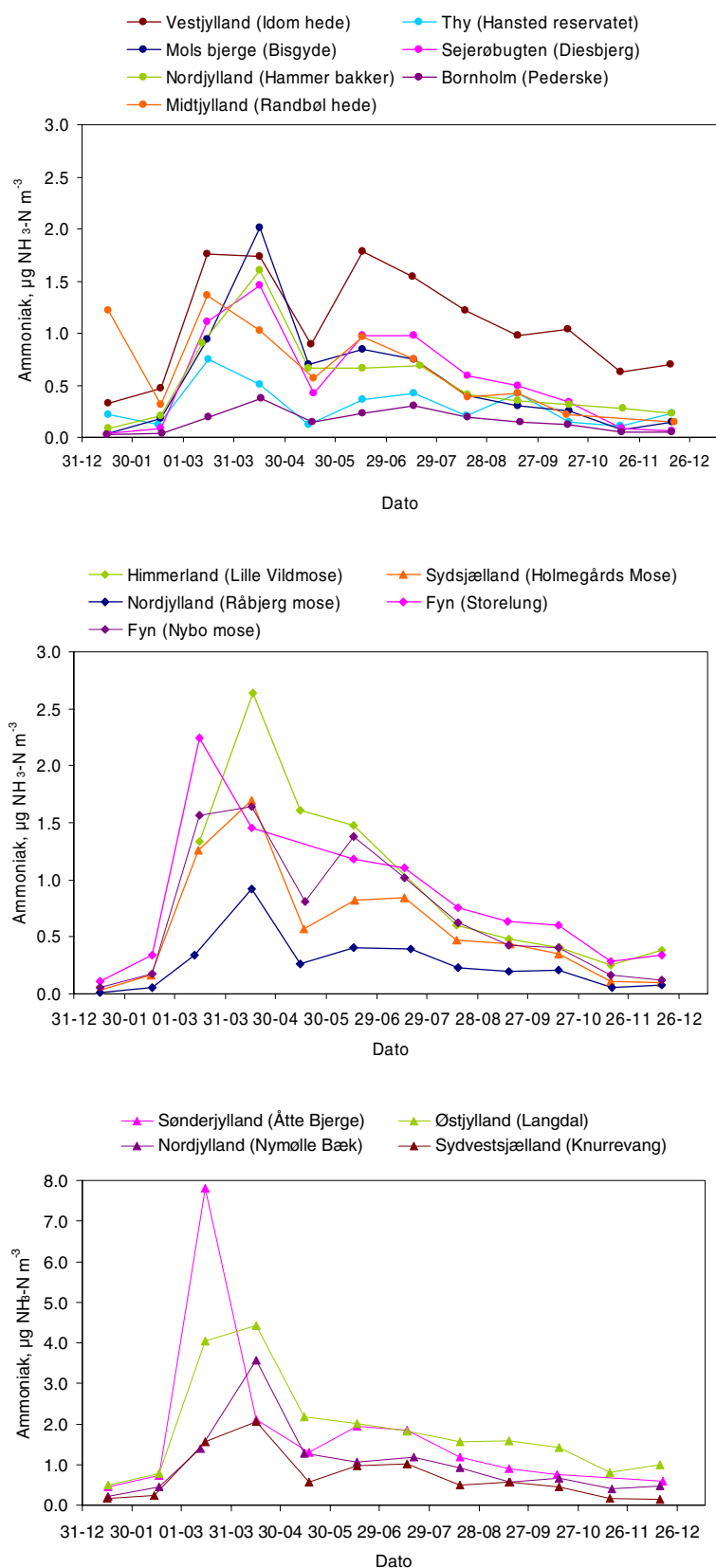
Naturstationer

I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret 12 målestationer med passive diffusion-sopsamlere 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. Nedenstående er målingerne fra 2010 på disse stationer præsenteret. Stationerne er inddelt efter naturtyperne hede/klithede, højmoser/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). Lokalteterne er markeret efter naturtype.

På figur 2.10 ses koncentrationsmålingerne af ammoniak i 2010 på naturstationerne. Øverst er målingerne fra tør hede som er stationerne Idom Hede, Bisgyde, Hammer Bakker, Randbøl Hede, Diesbjerg, Pederske samt kystklit med stationen i Hansted reservatet. 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, Nymølle Bæk, Langdal, Knurrevang og Åtte Bjerge.



Figur 2.10 Koncentrationer af ammoniak i 2010 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 og klithede (Idom Hede: månedsmiddelværdierne er midlet fra målinger på halvmånedsbasis, Randbøl Hede: koncentrationen markeret med begyndelse d. 15. 10. dækker perioden 15.10.-15.12.). Midt: højmoser og hængesæk (Storelung: koncentrationen markeret med begyndelse 15.4. dækker perioden 15.4.-15.6.). Nederst: sure overdrev (Åtte Bjerge: koncentrationen markeret med begyndelse d. 15. 10. dækker perioden 15.10.-15.12.). M.h.t. Lille Vildmose, se note ved tabel 2.3.

Alle stationerne har et forholdsvis ensartet mønster, omend koncentrationsniveauerne er forskellige. De højeste koncentrationer ses i foråret (perioden d. 15.03. til d. 15.05.), dog skiller Idom Hede (figur 2.10 øverst) sig ud ved at have koncentrationer i sommerperioden, der er på niveau med forårsmaksimum. Efter forårsmaksimum ses et mere eller mindre varierende koncentrationsniveau hen over sommeren og fra midten af august begynder koncentrationerne at falde nogenlunde jævnt mod vinterminimum. På Randbøl Hede (figur 2.10 øverst) ses en høj koncentration i perioden januar/februar, hvilket er ret usædvanligt for årstiden landbrugsaktiviteterne taget i betragtning. Der er ikke fundet nogen forklaring på det høje niveau.

De tre jyske overdrev Nymølle Bæk, Langdal og Åtte Bjerge (figur 2.10 nederst) viser de højeste forårskoncentrationerne i.f.t de andre lokaliteter. Åtte Bjerge har den markant højeste målte månedsmiddelværdi (7,8 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ i perioden 15.3.-15.4.) af alle lokaliteterne. 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 generelt lidt højere i koncentrationsniveau end Holmegårds Mose og Diesbjerg (begge Sjælland), men det tidlige koncentrationsmønster er meget lig disse stationer. Bisgydehøj i Mols Bjerge 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 Bjerge og Langdal har de højeste årsmiddeldkoncentrationer, mens overdrevet Nymølle Bæk, Idom Hede og højmosen Storelung og Lille Vildmose viser de næsthøjeste koncentrationsniveauer. Bornholm og klitheden i Hansted Reservatet viser de laveste koncentrationsniveauer.

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

Lokalitet	Naturtype	Årsmiddelkoncentration $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$
Vestjylland (Idom Hede)	Tør hede (4030)	1,1
Mols bjerge (Bisgyde)	Tør hede (4030)	0,5
Nordjylland (Hammer Bakker)	Tør hede (4030)	0,5
Midtjylland (Randbøl Hede)	Tør hede (4030)	0,6
Sejerøbugten (Diesbjerg)	Tør hede (4030)	0,6
Bornholm (Pedersker)	Tør hede (4030)	0,2
Thy (Hansted Reservatet)	Kystklit (2130)	0,3
Himmerland (Lille Vildmose)	Højmose (7110)	0,8-1,0*
Fyn (Storelung)	Højmose (7110)	0,9
Fyn (Nybo Mose)	Højmose (7110)	0,7
Sydsjælland (Holmegårds Mose)	Højmose (7110)	0,6
Nordjylland (Råbjerg Mose)	Hængesæk (7140)	0,3
Sønderjylland (Åtte Bjerge)	Surt overdrev (6230)	1,7
Nordjylland (Nymølle Bæk)	Surt overdrev (6230)	1,0
Østjylland (Langdal)	Surt overdrev (6230)	1,9
Sydsjælland (Knurrevang)	Surt overdrev (6230)	0,7

* Der er flere målinger fra Lille Vildmose, der skal tages med forbehold. I perioden fra midt december 2009 til midt marts 2010 var stationen ikke tilgængelig p.g.a. sne. Resultatet for perioden giver en middelværdi på $0,2 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med en variationskoefficient på 1 % (tripel bestemmelse). Året forinden har den tilsvarende periode fra midt december til midt marts en middelværdi på $0,3 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ og den lille variationskoefficient og et koncentrationsniveau på niveau med året før gør, at prøven er medtaget og indgår i årsmiddelværdien for lokaliteten. I perioden juni/juli er der stor variation på resultatet fra Lille Vildmose. Dette betyder, at årsmiddelværdien (med start medio december 2009 til medio december 2010) er angivet til at ligge på $0,8-1,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$

Årsmiddelværdierne i 2010 på hedelokaliteterne ligger på samme niveau som i 2009 ($\pm 13\%$). 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.

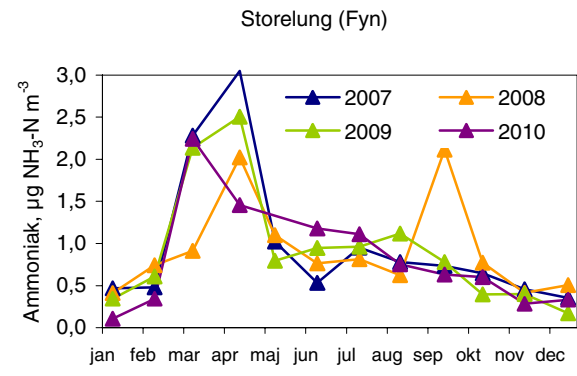
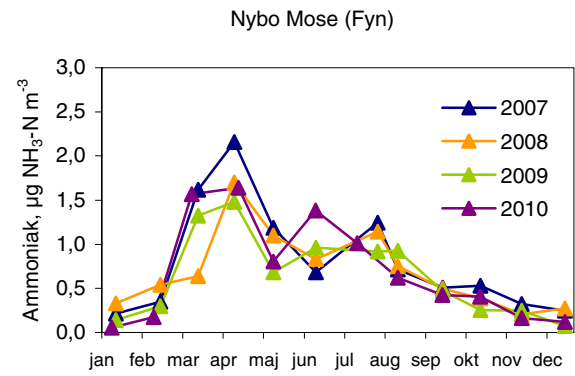
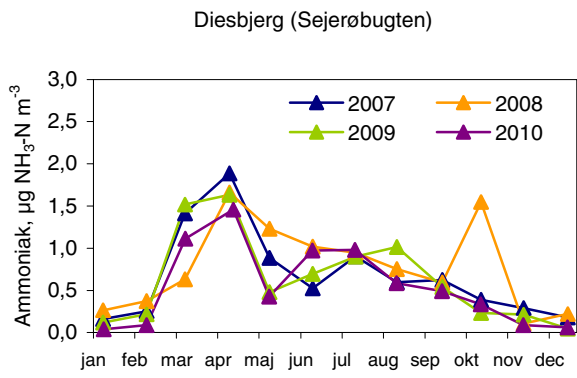
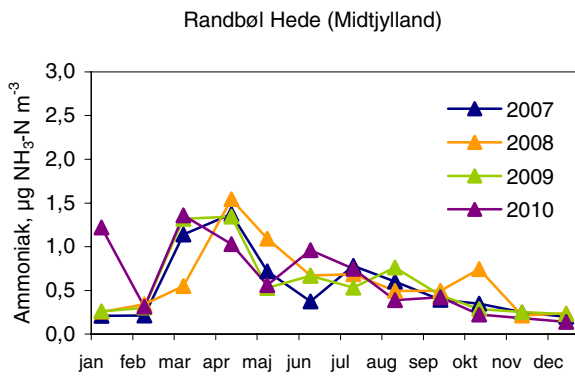
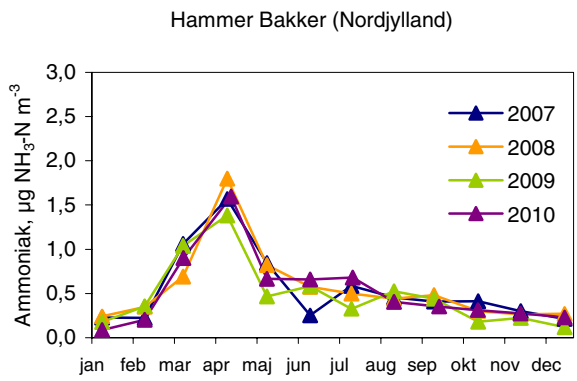
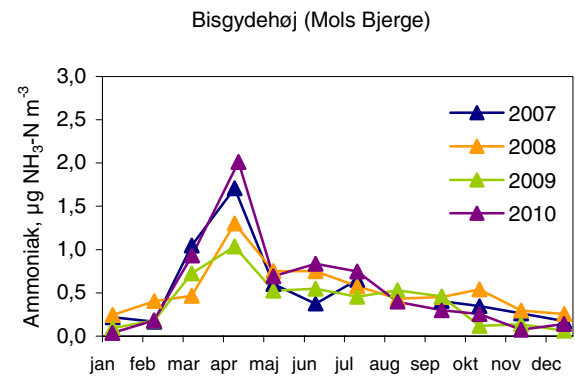
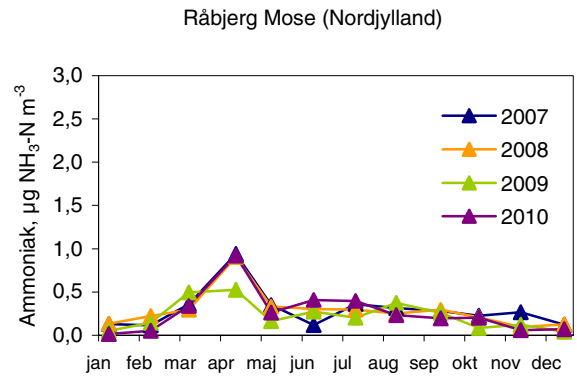
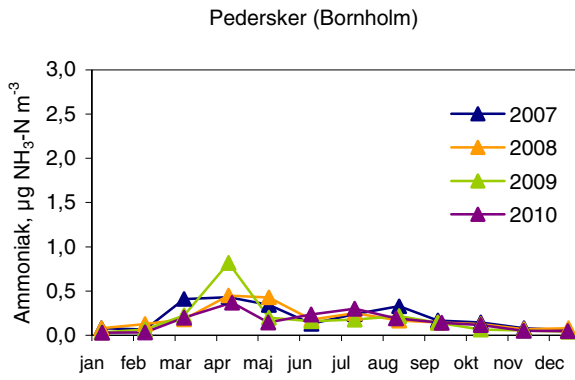
Niveauerne for højmoserne Storelung, Nybo Mose og Råbjerg Mose er meget lig de tidligere år (Holmegårds Mose er nyetableret). Årsmiddelværdien for Lille Vildmose er forbundet med nogen usikkerhed og ligger lidt over niveauet i 2009 på $0,7 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Ses på årsmiddelværdierne for højmoserne i forhold til Critical Level niveauet for lav og mosser, så ligger Lille Vildmose og Storelung på niveau med, h.h.v. over skadesniveauet, mens Nybo Mose og Holmegårds Mose ligger lige under.

Årsmiddelværdien i 2010 for overdrevslokaliteterne Diesbjerg, Nymølle Bæk og Knurrevang er på niveau med 2009. mens Bisgydehøj ligger 36% højere i 2010 i.f.t. 2009, men på niveau med 2007-2008. Årsmiddelværdien for overdrevet Langdal er i 2010 på $1,9 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, mod $1,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ i 2009. I Åtte Bjerge ligger årsmiddelværdien i 2010 på $1,7 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, mod $1,3 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ i 2009. Det er ikke overraskende, at Åtte Bjerge og Langdal 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 over-

skrider de jyske overdrev skadesniveauet for lav og mosser og 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, 2008, 2009 og 2010 på otte af stationerne 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 fire år, varierer de med en variationskoefficient på 3-15 % (mindst på Storelung, størst på Diesbjerg). 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 2007-2010. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden.

2.8 Kampagnemålinger af korttidsvariationen af ammoniakkoncentrationer

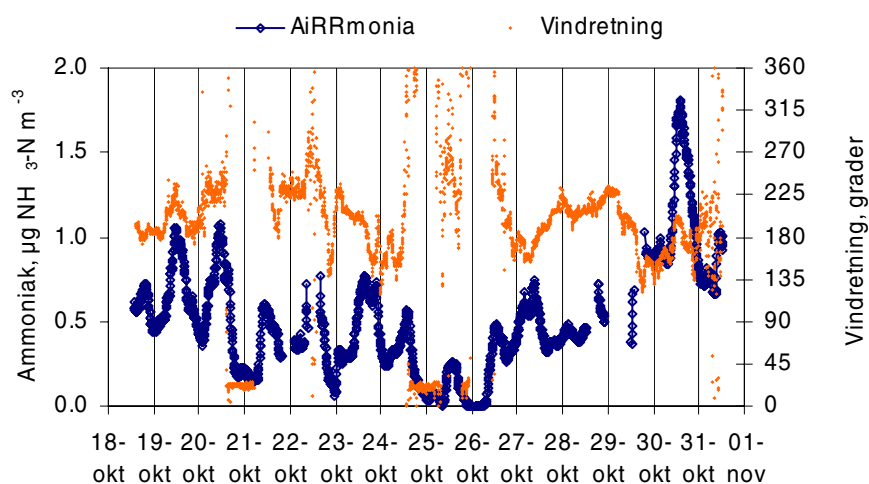
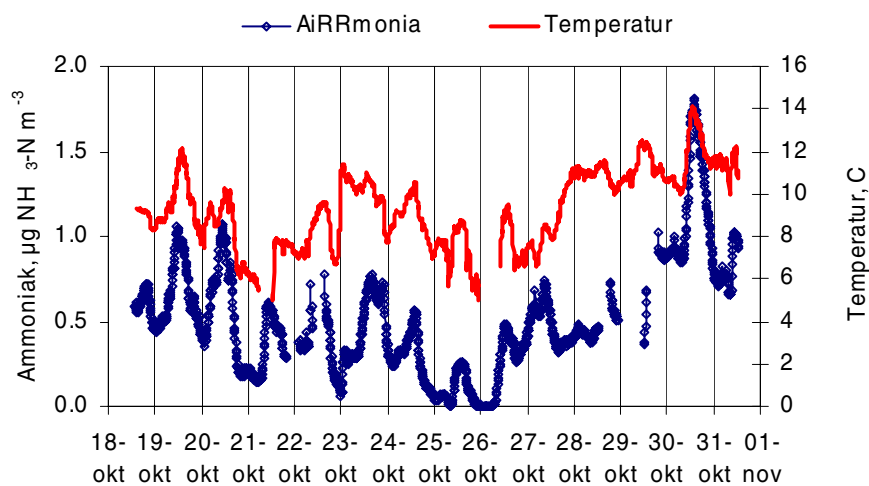
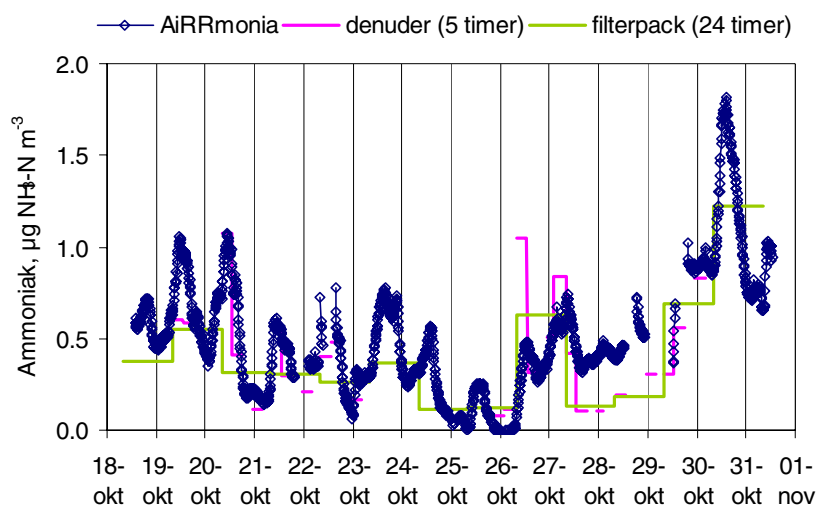
Ved modelleringen af afsætningen af ammoniak til diverse naturområder beregnes fluksen som et produkt af depositionshastighed og koncentration, og da begge parametre ændrer sig i løbet af døgnet, er øget kendskab til begge parametre af stor vigtighed for modelvalideringen. For at få bedre information om døgnvariationen i ammoniakkoncentrationen er der udført målinger med kort tidsopløsning på Risø stationen.

Korttidsmålinger af ammoniakkoncentrationen

Der er gennemført målinger med et apparat ("AiRRmonia"), der måler 10-minutters middelværdier af ammoniakkoncentrationen. Der er tidligere gennemført målinger med apparatet i forbindelse med undersøgelse af ammoniakflukse (bl.a. Ellermann et al., 2010). Det har vist sig, at apparatet ikke altid fungerer efter hensigten og for at undersøge dette yderligere er målingerne suppleret med målinger af en mere manuelt krævede målemetode (denuder), der i denne undersøgelse er eksponeret (dobbelbestemmelse) i perioder på fem timer tre gange dagligt, dog ikke i weekender. Begge metoder er eksponeret i 2 m's højde. Som yderligere kvalitetssikring er der anvendt døgnmiddelværdier af ammoniak målt med filterpack-metoden (jf. også afsnit 1.1 og bilag 2). Der er målt i perioden oktober til december 2010.

Figur 2.12 viser resultater fra de tre typer målinger af ammoniakkoncentrationer (øverst) samt temperatur (midt) og vindretning (nederst) i perioden fra d. 18.-31.10. I periodens start (d. 18.-19.10.) måler AiRRmonia'en mere end de to andre målemetoder, mens de efterfølgende dage har nogenlunde ens forløb for denuder og AiRRmonia. D. 26.10. viser 5-timersmålingerne et brat koncentrationsskift fra meget lav koncentration om natten til omkring $1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ i perioden kl. 8-13. AiRRmonia'en viser også meget lave koncentrationer om natten, men når ikke op på niveau med denudermålingen om formiddagen. D. 27.-28.10. når AiRRmonia'en ikke ned i koncentration i forhold til de andre målinger. I lighed med de tidligere erfaringer fra Idom Hede (jf. ovenstående) synes AiRRmonia'en indimellem at have en vis forsinkelse i respons ved større koncentrationsskift og det er formentlig også det, der observeres her. Der arbejdes videre på at forbedre målingerne med AiRRmonia'en. Ses på AiRRmonia-målingerne på figur 2.12 er der overvejende maksimumkoncentrationer om dagen, men de er ofte varierende.

Det ses på figur 2.12 midt, at ammoniakkoncentrationen målt med 10 minutters tidsopløsning til en vis grad udviser samme mønster som temperaturen (10 minutters middel). Dog ses samme tendens, når ammoniakkoncentrationen sammenholdes med vindretningen (figur 2.12 nederst), som delvist co-varierer med temperaturen i perioden. Der ses et koncentrationsfald natten d. 20.-21. samt d. 24.-25. og d. 25.-26. som tilsyneladende hænger sammen med et vindretningsskift til nordlige vinde. Dette tyder på, at stationen er påvirket forskelligt af emissioner i de forskellige vindretninger.

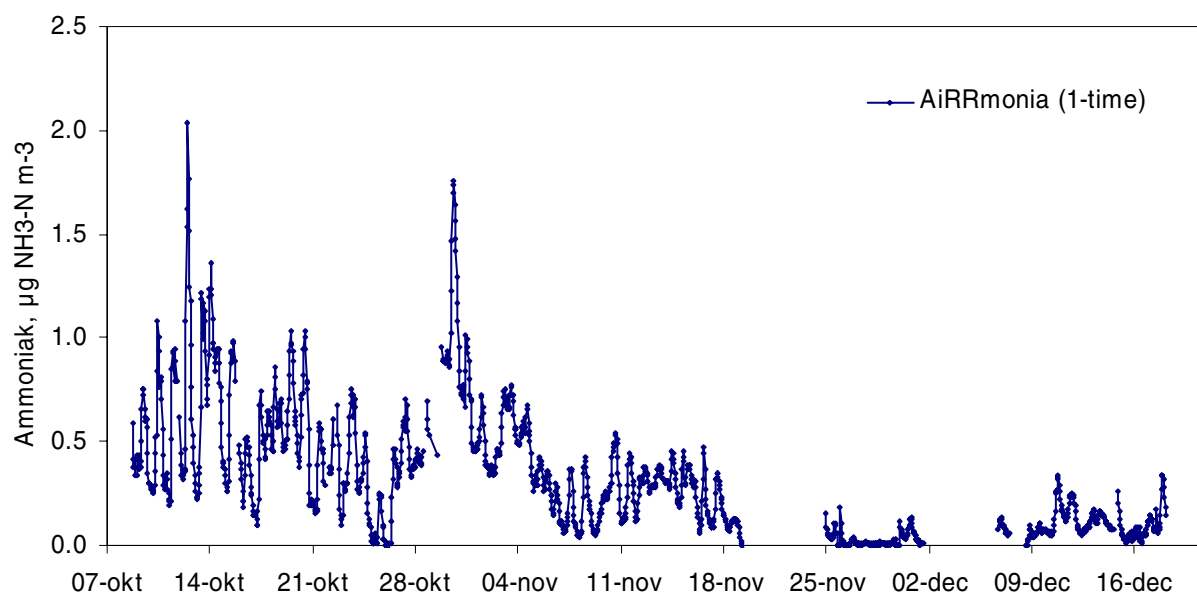


Figur 2.12 Målinger fra Risø stationen 2010. Øverst er vist ammoniakkoncentrationer målt med tre forskellige metoder: 10-minutters middelværdier med AiRRmonia, 5-timers middel med denuder og 24-timersmiddel med filterpack. I midten er vist ammoniakkoncentrationer og temperatur målt som 10-minutters middel og nederst er ammoniak og vindretning målt med 10-minutters midling vist.

Figur 2.13 viser ammoniakkoncentrationerne som time-middelværdier målt med AiRRmonia (midlet fra 10-minutters værdier). I bilag 2 findes figuren med de parallelle 5-timesmiddel med denuder og døgnmiddel målt med filterpack-metoden og metoderne viser generelt rimelig overensstemmelse, bortset fra perioder, hvor AiRRmonia'en overestimerer koncentrationen (jf. ovenfor). Der er observeret 1-times middelmiddelværdier fra 0,0-2,0 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med et gennemsnit på 0,3 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (2 m's højde). Regnes på døgnvariationer ses, at variationskoefficienten for koncentrationssvingningerne på timebasis ligger i intervallet 10-140 %. Betragtes de døgn, hvor middelmiddelværdien ligger over 0,2 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (33 observationer) ligger variationskoefficienten i intervallet 10-74 % med en "middel" på 35 %.

Der kommer et generelt fald i koncentrationerne d. 21.-22.11. og dette falder sammen med et vejrskift, hvor vinden drejer mod nord og temperaturen går under frysepunktet. Samtidig falder der sne. Den efterfølgende periode er der snedække, og der ses meget lave koncentrationer.

Der vil i de kommende år, når flere data er tilgængelige, blive arbejdet med at evaluere disse data med henblik på at opnå en øget forståelse af årsagerne til døgnvariationerne. Endvidere ønskes at få bedre forståelse for, hvordan døgnvariationen påvirker koncentrationsniveauer og depositioner.



Figur 2.13 Ammoniakkoncentrationer målt med AiRRmonia (1-time middel) på Risø stationen 2010.

2.9 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 2010 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 129 udvalgte naturområder. Luftmålestationerne 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 overvågningsstationer i den terrestriske del af NOVANA.

Beregningerne er udført ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regionalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved Aarhus Universitet (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-DEPs 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 på baggrund af 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 2010 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell *et al.* 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for 2009 og baseret på bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle LandbrugsRegister (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 for-

delt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og tilhørende udbringningsarealer (arealkilder). De atmosfæriske modeller medtager en sæsonvariation af emissionerne som følge af landbrugspraksis og variationer i meteorologiske parametre (*Ambelas Skjøth, et al, 2004*). Beregningsområdets vegetation/beskaffenhed (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. Blandt områderne indgår 28 områder der også indgik ved beregningerne for 2009. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som for en stor del kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition af kvælstof. Lokaltiteterne er grupperet således, at luftmålestationerne står 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 og 5 kg N/ha i 2010. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypens ruhed. Høj ruhed (som fx for skov) giver alt andet lige en høj afsætning af luftforurening herunder ammoniak.

Den samlede kvælstofafsætning til naturområderne varierer mellem 7 og 20 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.

Et eksempel på hvordan den lokale tørdeposition af ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.14. Her er for 2010 vist den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i området omkring Idom Hede sydvest for Holstebro i Vestjylland. I centrum af området ses, at Idom Hede modtager ca. 2,5-3 kg N/ha. Der ses flere lokale maksima i området, 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.

Tabel 2.4 Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2010 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	Type	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Anholt	56.717	11.521	Græs	0	3	6	9
Frederiksborg	55.956	12.352	Nåleskov	1	7	6	14
Keldsnor	54.747	10.737	Landbrug	2	2	7	10
Lindet	55.142	8.885	Nåleskov	5	8	7	20
Tange	56.353	9.602	Løvskov	4	8	6	18
Ulborg	56.290	8.428	Nåleskov	3	7	6	16
Lønborg Hede	55.870	8.427	Hede (4010, 4030)	2	2	6	10
Helm Polde	55.169	8.931	Hede (4010, 4030)	3	2	7	11
Randbøl Hede (V)	55.663	9.117	Hede, tør (4030)	2	2	6	9
Hammer Bakker	57.129	10.038	Hede, tør (4030)	2	1	7	10
Raghammer	55.014	14.945	Hede, tør (4030)	1	3	6	10
Idom Hede	56.315	8.483	Hede, tør (4030)	2	2	7	10
Ovstrup Hede	56.247	8.931	Hede, tør (4030)	2	2	7	11
Råbjerg Mose	57.554	10.359	Hængesæk (7140)	2	2	5	9
Holmegårds Mose	55.296	11.801	Højmose (7110)	1	2	6	9
Nybo Mose	55.133	10.369	Højmose (7110)	2	2	7	10
Lille Vildmose	56.867	10.173	Højmose (7110)	2	2	7	10
Storelung	55.255	10.256	Højmose (7110)	3	2	6	11
Hansted (S)	57.051	8.560	Klit (2140)	1	2	5	8
Husby Klit	56.293	8.132	Kystklit (2130)	1	2	6	9
Ulvshale	55.040	12.265	Kystklit (2250)	1	2	6	9
Diesbjerg	55.824	11.431	Overdrev, sure (6230)	1	2	5	8
Bisgyde	56.226	10.541	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	9
Knurrevang	55.323	11.620	Overdrev, sure (6230)	2	2	6	9
Åtte Bjerge	55.454	8.975	Overdrev, sure (6230)	3	2	7	12
Nymølle Bæk	57.300	10.227	Overdrev, sure (6230)	3	1	7	12
Langdal	56.561	10.104	Overdrev, sure (6230)	4	2	7	13
Hulsig	57.685	10.468	Klithede (2140)	0	2	5	7
Ejstrup Strand	57.175	9.446	Klithede (2140)	1	2	5	7
Pælebakke Klit	57.712	10.493	Klithede (2140)	0	2	5	7
Rødhus Klit	57.193	9.518	Klithede (2140)	1	2	5	7
Præstesø	57.629	10.344	Klithede (2140)	1	2	5	8
Grønnestrånd	57.139	9.274	Klithede (2140)	1	2	5	8
Damsted Klit	57.709	10.558	Klithede (2140)	0	2	5	8
Bredvandbakker v. Kollerup	57.123	9.263	Klithede (2140)	1	2	5	8
Melby Overdrev	56.018	11.996	Klithede (2140)	1	2	5	8
Underlien v. Slettestrand	57.143	9.393	Klithede (2140)	1	2	5	8
Fårdam Sande v. Klim	57.119	9.184	Klithede (2140)	1	2	5	8
Bulbjerg	57.149	9.023	Klithede (2140)	1	2	6	8
Ellinge Lyng	55.879	11.532	Klithede (2140)	1	2	5	8
Simon Skrivners Klit / Mølklitten	57.608	10.340	Klithede (2140)	1	2	5	8
Bredesande v. Trandum Klit	57.162	9.498	Klithede (2140)	2	2	5	8
Eskebjerg Vesterlyng	55.731	11.274	Klithede (2140)	1	2	5	8
Nissekær, Glæde	57.119	8.905	Klithede (2140)	1	2	6	8
Madsbøl Plantage	57.109	8.879	Klithede (2140)	1	2	6	8
Hansted (N)	57.103	8.611	Klithede (2140)	1	2	5	8
Lild Strand	57.147	8.954	Klithede (2140)	1	2	6	8
Hvidbjerg Klitplantage	56.871	8.361	Klithede (2140)	1	2	6	8
Præstø Fed	55.149	12.107	Klithede (2140)	1	2	6	8
Skavemose	56.283	8.138	Klithede (2140)	1	2	6	9
Krogssande	55.549	8.188	Klithede (2140)	1	2	6	9

Tabel 2.4 (fortsat) Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) ...

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Type	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Kokkjær Vand	57.062	8.661	Klithede (2140)	1	2	6	9
Topperbjerg, Vejers	55.610	8.150	Klithede (2140)	1	2	6	9
Grærup Hede	55.649	8.152	Klithede (2140)	1	2	6	9
Grovsø	55.626	8.201	Klithede (2140)	1	2	6	9
Nordstrand, Anholt	56.719	11.559	Klithede (2140)	0	3	5	9
Korsø	57.071	8.772	Klithede (2140)	2	2	6	9
Nørre Fjand	56.330	8.151	Klithede (2140)	1	3	5	9
Halen, Fanø	55.435	8.438	Klithede (2140)	1	2	6	9
Husby Klit II	56.233	8.136	Klithede (2140)	1	2	6	9
Hans, Nymindegab	55.820	8.177	Klithede (2140)	1	2	6	9
Henne Strand (N)	55.747	8.180	Klithede (2140)	1	2	6	9
Fogedens Eng (S), Fanø	55.422	8.445	Klithede (2140)	1	2	6	9
Henne Strand (S)	55.732	8.175	Klithede (2140)	1	2	6	9
Filsø Hede	55.711	8.181	Klithede (2140)	1	2	6	9
Høstbjerg, Rømø	55.156	8.533	Klithede (2140)	1	3	6	9
Klibjerg, Rømø	55.129	8.492	Klithede (2140)	1	2	6	9
Glæde	57.106	8.942	Klithede (2140)	2	2	6	9
Blåbjerg	55.743	8.234	Klithede (2140)	1	2	6	10
Bjålum Klit	55.839	8.208	Klithede (2140)	1	2	6	10
Fanø Bad (N)	55.446	8.358	Klithede (2140)	1	3	6	10
Nygå II	55.878	8.161	Klithede (2140)	1	3	6	10
Nygå	55.879	8.160	Klithede (2140)	1	3	6	10
Anerbjerg, Gødelen	55.823	8.224	Klithede (2140)	2	2	6	10
Holmlands Klit, Bjerregård, Øst	55.883	8.179	Klithede (2140)	2	3	6	10
Vint	55.916	8.167	Klithede (2140)	1	3	6	10
Vint II	55.917	8.159	Klithede (2140)	1	3	6	10
Havrvig	55.935	8.153	Klithede (2140)	1	3	6	11
Sidselsbjerg	56.160	8.132	Klithede (2140)	3	3	6	11
Havrvig (NØ)	55.941	8.152	Klithede (2140)	2	3	6	12
Lille Oles bjerg	55.957	8.152	Klithede (2140)	4	4	6	14
Kærene, Læsø	57.284	10.961	Hede, våd (4010)	1	2	5	8
Skærbæk Plantage	56.078	9.438	Hede, våd (4010)	1	1	6	8
Jerup Hede	57.544	10.369	Hede, våd (4010)	2	2	5	9
Hallundbæk	56.034	9.184	Hede, våd (4010)	1	1	6	9
Ulkestrup Lyng	55.598	11.528	Hede, våd (4010)	2	2	5	9
Klattrup v. Mou	56.940	10.259	Hede, våd (4010)	1	1	6	9
Randbøl Hede	55.659	9.149	Hede, våd (4010)	2	2	6	9
Hestlund-Pilkmose	55.882	9.142	Hede, våd (4010)	2	2	5	9
Løvenholm	56.450	10.486	Hede, våd (4010)	1	1	6	9
Stakroge/Bøvl	55.881	8.895	Hede, våd (4010)	2	2	6	9
Husby Plantage, nord, Hage	56.325	8.138	Hede, våd (4010)	1	3	5	9
Søbylund	56.054	9.168	Hede, våd (4010)	2	1	6	9
Store Vorslunde	55.859	9.093	Hede, våd (4010)	2	2	5	9
St. Råbjerg/Grene Sande	55.723	9.035	Hede, våd (4010)	2	2	6	9
Galgebakken	56.068	9.708	Hede, våd (4010)	1	1	7	9
Sellegårde, Tofte Skov	56.827	10.243	Hede, våd (4010)	1	1	7	9
Rørbæk Sø	55.918	9.381	Hede, våd (4010)	2	2	6	9
Grammarkvej, Rømø	55.109	8.522	Hede, våd (4010)	1	2	6	10
Katsig Bakker v. Tolne	57.452	10.338	Hede, våd (4010)	2	1	6	10
Sømose, Lønborg	55.868	8.401	Hede, våd (4010)	2	2	6	10
Lønborg Hede (V)	55.864	8.420	Hede, våd (4010)	2	2	6	10
Lønborg Hede (S)	55.860	8.435	Hede, våd (4010)	2	2	6	10
Søndre Feldborg Plantage	56.323	8.962	Hede, våd (4010)	2	2	7	10
Egedalsmosen	56.232	9.686	Hede, våd (4010)	2	1	7	10
Galtrimmen v. Hou	57.065	10.322	Hede, våd (4010)	2	1	6	10
Ballumbjerg	55.271	8.945	Hede, våd (4010)	3	2	6	11
Resen Bæk	56.377	9.150	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Navnsø	56.883	9.457	Hede, våd (4010)	3	1	6	11

Table 2.4 (continued) Annual nitrogen deposition (kg N/ha) ...

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Type	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Rauf Hede v. Madum Sø	56.814	9.927	Hede, våd (4010)	2	1	8	11
Bormose, Jenle Plantage	56.840	9.489	Hede, våd (4010)	3	1	6	11
Varde Sdr. Hede	55.585	8.474	Hede, våd (4010)	3	2	6	11
Ålbæk	55.008	8.65	Hede, våd (4010)	2	2	6	11
Klelund	55.586	8.974	Hede, våd (4010)	3	2	6	11
Rejsby Østermark	55.224	8.733	Hede, våd (4010)	3	2	6	12
Løgumkloster	55.036	8.946	Hede, våd (4010)	3	2	8	13
Damfenner, St Vildmose	57.185	9.778	Højmose (7110)	2	2	6	9
Velling Skov	56.038	9.539	Højmose (7110)	1	1	7	9
Høstemark (S), Lille Vildmose	56.927	10.234	Højmose (7110)	1	1	7	9
Nørhoved	55.993	9.413	Højmose (7110)	2	1	6	10
Boest	55.995	9.456	Højmose (7110)	2	1	6	10
Toftesø, Lille Vildmose	56.871	10.223	Højmose (7110)	1	1	7	10
Grevens Ris, St. Vildmose	57.244	9.825	Højmose (7110)	2	2	6	10
Paraplymosen og Portland Mo-	56.937	10.179	Højmose (7110)	2	1	7	11
Farsø Mose, St. og Ll. Øksø	56.800	9.851	Højmose (7110)	2	1	8	11
Knebel Bakker	56.824	9.913	Højmose (7110)	2	1	8	11
Sønder Kollemørten	55.857	9.378	Højmose (7110)	3	2	6	11
Trøm	56.131	8.633	Højmose (7110)	3	2	7	12
Bradstrup Hede v. Ravnkilde	56.740	9.732	Højmose (7110)	5	1	7	14

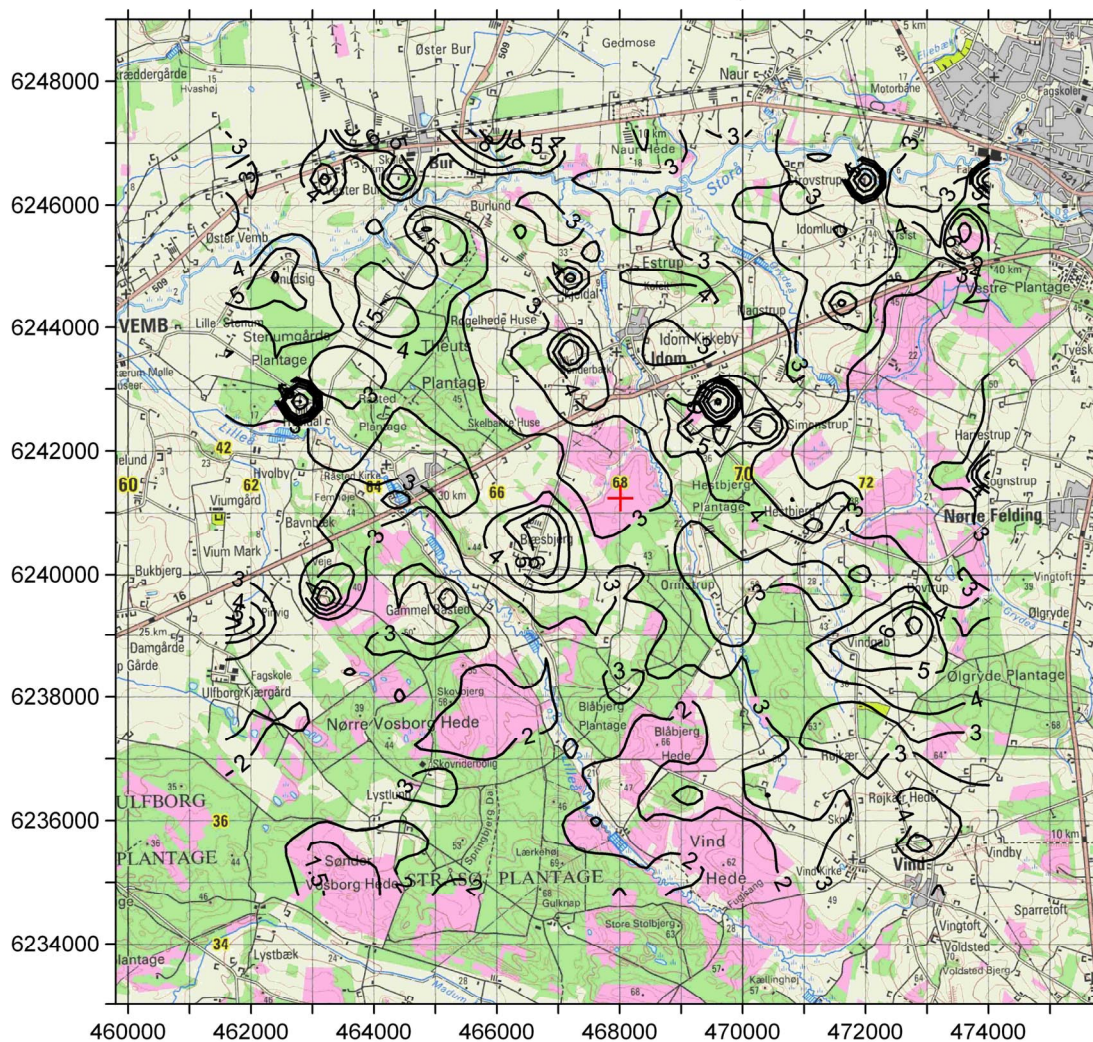
Baseret på de hidtidige erfaringer skønnes usikkerheden at ligge indenfor $\pm 50\%$. Usikkerheden på de højeste depositioner i umiddelbar nærhed af kilderne kan dog være større, idet modellens algoritmer ikke er valideret for meget store depositioner.

Syd for Idom Hede modtager Nørre og Sønder Vosborg Heder samt Blåbjerg og Vind Heder 1,5 - 2 kg N/ha. Den lavere deposition i forhold til Idom Hede skyldes primært, at hederne ligger længere fra landbrugsområder, idet hederne er delvist omgivet af skov. Den laveste deposition af ammoniak i området ses således ved Sønder Vosborg Hede med under 1,5 kg N/ha.

Skovområder i den nordvestlige del af kortområdet modtager op til ca. 5 kg N/ha. Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes via DCE's hjemmeside (se links).

For de 28 lokaliteter (de første i tabellen), som også indgik i 2009-beregningerne, er ændringerne fra 2009 til 2010 i gennemsnit for tørdepositionen af ammoniak -0,1 kg N/ha, for øvrig tørdeposition -0,5 kg N/ha, og for våddeposition -1,3 kg N/ha. Samlet er det i gennemsnit knapt 2 kg N/ha mindre i 2010 end 2009. Det er i modsætning til 2009, hvor der var en øgning på +0,7 kg N/ha i forhold til 2008 (hvor 20 lokaliteter er gengangere). Ændringerne i alle årene skyldes sandsynligvis primært meteorologiske forhold.

Idom Hede (kg NH₃-N/ha)



Figur 2.14 Den beregnede geografiske variation i 2010 af tørdeponeret ammoniak i et 16 km x 16 km område ved Idom Hede i Vestjylland ved Holstebro. De anvendte niveaukurver er 1, 1,5, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Kurverne stopper 1600 m fra kanten af området, idet usikkerheden her er større. Depositionen er beregnet i et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Idom Hede (naturtype: Hede, tør (4030)) i tabel 2.4 er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord). Den samlede deposition til et punkt i området fås ved at addere den øvrige tørdeposition og våddepositionen til værdierne i figuren (her 10 kg N/ha/år).

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 luftmålestationerne kan fås på:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoetilstand/3_luft/4_maalinger/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 2010 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 2010 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 2009. 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 2010. 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. fugleklatte 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 har således via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere svovlemissionen frem til 2010 til 67% af emissionen i 1990. En målsætning, som allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med 63% set i forhold til 1990.

4.1 Svovldeposition i 2010

Resultaterne i 2010 fra de fem danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 3,7-5,4 kgS/ha for deposition til landområderne (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 13% lavere end i år 2009.

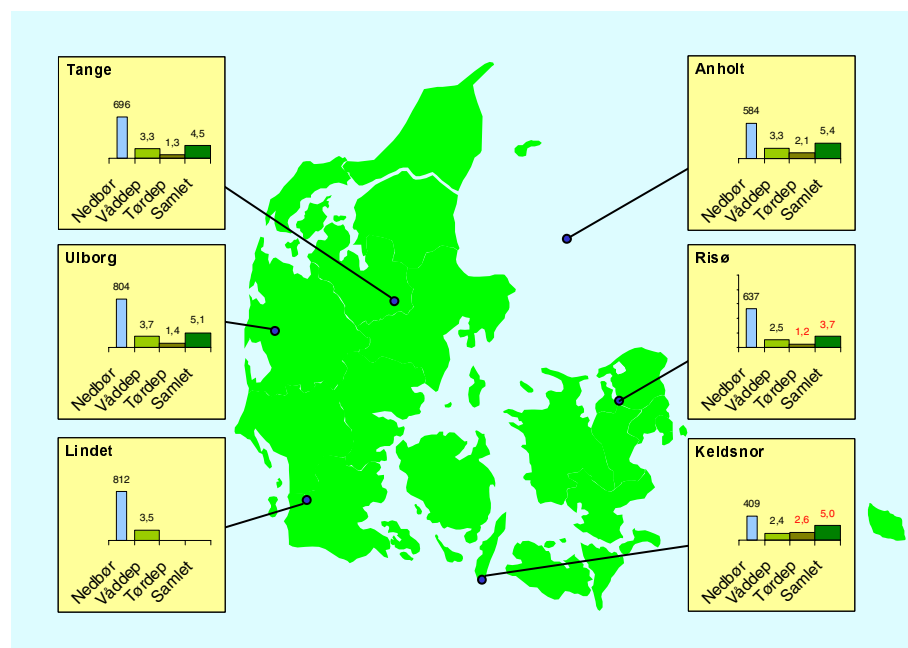
De højeste depositioner blev bestemt ved Anholt og den mindste deposition ved Tange. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til de fem målestationer. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1000 km eller mere via luften og de geografiske variationer er derfor jævnet 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. De relativt høje tørafsætninger på Anholt og Keldsnor skyldes formentligt indflydelse fra skibstrafik på Kattegat.

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

borg og Anholt. Den relativt høje svovldeposition på Anholt skyldes dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

På landsplan svarede nedbørsmængden i 2010 (724 mm) stort set til gennemsnittet for perioden 1989-2009 (740 mm), og der er stort set ingen forskel mellem 2009 (733 mm) og 2010 (DMI 2011). Gennemsnit for målestationerne afviger fra landsgennemsnittet. Den samlede deposition af svovl bestemmes kun ved fire målestationer i 2010. For disse fire målestationer ses en lille stigning i nedbørsmængde (2%). På trods af dette ses et fald i våddepositionen (11%). Da tørredepositionen ligeledes er faldet (6%), ses et fald i den samlede deposition ved målestationerne på 10% fra 2009 til 2010. Årsagen til dette fald er ændringer i de øvrige meteorologiske forhold og formentlig et fald i emissionerne.

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 tørredepositionen af partikulært sulfat og svovldioxid. Endvidere beregnes tørredepositionen ud fra måling af luftens indhold af svovlforbindelserne, og ikke ved en direkte depositions måling, som er meget ressourcekrævende. Der er stor usikkerhed ved beregning af tørredeposition med denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



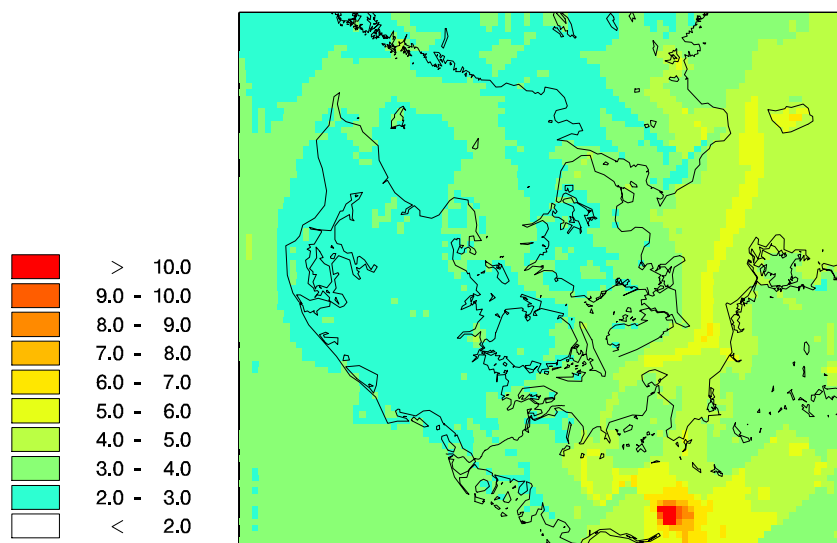
Figur 4.1 Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2010. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Tørredeposition ved Keldsnor og Risø er estimeret på basis ½ års luftkoncentrationsmålinger, hvilket giver forhøjet usikkerhed på både tørredeposition og samlet deposition. Grundet revision af program er tørredepositionen ikke bestemt ved Lindet.

4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for år 2010 beregnet til 12.000 ton S, hvilket er ca. 33% mindre end rapporteret for 2009. Årsagen til faldet er primært fald i emissionerne (EMEP, 2011; Nielsen et al., 2011). Den samlede deposition på danske landområder er ca. dobbelt så stor som den danske emission af svovl. Denne lå i 2009 på 7.400 ton S (Nielsen et al. 2011).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 2,9 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 6% af den samlede deposition. Det danske bidrag varierer kun meget lidt mellem regionerne (5,6 – 7,0%).



Figur 4.2 Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2010. 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 $\pm 40\%$.

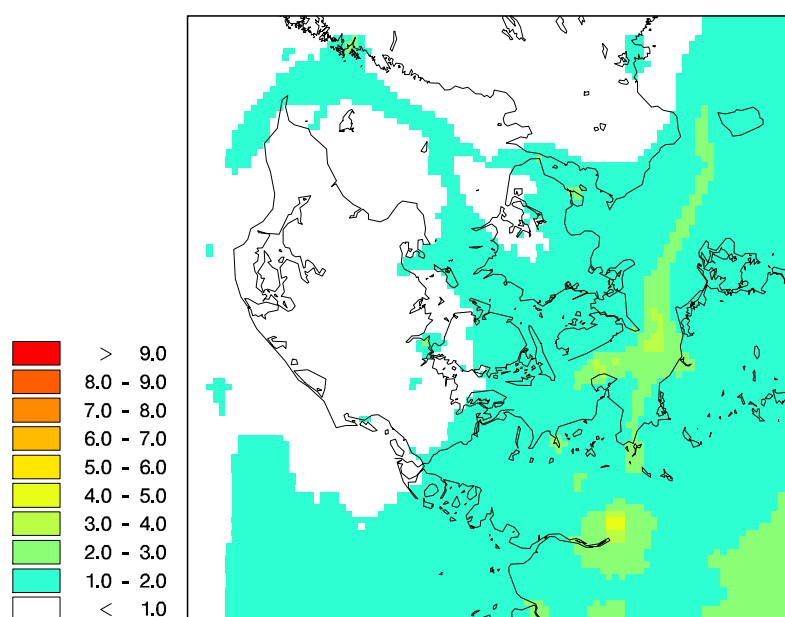
Tabel 4.1 Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2010.

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

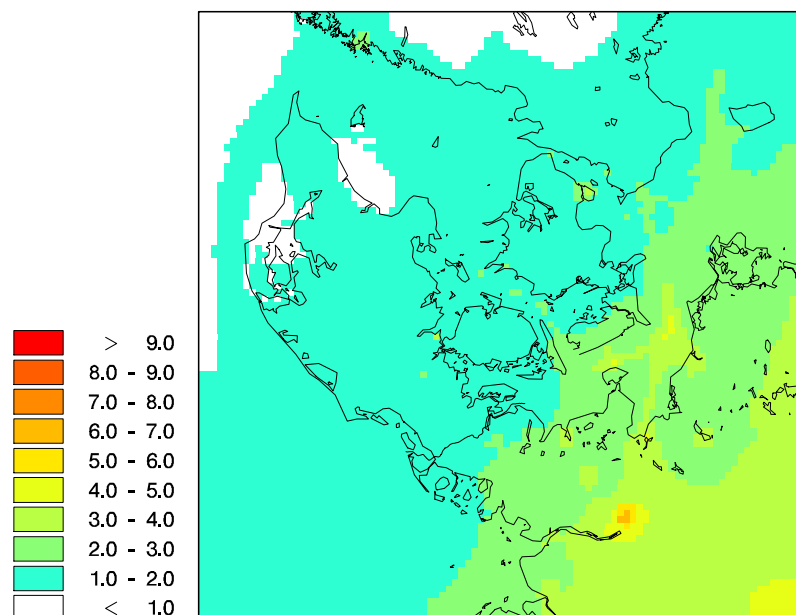
4.3 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ for både års- og vintermiddelkoncentrationerne (1. oktober til 31. marts) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige effekter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved fire af målestationerne viser en årlig middelkoncentration på mellem 0,5-0,7 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, 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 vintermiddelkoncentrationerne. De højeste koncentrationer ses for vintermiddelkoncentrationerne ved de sydlige øer Langeland, Falster og Lolland, hvor koncentrationerne ligger mellem 3-4 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. 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 sejlruterne.



Figur 4.3 Årsmiddelkoncentrationer af SO₂ i 2010 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$.



Figur 4.4 Vintermiddelkoncentrationer (1. oktober – 31. marts) af SO₂ i 2010 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³.

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 4.3 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. 72%. 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.

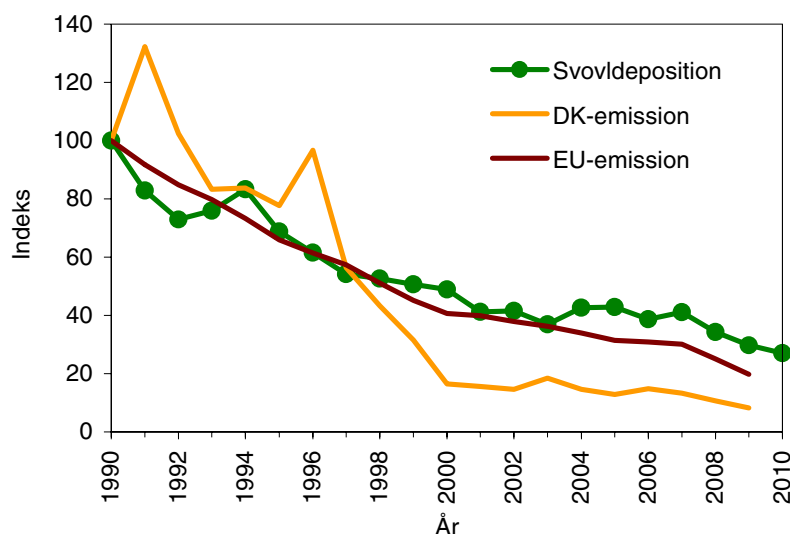
Figur 4.5 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig korrelation mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 27 EU-lande, hvilket skyldes, at langt 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 betydende, 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 ud-

ledningerne 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 formentlig en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2010, 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.* 2011) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2011).

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_maalinger/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 (kun 2. halvår), hvor der tidligere blev målt luftkoncentrationer ved fem målestationer. Måleprogrammet er dermed spinklere end tidligere, hvilket medfører større usikkerhed på depositionsestimerne.

I 2010 har det grundet udskiftning af analyseteknik for bestemmelse af tungmetalkoncentrationer i luft kun været muligt at analysere for de fire prioriterede tungmetaller i EU-direktiverne (Pb, As, Cd, Ni). Ved Anholt var de årlige middelkoncentrationer for disse tungmetaller på samme niveau i 2009 og 2010 (tabel 5.1).

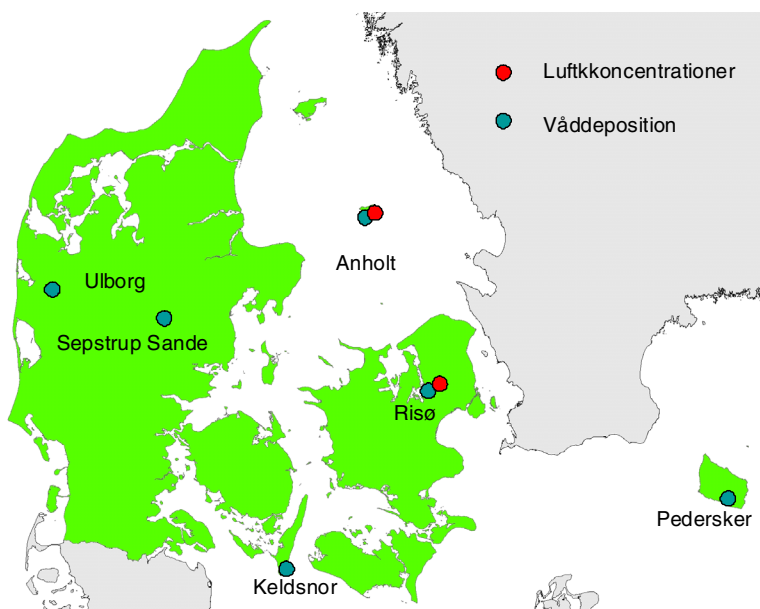
Tabel 5.1. Årsmiddelkoncentrationer for Pb, As, Cd og Ni ved Anholt i 2009 og 2010.

	2009 µg/m ³	2010 µg/m ³
Pb	2,4	1,8
As	0,28	0,27
Cd	0,20	0,22
Ni	1,7	1,8

Kun for bly var der en mindre forskel (25%), hvilket dog vurderes til at være indenfor usikkerheden når det tages i betragtning, at koncentrationerne er meget lave og tæt på detektionsgrænsen for målemetoderne. På basis af tallene for Anholt skønnes det, at luftkoncentrationerne for tungmetaller har været uændret fra 2009 og 2010. Dette estimat vurderes at gælde både for de tungmetaller som er blevet målt i 2010 og de tungmetaller, som ikke har kunnet måles i 2010. Baggrunden for vurderingen er, at der gennem de seneste år kun er sket relativt små ændringer i såvel udledninger som luftkoncentrationer (se fx figur 5.5), og at denne tendens forventes fortsat fra 2009 til 2010. I 2011 vil alle tungmetaller igen blive inddraget i måleprogrammet.

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 5.2. 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.



Figur 5.1 Målestationer, hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2010.

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 estimerne af våddeposition tages med i betragtning.

Store partikler af især ikke-industriell 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 ± 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 ± 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 5.2. 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 deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2010. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2009 (*DMU 2011*). Depositionen af Cr er i 2010 højere end de seneste år. Dette skyldes primært målinger fra Keldsnor målestation, hvorfor målinger fra denne målestation vil blive fulgt ekstra opmærksomt i 2011.

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land µg/m ²	Deposition til vand µg/m ²	Landområder (43.000 km ²) ton/år	Indre farvande (31.500 km ²) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	210	200	9	6	0,8
Ni, nikkel	220	190	10	6	5,0
Cu, kobber	720	690	31	22	49
Zn, zink	5900	5600	250	180	36
As, arsen	88	80	4	3	0,3
Cd, cadmium	36	29	2	1	0,2
Pb, bly	930	860	40	27	10
Fe, jern	41000	39000	1700	1200	-

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).

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 givetvis været for nedgående de sidste 10 år, selv om oplysningerne om tungmetalemission i Europa (specielt Østeuropa) er meget upræcise. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin, afsvovling af fossile brændstoffer og en generelt bedre rensning af røggasser.

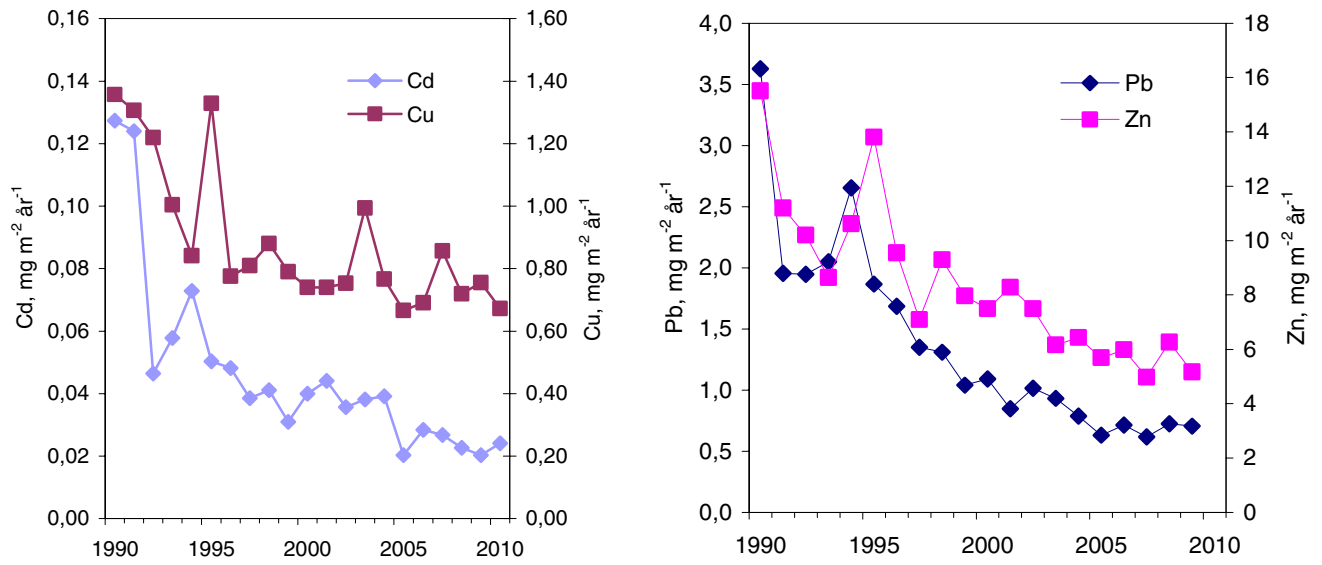
I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990; EMEP 2011) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket 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.

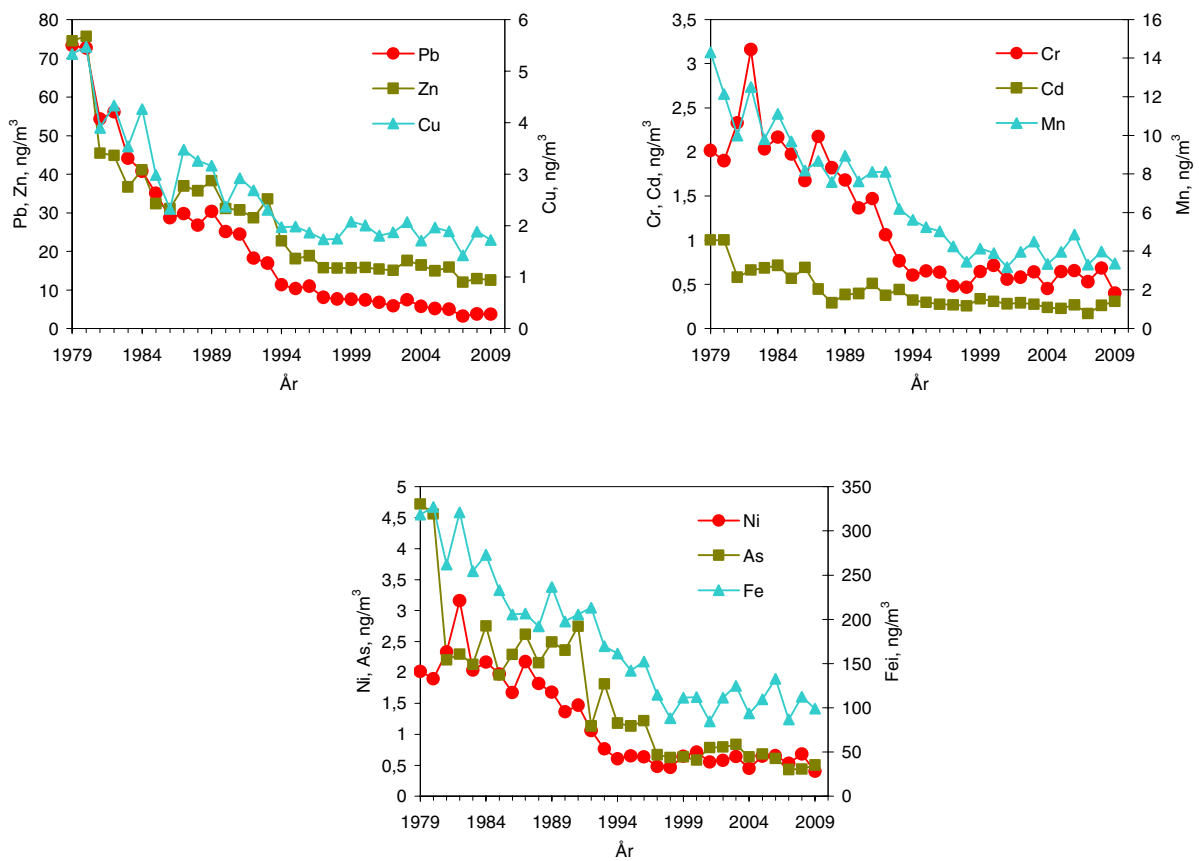
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

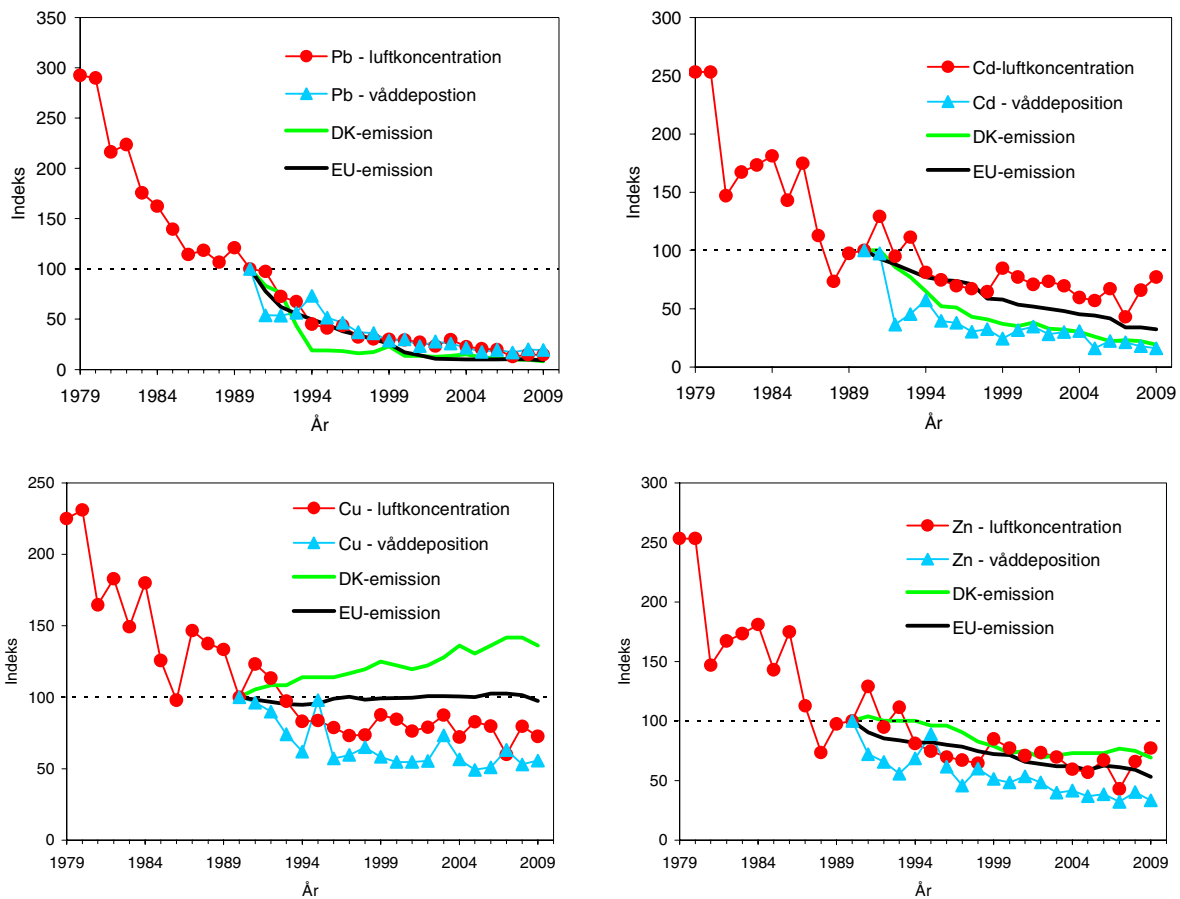
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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 21-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 gennem 30 år for koncentrationer i luften af en række tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange.



Figur 5.4 Målinger af våddeposition og partikkelkoncentration 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.

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

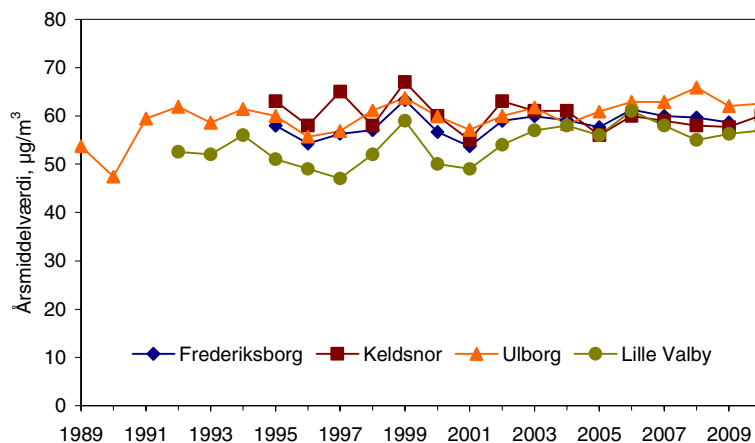
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner 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 µg/m³-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 µg/m³-timer). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

Tilstand, udvikling og årsag

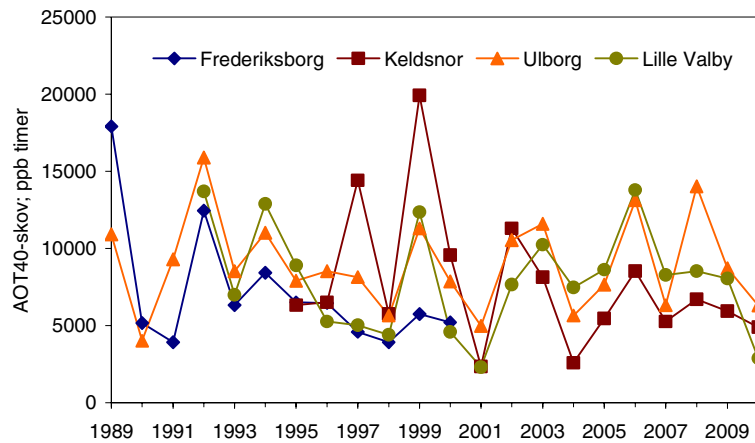
Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 6.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2010 ligger årsgennemsnittet på 57-63 µg/m³ (svarende til 28,5-31,5 ppbv), hvilket svarer til niveauet fra 2009. 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 2010 målt i Ulborg og laveste koncentration på Lille Valby/Risø. 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. I kildeområder kan ozon blive nedbrudt af lokalt produceret kvælstofmonoxid. De højere koncentrationer i Ulborg skyldes beliggenheden med færre kildeområder (større byer, trafik og industri), mens Lille Valby ligger tæt på hovedstadsområdet og Roskilde med lokal emission af kvælstofilter, der nedbryder ozonen. 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.



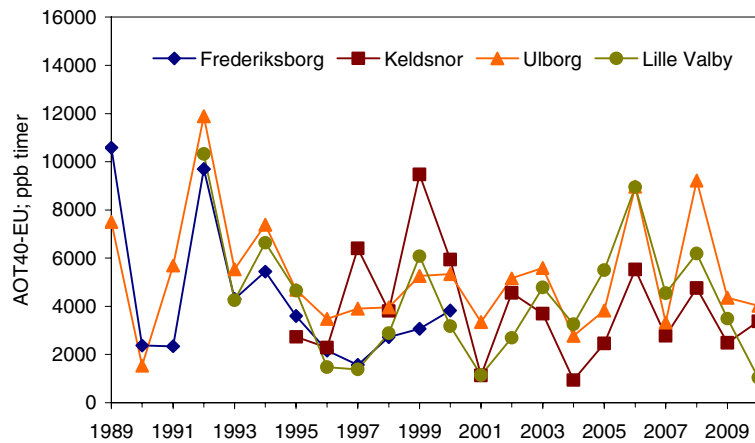
Figur 6.1 Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere år-række på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

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 2010 er AOT40-værdien for Ulborg ca. 6.300 ppbv-timer, mens Keldsnor og Lille Valby/Risø ligger på henholdsvis 4.900 og 2.900 ppbv-timer. Dermed ligger alle tre målestationer under den kritiske belastningsgrænse for skov i 2010. 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 for bøg på 10.000 ppbv-timer.

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 2010 var AOT40 ved Ulborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø på henholdsvis 3.900, 3.400 og 1.500 ppb-timer og lå dermed under målværdien. Værdien for Lille Valby/Risø er dog behæftet med forhøjet usikkerhed, da flytning af målestationen gav afbrydelse i måleserien i juli 2010. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års midelværdi af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2006-2010 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) var til gengæld overskredet ved Ulborg og Keldsnor i 2010.

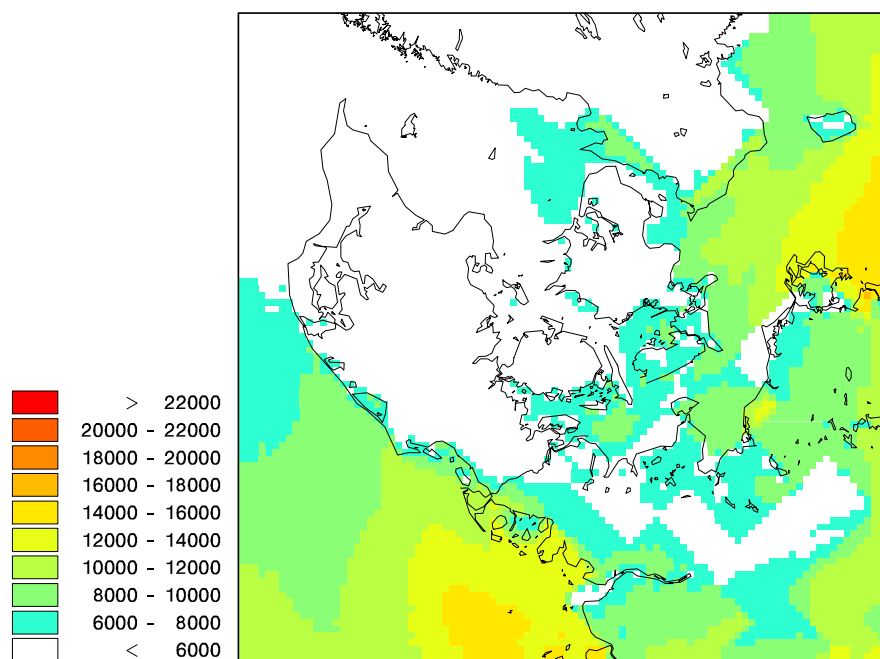


Figur 6.2 AOT40 værdier for skov (enhed ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- 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 landet er AOT40 under $6.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 3.000 ppb-timer. I kystnære områder og på sydlige mindre øer ses en lidt højere AOT40. Denne geografiske variation er i overensstemmelse med observationerne på målestationerne, hvor den højeste AOT40 måles ved Ulborg, som ligger tæt ved Vestkysten. Alle steder ligger AOT40 langt under målværdien 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+rappporter/>

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

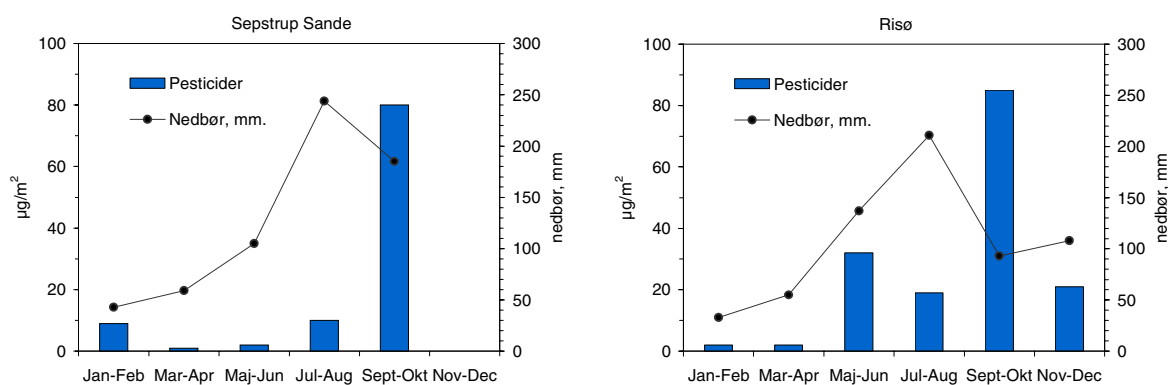
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Deposition af PAH indgår i EUs 4. datterdirektiv om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften (EC, 2005). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger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

dampning 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 2010 af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Der er ingen data for Sepstrup i perioden november-december da vandflasken blev sprængt på grund af frost. 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 2009. I perioden september-oktober er det prosulfocarb som bidrager mest til depositionen på begge stationer. Prosulfocarb anvendes til ukrudtsbekæmpelse i vintersæd, hvilket passer med tidspunktet for de høje depositionstal. 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 2010 målt over 2-måne-ders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

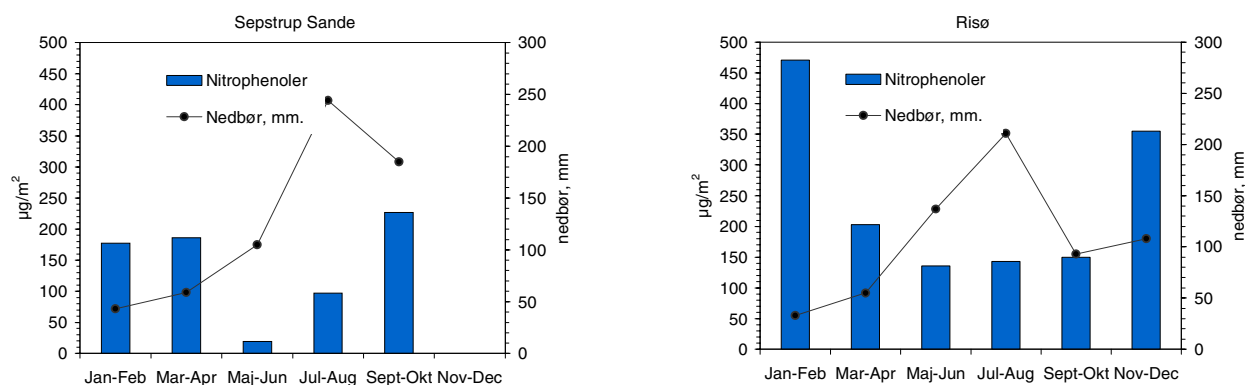
Tabel 7.1 Våddeposition i 2010 af 14 almindeligt anvendte pesticider samt 5 nedbrydningsprodukter af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m². n.d. angiver, at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. I november-december blev opsamlingsflasken ved Sepstrup Sande sprængt grundet frost, så derfor er der ikke noget resultat.

	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	0,11	0,12	23,02	0,42	2,53	7,56	Nd	nd	nd	-
Desisopropylatrazine	1,25	0,82	nd	0,59	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Dichlorprop	nd	Nd	nd	nd	nd	0,21	16,25	nd	Nd	nd	nd	-
Diuron	nd	Nd	0,11	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Ethofumesate	nd	Nd	nd	nd	0,55	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Hydroxyatrazine	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Hydroxysimazine	nd	Nd	0,39	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	0,22	-
Isoproturon	nd	Nd	0,55	nd	0,27	nd	nd	nd	0,56	0,37	nd	-
MCPA	nd	Nd	0,22	0,18	2,60	0,42	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Mechlorprop	nd	Nd	0,11	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Metamitron	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	-
Metazachlor	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,56	nd	nd	-
Pendimethalin	0,43	7,78	0,44	0,24	nd	nd	nd	nd	6,51	1,48	2,27	-
Prosulfocarb	0,10	0,04	0,44	0,24	1,10	0,95	0,63	0,24	77,75	78,44	18,25	-
Terbutylazine	nd	Nd	nd	0,12	4,38	nd	0,63	2,20	Nd	nd	nd	-
Sum	1,8	8,6	2,4	1,5	32	2,0	19	10	85	80	21	-

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 2010. Middelkoncentrationer og årlig deposition er generelt højere på Risø end ved Sepstrup Sande.



Figur 7.2 Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2010 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

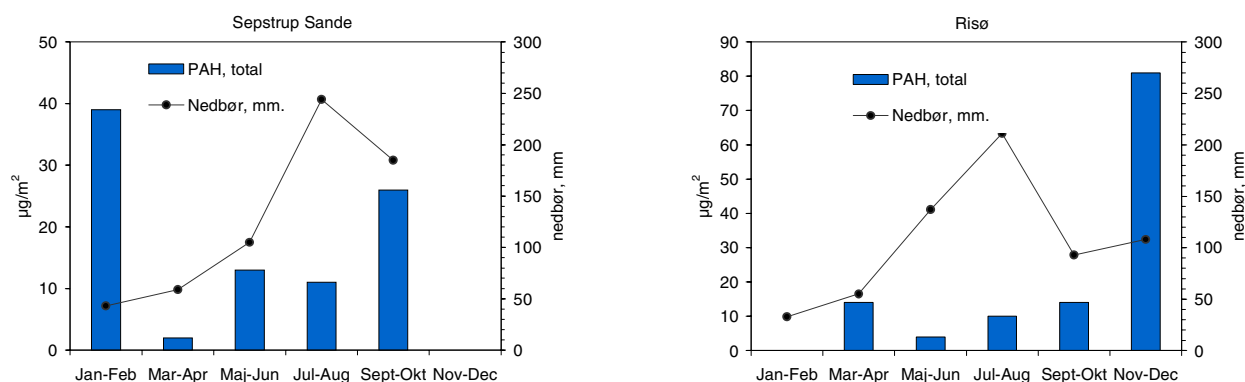
Tabel 7.2 Våddeposition i 2010 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver, at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. I november-december blev opsamlingsflasken ved Sepstrup Sande sprængt grundet frost, så derfor er der ikke noget resultat.

	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	316,8	131,2	90,2	110,3	96,9	nd	76,4	33,7	37,5	104,5	234,4	-
2,4-Dinitrophenol	45,2	18,5	63,3	37,5	14,7	10,4	38,0	36,4	35,6	40,0	15,2	-
2,6-Dinitrophenol	8,7	3,3	5,4	3,5	2,7	1,3	1,5	1,5	36,5	40,1	12,1	-
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	18,0	10,0	2,1	3,5	5,6	nd	5,9	4,4	3,6	9,6	33,4	-
3-Methyl-4-nitrophenol	50,1	0,1	5,8	9,4	4,0	nd	4,6	5,9	10,9	12,4	48,6	-
DNOC	32,5	13,5	35,6	21,8	11,9	7,0	16,2	15,6	25,5	20,7	11,1	-
Dinoseb	0,03	nd	0,17	0,06	nd	nd	0,21	nd	Nd	Nd	nd	-
SUM	471	177	203	186	136	19	143	97	150	227	355	-

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 7.3). 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 2010. Den højeste deposition af PAH er observeret i januar-februar ved Sepstrup Sande og november-december ved Risø (uheldigvis mangler prøver for den ene af stationerne i hver af disse perioder). De målte depositioner vurderes ikke at have skadelig effekter.



Figur 7.3 Samlet våddeposition af PAH i 2010 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tablet 7.3 Våddeposition i 2010 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd. angiver, at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. I jan-feb på Risø var der for lidt prøve til analyse af PAH. I november-december blev opsamlingsflaske ved Sepstrup Sande sprængt grundet frost, så derfor er der ikke noget resultat.

	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	-
Acenaphthylen	-	0,34	0,28	nd	nd	nd	nd	nd	0,74	Nd	3,02	-
Anthracen	-		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	-
Benz(a)anthracen	-	0,65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	3,46	-
Benz(a)pyren	-	0,69	0,28	0,18	nd	nd	1,69	1,95	0,84	1,48	2,81	-
Benz(e)pyren	-	0,82	0,28	0,24	nd	nd	nd	nd	nd	0,74	1,51	-
Benz(ghi)perylene	-	0,95	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	2,92	-
Benz(b+j+k)fluoranthener	-	3,01	0,99	0,77	0,55	nd	nd	nd	0,56	0,93	9,61	-
Chrysen+triphenylen	-	1,68	0,44	0,41	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6,26	-
Dibenz[a,h]anthracen	-	0,60	0,61	0,59	1,37	nd	2,11	2,44	1,02	0,93	1,62	-
Dibenzothiophene	-	0,34	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-
3,6-Dimethylphenanthrene	-		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-
Fluoranthren	-	4,60	0,99	1,12	0,55	nd	nd	nd	0,84	0,93	14,69	-
Fluoren	-	1,38	1,27	2,24	nd	nd	2,11	1,95	0,84	0,74	1,51	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	1,16	0,33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3,24	-
1-Methylnaphthalen	-	0,86	0,66	nd	nd	0,95	nd	2,68	1,12	nd	1,40	-
2-Methylnaphthalen	-	0,34	1,21	nd	nd	nd	1,69	nd	1,40	nd	1,08	-
2-Methylphenanthren	-		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-
Naphthalen	-	1,51	4,29	0,89	nd	5,88	2,11	10,98	5,77	1,11	4,32	-
Perylen	-	0,22	0,22	0,18	0,27	0,21	nd	nd	nd	0,37	0,54	-
Phenanthren	-	3,74	1,10	1,24	1,23	nd	nd	nd	nd	1,30	12,74	-
Pyren	-	2,49	0,72	0,65	nd	nd	nd	nd	0,65	nd	10,37	-
SUM	-	25	1,6	4,5	4,0	7,0	9,7	20,	14	8,5	81	-

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: Tørdeposition af ammoniak

8.1 Indledning

Afsætningen af ammoniak (tørdepositionen) er afhængig af en række fysiske, kemiske og biologiske parametre. Tørdepositionsprocessen lader sig ikke umiddelbart parameterisere i alle detaljer på det nuværende videngrundlag og de eksisterende modeller anvender en simplificeret version. Derfor er der i regi af delprogram for luft under overvågningsprogrammet NOVANA i perioden 2004-2009 gennemført en række målekampagner med henblik på at måle flukse og undersøge tørdepositionsprocessen af ammoniak. Dette afsnit præsenterer resultaterne i relation til procesbeskrivelsen og sammenholder resultaterne med modelberegninger. I Ellermann et al. (2007) beskrives den teoretiske baggrund for metoden til bestemmelse af fluksene og hvordan der måles. Delresultater med beskrivelser af kampagnerne m.h.t. meteorologi, ammoniakkoncentrationer og kvantificeringen af flukse m.v. er tidligere blevet beskrevet i de årlige NOVANA rapporter (Ellermann et al., 2005-2010). I de her anvendte modelestimer indgår den aktuelt målte mikrometeorologi og de parameteriseringer, der ligger til grund for modelberegningerne af ammoniakdepositionen i overvågningsprogrammet.

Kvantificering af den atmosfæriske kvælstofbelastning har stor betydning for vurderingen af terrestriske naturområders tilstand og udvikling. Tørdepositionen af kvælstof består både af gasformigt (kvælstofoxider og ammoniak) og partikulært (nitrat og ammonium) nitrogen. I mange områder vil naturområdernes kvælstofbelastning være stærkt påvirket af væsentlige ekstra tørdepositionsbidrag, der stammer fra ammoniakemission fra områdets landbrugsaktiviteter og visse steder kan enkeltkilder tæt ved et naturområde have meget stor betydning.

Tørdepositionsprocessen

Der har på internationalt niveau været gennemført et mindre antal studier med målinger af ammoniakflukse og dermed også tørdeposition af ammoniak på naturområder. Målinger af ammoniakflukse til et hede/mose-område i Skotland gennem et år viste, at døgn- og sæsonvariationen i den hastighed, hvormed ammoniakken deponeredes (tørdepositions-hastigheden), var afhængig af vindhastighed, overfladefugtighed og den atmosfæriske ammoniakkoncentration (Flechar & Fowler, 1998). Andre målinger af ammoniakflukse til naturområder har vist, at fluksen ikke nødvendigvis kun er entydigt nedadgående, d.v.s. at ammoniak ikke kun deponeres, men også emitteres (Langford & Fehsenfeld, 1992; Erisman & Wyers, 1993; Duyzer, 1994; Sutton et al., 1995; Sutton et al., 1997; Wyers & Erisman, 1998; Andersen et al., 1999). Fænomenet skyldes formentlig dels vegetationens evne til at emitte ammoniak, enten ud gennem stomata (planternes spalteåbninger) eller som fordampning af overfladeabsorberet ammoniak og/eller mikrobiel aktivitet ved jordoverfladen. I Danmark har der været gennemført en serie tørdepositions-målinger af ammoniak til en skov i Vestjylland (Ulborg Statskovdistrikt, Andersen et al., 1999). Disse målinger viste, at tørdepositionsprocessen er et kompliceret samspil af mange faktorer, hvor bl.a. ammoniakkoncentrationen, vindhastighed, temperatur og fugtighed viste sig at have indflydelse. Fowler et al. (1998) rapporterede stigende overflademodstand (overfladens "manglende evne" til at optage stof) med stigende ammo-

niakkoncentration ud fra fluksmålinger i Skotland, dvs. jo mere atmosfærisk ammoniak, jo mindre relativ deposition.

Lokaliteten

Der er gennemført målinger af ammoniakflukse og dermed tørdepositionen af ammoniak til Idom hede, der ligger sydvest for Holstebro (se figur 2.9 og 2.14). Idom Hede er en del af det fredede område ved Idom Å. Heden er 186 ha og i relation til EU-Habitatdirektivet tilhører det meste af arealet naturtypen "tør hede". Nielsen & Bak (2003) har estimeret en Critical Load (depositionsniveau over hvilket, der må formodes skadevirkninger) på 9-12 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for Idom Hede. Den årlige depositionsbelastning er for 2004-2009 beregnet til 10-13 kg N ha⁻¹, hvoraf de 7-8 kg N ha⁻¹ er våddeposition. Tørdepositionen er beregnet til 5-6 kg ha⁻¹, hvoraf ammoniak udgør de 2-3 kg N ha⁻¹ (Ellermann *et al.*, 2005-2010). Siden juni 2004 er der løbende målt halvmånedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen på heden og i perioden 2005-2010 ligger årsgennemsnittet på 1,0-1,2 µg NH₃-N m⁻³.

8.2 Ammoniakflukse, forudsætninger m.v.

I forhold til tolkningen af data er der i det følgende kort redegjort for nogle forudsætninger for målingerne af fluksene, som er gennemført v.h.a. den såkaldte "gradientmetode". Endvidere gives en kort beskrivelse af formler til beregning af fluks, depositions-hastighed og "modstand" samt et afsnit om kompensationspunkt.

Forudsætninger

Der er en række forudsætninger for gradientmetoden, der anvendes til at estimere fluks ud fra målte koncentrationer og mikrometeorologiske parametre. Der måles fra en mast og en af metodens forudsætninger er, at det omkringliggende område skal være rimeligt ensartet m.h.t. topografi og vegetation, da bl.a. vindprofilen skal være uforstyrret, når den måles ved masten. På Idom hede opfyldes dette krav, idet heden har en udstrækning på mere end en halv kilometer i alle retninger fra målemasten. Udstrækningen betyder også, at nærliggende kilder under de fleste forhold er fuldt opblandet i luften inden de når målemasten.

Under meteorologiske forhold med meget lave vindhastigheder opfyldes en af metodens antagelser ikke. I praksis har målingerne vist, at friktionshastigheden (u^*), der er et mål for den turbulente transport i luften, skal ligge over 0,08 m s⁻¹ for at give meningsfulde resultater, men enkelte målinger tyder på, at friktionshastigheden skal op over 0,15 m s⁻¹. I beregningerne, der er foretaget her, er der anvendt et krav om en friktionshastighed over 0,15 m s⁻¹ og det betyder udelukkelse af en del målinger. Det er typisk om natten, hvor vinden løjer af, at der opstår forhold med meget lave friktionshastigheder. Det betyder, at turbulensen i luften er lille og dermed er der en meget lav transport med turbulensen (stor "modstand" mod transport, d.v.s. stor r_a , jf. nedenfor). Alt andet lige betyder det også, at fluksen til overfladen i disse perioder er lille p.g.a. begrænsningen i den atmosfæriske transport. Det er typisk perioder, hvor der er tale om "stabile" atmosfæriske forhold. Fra 2004-2006 stod en målemast på heden, der var fast instrumenteret med kontinuert registrerende meteorologiudstyr, der målte forskellige klimatiske parametre (temperatur, vindhastighed, relativ fugtighed og vindretning, samt en sensor, der registrerer fugtighed på overfladen). Analyse af disse resulta-

ter viser, at der var stabile atmosfæriske forhold 45 % af tiden, mens det var ustabil 25 % og neutrale forhold 30 % af tiden.

Gradientmetoden forudsætter endvidere, at fluksen er konstant med højden og for et stof som ammoniak betyder det bl.a., at det antages, at der ikke sker kemiske reaktioner i luften, der kan fjerne eller tilføre stof og dermed give et falsk billede af afsætning eller emission. Metoden forudsætter også, at meteorologien skal være rimelig ensartet i den givne måleperiode. I tiden omkring solopgang og solnedgang sker der store skift i de meteorologiske forhold og derfor har det været valgt ikke at måle flukse af ammoniak i disse perioder. P.g.a. arbejdsbyrden med ammoniakmålingerne blev det valgt at måle i perioder af tre timers varighed, hvilket er den maksimale tid, der med rimelighed kan midles over meteorologisk. I målekampagnen i april 2008 blev der gennemført en række én times målinger og resultaterne viste, at antagelsen om at midle over tre timer generelt var holdbar i den periode (Ellermann *et al.*, 2009).

Beregning af fluks

Fluksen (F) beregnes som produkt af friktionshastigheden (u_*) og koncentrationsgradienten (C_*)

$$F = -u_* C_*$$

hvor C_* udregnes fra den målte koncentrationsgradient og en atmosfærisk stabilitetskorrektur bestemt ud fra målte meteorologiske parametre. På Idom hede er det valgt at måle ammoniakkoncentrationen med dobbelt eller tripelbestemmelser i fire højder for at bestemme koncentrationsgradienten bedst muligt. Ved udregningen af usikkerheden på fluksen er det valgt at udregne "standard error" (SE) på koncentrationsgradientens hældning (Flechar *&* Fowler, 1998; Sokal *&* Rolf, 1981).

Tørdepositions hastighed og modstande

Fluksen kan også udtrykkes som

$$F = -v_d \cdot (c - c_0)$$

hvor v_d er depositions hastigheden, c er koncentrationen og c_0 er koncentrationen i/ved overfladen. Negativ fluks betyder afsætning, mens en negativ depositions hastighed indikerer emission. Depositions hastighed og koncentration refereres til en bestemt højde og her anvendes 2 m, da det er referencehøjden for modelberegningerne. I praksis antages overfladekoncentrationen at være ubetydelig og dermed ser man bort fra c_0 . Dette er ikke altid korrekt, jf. tekst nedenfor om overflademodstand og kompensationspunkt.

Usikkerheden på depositions hastigheden v_d er udregnet på baggrund af fluksen og koncentrationen. Den relative usikkerhed på den interpolerede koncentration i 2 m's højde er typisk mindre end 5% (beregnet efter Sokal *&* Rolf, 1981). Det betyder, at den relative usikkerhed på depositions hastigheden er af samme størrelse som usikkerheden på fluksen. I bilag 4, figur B4.1-B4.9, ses depositions hastigheder \pm SE.

Depositionen af ammoniak består af flere processer. For at nå overfladen, skal der være en transport med luften ned til overfladen. Dernæst skal ammoniakken gennem et stillestående grænselag tæt på overfladen og denne transport foregår ved molekylær diffusion. På en hede vil der være en afsætning af stof direkte på overfladen, det være sig plantedele el-

ler på jordoverfladen. Ofte laves en analogi mellem tørdepositionsprocessen og strøm i elektriske kredsløb. Således bliver depositions hastigheden udtrykt som den reciprokke værdi af den samlede modstand "mod" transport i processen, der deles op i modstand mod turbulent transport (r_a), modstand over grænselaget tæt ved overfladen (r_b), og modstanden mod optag i/ved selve overfladen (r_c)

$$v_d = (r_a + r_b + r_c)^{-1}$$

r_a og r_b er afhængig af turbulens (d.v.s. de meteorologiske forhold, terræn og vegetation) og r_b er også afhængig af, hvilket stof, der er tale om, da stoffets molekylære transport indgår. Den maksimalt mulige depositions hastighed v_{dmax} forekommer, når overfladen optager alt stof, d.v.s. $r_c = 0$. Den maksimale depositions hastighed bliver således

$$v_{dmax} = (r_a + r_b)^{-1}$$

hvor kun den turbulente transport og overflade karakteristika samt stof-type betyder noget. De maksimalt mulige depositions hastigheder har typisk en relativ usikkerhed på ca. 20%. Det er valgt at benytte samme parameterisering af r_b , som anvendes i modellen (*Simpson et al., 2003*).

Overflademodstanden r_c (på engelsk "canopy resistance") kan deles i forskellige modstande, afhængigt af, om der er tale om optag på selve bladoverfladerne (ofte i en vandfilm, når der er tale om ammoniak), om optaget er gennem stomata eller om det er et optag ved/i jorden eller andre plantedele (grene m.v.). Overflademodstanden er afhængig af en række parametre bl.a. fugtighed, temperatur, vegetation (stomatafysiologi), kompensationspunkt (NH_3 -koncentration inde i stomata), deposition af sure forureningskomponenter (bl.a. SO_2 og HNO_3) og mikrobiel aktivitet (jord/nedbrydning af strøfald). I modelberegningerne beregnes overflademodstanden ud fra en parameterisering af to modstande: 1) en overfladevandfilm og dennes evne til at absorbere ammoniak og 2) et optag gennem stomata. Disse to modstande udregnes bl.a. ud fra inputdata på den relative fugtighed og temperatur (overfladevandfilm) og antagelser om åbne stomata, d.v.s. bl.a. en afhængighed af lys og årstid/temperatur. Modellen opererer ikke med stomatalt kompensationspunkt (jf. nedenstående).

Kompensationspunkt

Ammoniakken kan optages eller afgives gennem planternes stomata (spalteåbninger). Stomataoptaget eller frigivelsen vil afhænge af, hvor meget ammoniak, der er inde i planten. Farquhar et al. (1980) viste i laboratorieforsøg, at den intercellulære væske i stomata indeholder ammonium og at der er en ligevægt med gasformig ammoniak i stomata, der afhænger af ammoniumkoncentrationen, temperatur og pH. Der tales om "det stomatale kompensationspunkt", som er den koncentration, hvor koncentration af ammoniak inde i stomata er den samme som i luften udenfor planten og dermed sker der ingen nettoudvekling mellem plantens stomata og den omgivende luft. Kompensationspunktet er varierende og er bl.a. afhængigt af temperaturen og det betyder, alt andet lige, at kompensationspunktet (koncentrationen) fordobles for hver fem grader, temperaturen stiger. Ammoniumkoncentrationen i den intercellulære væske varierer med en række parametre, om end sammenhænge ikke er entydige. Der er variation mellem plantearter og også en sæsonvariation og en afhængighed af vækststadiet (*van Hove et al., 2002; Hill et al., 2002*). Der er også en afhængighed til plantens kvælstofstatus og ud fra en litteraturgennemgang har Massad et al. (2010) lavet en parameteri-

sering af det stomatale kompensationspunkt baseret på et estimat af lokalitetens totale årlige kvælstofbelastning og bladtemperaturen. Anvendes denne parameterisering på Idom hede med en årlig belastning på 12 kg N ha⁻¹ (jf. afsnit om lokaliteten) fås en værdi, der ligger meget tæt op ad de tal, der blev anvendt til at estimere kompensationspunkter i studiet af Ulborg skov (Andersen *et al.*, 1999, jf. indledning). Beregningen af det stomatale kompensationspunkt er brugt til tolkningen af data og ses præsenteret i bilag 4 figur B4.1-B4.9. Der er anvendt temperaturen i 2 m's højde og ikke bladtemperaturen. Den ammoniak, der måtte emitteres fra planternes stomata kan efterfølgende overfladedeponeres, hvis forholdene favoriserer dette.

Man taler også om et "canopy" kompensationspunkt og dette dækker både overflade- og stomataudveksling. Når man måler med gradientmetoden er det reelt dette canopy kompensationspunkt, man måler i perioder, hvor der ikke måles nogen nettoudveksling. Man kan også estimere det ved ekstrapolering af koncentrationsgradienten ned til overfladen, dog er der en del usikkerhed forbundet med dette. Stomataoptaget kan udelukkes når det er mørkt og om vinteren, da det må formodes, at der ikke foregår nogen fotosyntese. Under disse forhold kan man dermed få et billede af overfladeoptaget alene.

8.3 Målte og modellerede flukse og depositionshastigheder

I dette afsnit præsenteres de overordnede resultater af målingerne af ammoniakflukse og de afledte tørdepositionshastigheder samt sammenligningen til de modellerede resultater. I teksten og bilag 4 refereres til tre typer depositionshastigheder (referencehøjde 2 m):

- den målte
- den maksimalt mulige $(r_a + r_b)^{-1}$ (jf. afsnit 1.2)
- og den modelberegnete

I bilag 4 præsenteres en sammenligning af de tre typer depositionshastigheder i de enkelte målekampagner og resultaterne sammenholdes med ammoniakkoncentrationer og den relative fugtighed i måleperioderne.

Når en målt depositionshastighed er negativ betyder det, at der er emission, d.v.s. afgivelse af ammoniak fra overfladen. Der er observeret en del måleperioder med emission og i bilaget anføres det, at det kan skyldes afgivelse af ammoniak fra planternes stomata, dog er der ikke set en entydig sammenhæng.

Der er observeret et mindre antal perioder, hvor de målte gradienter synes influeret af kemiske reaktioner og/eller forkert parameterisering af grænselagsmodstanden (jf. bilag 4).

Det er tilstræbt at måle på forskellige årstider for at få så varierende forhold som muligt. Der er målt i perioder på 1-2 ugers varighed i september 2004, maj 2005, marts og oktober 2006, april 2007, april og oktober 2008 og september 2009. Marts 2006 var den koldeste kampagne, mens september 2004 har den højeste gennemsnitstemperatur. Marts 2006 er den kampagne, hvor det i gennemsnit blæser mindst (friktionshastigheden er lavest), mens det gennemsnitligt blæser mest i september 2009.

Maj 2005 og april 2008 har laveste gennemsnitlige relative fugtighed, mens september/oktober 2006 har den højeste (se bilag 4).

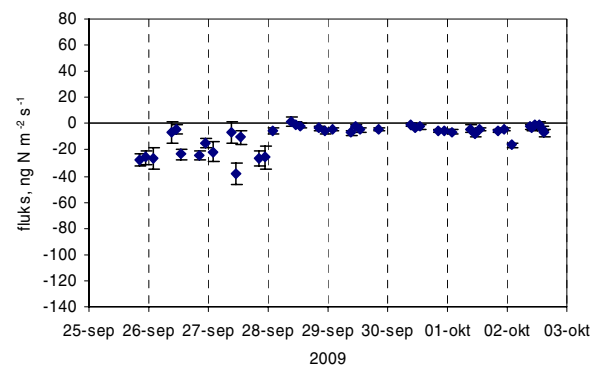
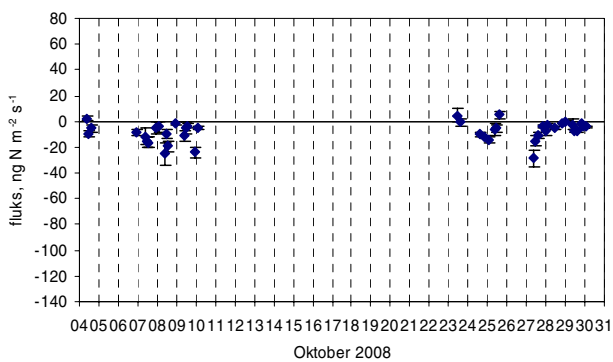
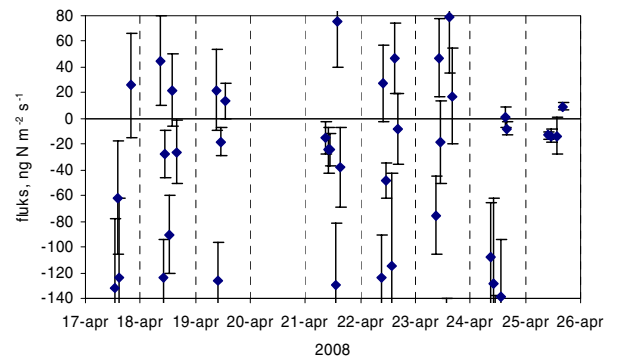
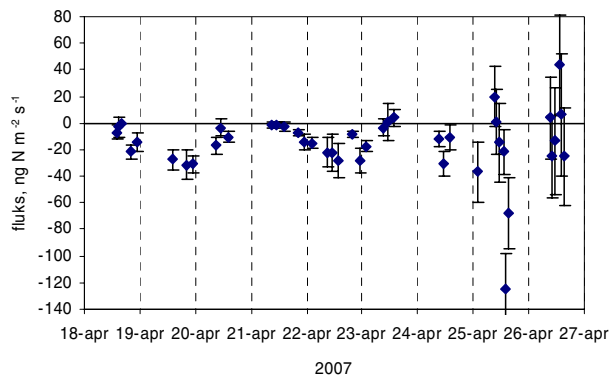
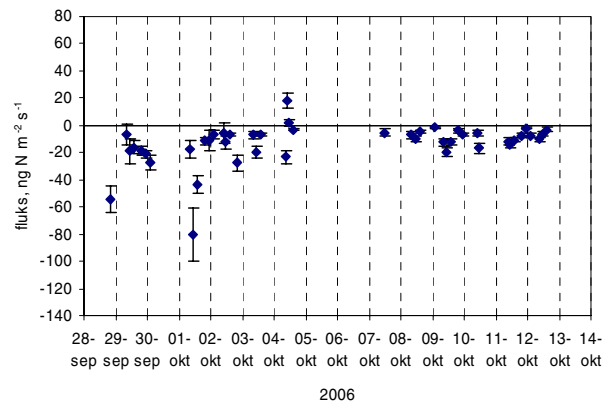
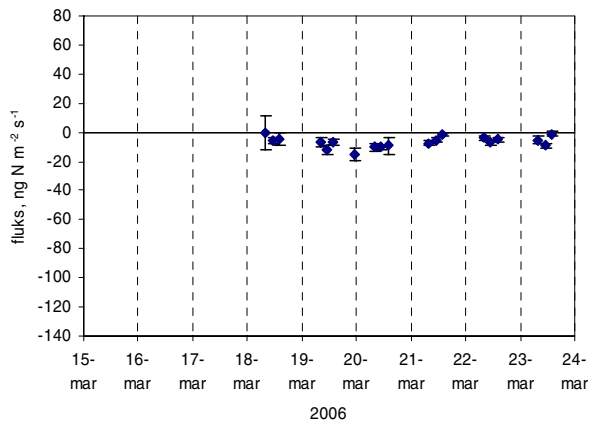
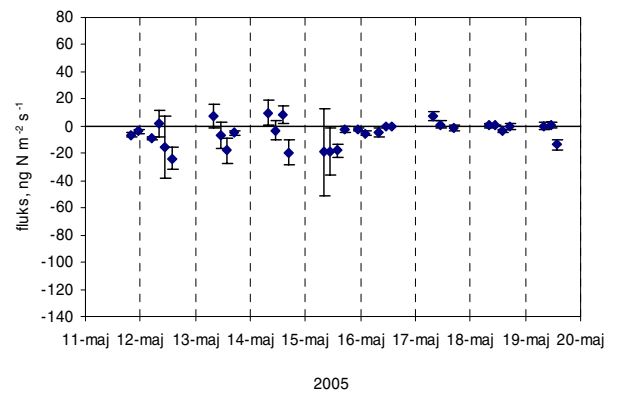
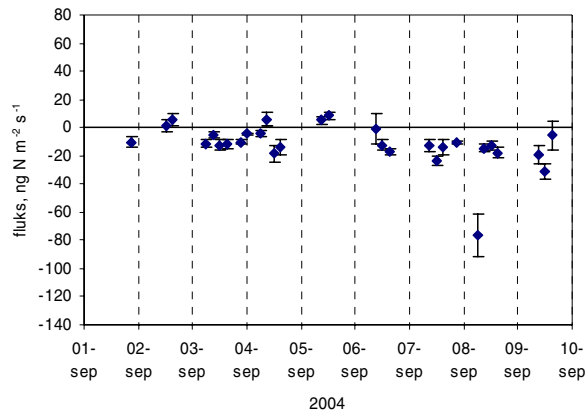
Tabel 8.1 viser middelværdi, minimum og maksimum af koncentrationer, flukse og depositions hastigheder af ammoniak i målekampagnerne. Det er angivet, hvor mange gradienter, der er målt i hver kampagne og hvor mange gradienter, der har kunnet omregnes til flukse, d.v.s. perioder med friktionshastighed større end $0,15 \text{ m s}^{-1}$. Tallene i tabellen for de enkelte kampagner kan ikke umiddelbart sammenlignes, da de ikke nødvendigvis er repræsentative for hele målekampagnen. F.eks. er hovedparten af målingerne i april 2008 1-times middelværdier og stort set kun foretaget i dagtimerne. Det ses dog af tabellen, at målekampagner i april har de højeste ammoniakkoncentrationer.

Tabel 8.1. Middelværdi, minimum (min) og maksimum (max) af koncentrationer, flukse og depositions hastigheder af ammoniak i målekampagnerne. Det er angivet, hvor mange gradienter, der er målt i hver kampagne og hvor mange gradienter, der har kunnet omregnes til flukse, d.v.s. perioder med friktionshastighed større end $0,15 \text{ m s}^{-1}$. Negativ fluks betyder deposition. Negativ fluks betyder deposition, mens negativ depositions hastighed betyder emission.

Periode	Koncentration (2m) $\mu\text{g N m}^{-3}$			Fluks $\text{ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$			Depositions hastighed (2m) m s^{-1}			Antal måleperioder	
	middel	min	max	Middel	Max	min	middel	min	max	alle	perioder med $u > 0,15 \text{ m s}^{-1}$
sep-04	1,0	0,06	2,1	-12	-76	8	0,005	-0,055	0,036	46	29
maj-05	0,7	<0,02	2,2	-5*	-24	10	0,010	-0,063	0,080	43	31
mar-06	0,8	0,12	2,6	-7	-15	0	0,021	0,000	0,040	33	19
okt-06	1,2	0,19	9,9	-18	-220	18	0,015	-0,039	0,046	63	46
apr-07	2,2	<0,02	7,8	-15	-125	44	0,015	-0,007	0,085	49	41
apr-08	2,6	0,07	5,8	-41*	-226	79	0,014	-0,048	0,069	44	42
okt-08	0,4	0,07	1,3	-8	-29	5	0,019	-0,069	0,054	50	41
sep-09	0,5	0,09	2,1	-9	-38	2	0,021	-0,010	0,084	45	43

*I maj 2005 er der tre måleperioder og i april 2008 én periode med koncentrationer lavere end detektionsgrænsen og disse flukse er sat til nul, mens der ikke er udregnet en depositions hastighed.

Figur 8.1 viser de målte flukse \pm SE (se afsnit 1.2) i de forskellige kampagner. Enheden er i $\text{ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Hvis denne enhed "omsættes" til ét år, svarer $1 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ til $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Det ses, at de målte flukse varierer meget mellem kampagnerne både i forhold til størrelse og usikkerheden på estimerne.

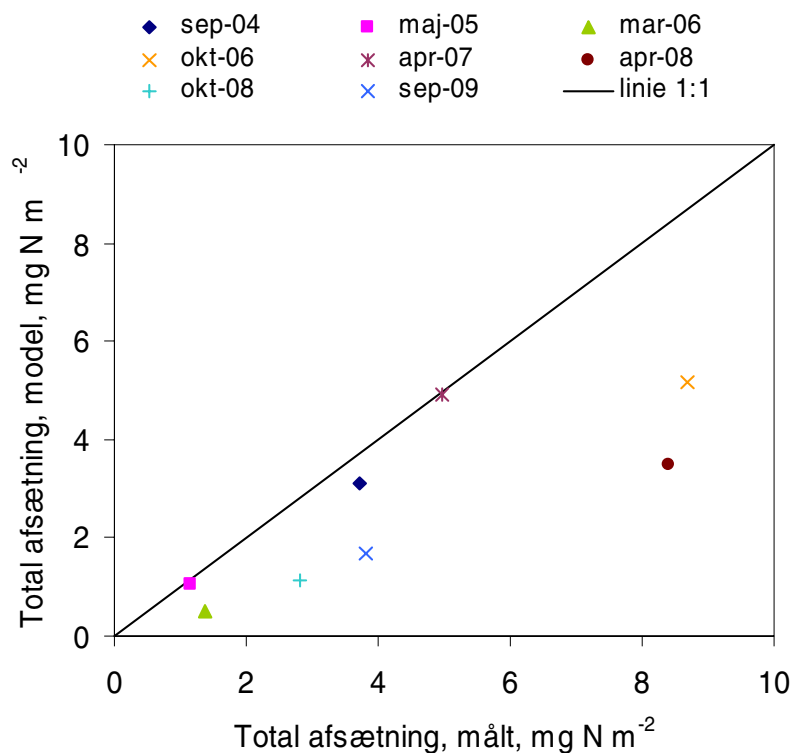


Figur 8.1. Flukse (\pm SE) målt i de forskellige kampagner på Idom hede. Der er udeladt en observation fra september 2006 (d. 30.9. kl. 14-17, fluks $-220 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) og to observationer fra april 2008 (23.4. 2008 kl. 13:30-15, fluks $-226 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ og 24.4. kl. 11:00-13:00, fluks $-170 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Målte og modelberegnete depositionshastigheder og flukse

De modelberegnete depositionshastigheder er beregnet på baggrund af den aktuelt målte meteorologi og de parameteriseringer, der bruges i modelsystemet DAMOS (jf. ovenstående afsnit samt *Ellermann et al., 2006*). Det kan ikke forventes, at modelparameteriseringen af depositionshastigheden i de enkelte måleperioder passer præcis til Idom Hede som lokalitet. Der er derfor også lavet en sammenligning af den totale afsætning af ammoniak (samlede summerede fluks) målt og modelleret i de enkelte målekampagner. Fluksen er beregnet som produktet af ammoniakkoncentrationen og depositionshastigheden estimeret fra h.h.v. målinger og modelberegninger for alle måleperioder i de enkelte kampagner, hvor friktionshastigheden har været større end $0,15 \text{ m s}^{-1}$ (jf. afsnit 1.2).

Figur 8.2 viser den målte og modelberegnete totale afsætning af ammoniak i de forskellige kampagner. Målingerne ligger på niveau eller over de modelberegnete resultater, men kompleksiteten i bestemmelse af tørdepositionen af ammoniak og den forholdsvis forsimplede modeltilgang taget i betragtning, er resultaterne i god overensstemmelse. Det skal bemærkes, at sammenligningen kun gælder perioder, hvor friktionshastigheden har en vis størrelse ($u_* > 0,15 \text{ m s}^{-1}$, se afsnit 1.2). Det betyder, at sammenligningen repræsenterer atypiske forhold sammenholdt med en gennemsnitlig vejsituation. Nedenfor er angivet de generelle konklusioner fra sammenligningen mellem målte og modellerede depositionshastigheder fra de enkelte kampagner, mens detaljerne er beskrevet i bilag 4.



Figur 8.2. Den summerede afsætning af ammoniak i de enkelte målekampagner bestemt v.h.a. målinger og modelberegnete resultater baseret på beregnede depositionshastigheder og målte koncentrationer. Perioder med friktionshastigheder lavere end $0,15 \text{ m s}^{-1}$ er udeladt.

Der er rimelig god overensstemmelse mellem de målte og modellerede depositionshastigheder i september 2004, bortset fra perioder, hvor målingerne viser emission eller ingen nettoudveksling. I september 2004 er der opnået fluksestimerer, der i alt dækker 87 timer. Beregnes fluksen med de modellerede depositionshastigheder og de aktuelle koncentrationer, fås en fluks på sammenlagt 3,1 mg N m⁻², mens de målte flukse giver 3,7 mg N m⁻². Usikkerhederne taget i betragtning betyder det, at de modellerede depositionshastigheder giver samme estimat på depositionen som den aktuelt målte.

I maj 2005 ligger de målte depositionshastigheder både under, på niveau og over de modellerede. Ses samlet på perioden er der estimeret deposition i 96 timer og både målinger og model giver en fluks på 1,1 mg N m⁻².

I marts 2006 er der i alt målt flukse i 54 timer og målingerne viser en estimeret afsætning på i alt 1,4 mg N m⁻², mens modellen beregner 0,5 mg N m⁻². Modellens noget lavere estimat skyldes i høj grad en modelparameterisering, der nedsætter overfladeoptaget med faldende relativ luftfugtighed, hvilket målingerne ikke tyder på.

Der er i alt målt flukse i 128 timer i målekampagnen september/oktober 2006 og den målte totale afsætning er 8,7 mg N m⁻². Usikkerhederne taget i betragtning passer modellens beregnede samlede fluks rimeligt overens med målingerne, da modelberegningen giver en samlet afsætning på 5,2 mg N m⁻².

I april 2007 blev der målt flukse i 89 timer og målingerne viser en samlet afsætning på 5,1 mg N m⁻², mens modellen sammenlagt giver 5,0 mg N m⁻². I perioden er der en del nætter, hvor der er målt højere depositionshastigheder end modellen forudsiger, mens der er en del dagtimer, hvor målingerne viser lavere depositionshastigheder i.f.t. modelberegningerne. Samlet set betyder afvigelserne dog ikke noget for estimeringen af den samlede deposition.

Der er målt flukse sammenlagt i 55 timer i april 2008 og i denne periode er der målt en afsætning på i alt 8,4 mg N m⁻², dog er afsætningen i nogle perioder måske overestimeret p.g.a. manglende opfyldelse af forudsætning om uforstyrrede gradienter. De modelberegnete flukse viser en afsætning på 3,5 mg N m⁻². Selvom der er store usikkerheder på målingerne synes de svingende depositionshastigheder i denne periode ikke at udligne til det modelberegnete resultat, hvilket var tilfældet i 2007. Det skal dog bemærkes, at mens der i 2007 var tale om svingninger mellem dag og nat, så er der i denne periode kun målt om dagen.

I oktober 2008 er der målt flukse i 107 timer og målingerne viser en samlet afsætning på i alt 2,8 mg N m⁻², mens modelberegningerne viser 1,1 mg N m⁻². Formentlig underestimerer modellen lidt, idet målingerne viser en større afsætning i dagtimerne, selvom der indimellem er emission.

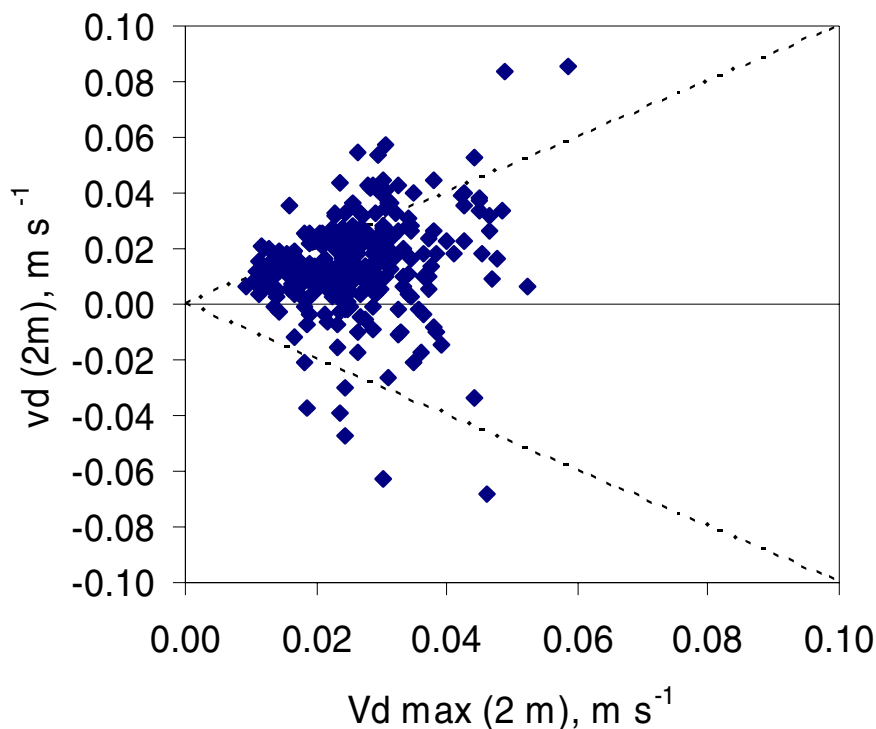
I kampagnen i september/oktober 2009 er der sammenlagt målt i 99 timer og målingerne viser et estimat på en afsætning på i alt 3,8 mg N m⁻², mens modelberegningerne viser 1,7 mg N m⁻². Nattemålingerne, foretaget med relative fugtigheder på 85-95 %, tyder på, at modellen under vurderer overfladeoptaget i disse perioder og derfor beregner en mindre depositionshastighed end den målte.

8.4 Tørdepositionsprocessen

Som nævnt ovenfor er tørdepositionsprocessen et kompliceret samspil af mange faktorer. I nogle af de følgende figurer ses den relative depositions hastighed, d.v.s. depositions hastigheden set i forhold til den maksimalt mulige (v_{dmax}), afbildet mod forskellige parametre. Den relative depositions hastighed anvendes som en normering af den målte depositions hastighed, idet denne ofte vil variere alene p.g.a. ændrede vindhastigheder (turbulens). Der er udeladt observationer, hvor friktions hastigheden er mindre end $0,15 \text{ m s}^{-1}$ og perioder, hvor depositions hastigheden (eller emissions hastigheden) er væsentlig højere end det maksimalt mulige (jf. bilag 4).

Turbulens

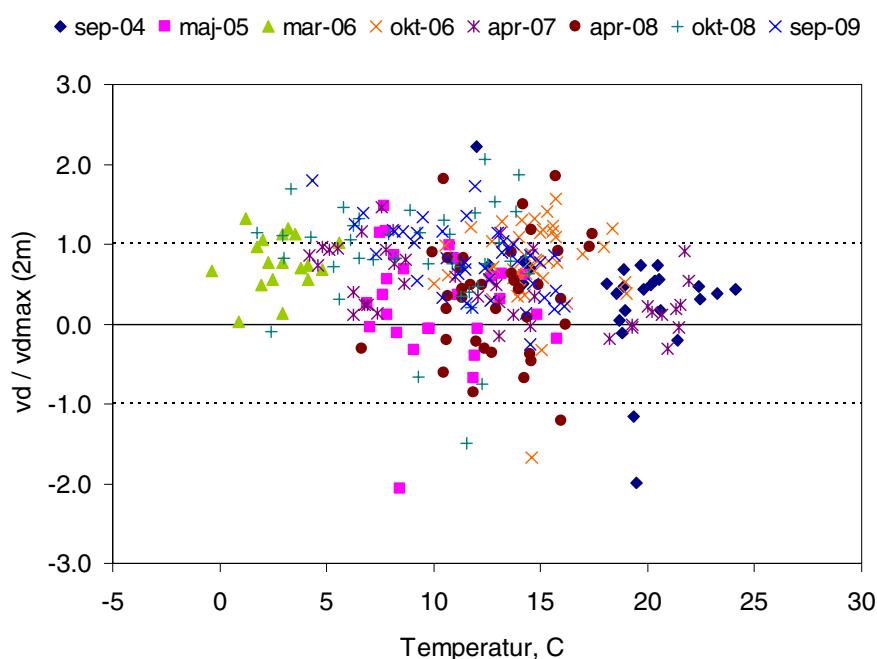
Mange af målingerne viser en depositions hastighed, der relaterer til turbulensen i luften. På figur 8.3 ses tørdepositions hastigheden afbildet mod den maksimalt mulige depositions hastighed ($v_{dmax} = (r_a + r_b)^{-1}$, jf. afsnit 1.2). Modstandene r_a og r_b er udtryk for h.h.v. den turbulente transport og transporten over grænselaget til overfladen. Begge disse parametre relaterer til friktions hastigheden, der igen er et udtryk for størrelsen af turbulensen i luften. De stiplede linjer på figur 8.3 svarer til den maksimalt mulige depositions- h.h.v. emissions hastighed og det ses, at mange observationer har stigende depositions-/emissions hastighed med stigende maksimal mulig tørdepositions hastighed. Det betyder, at mange af observationerne har dominans af turbulensen i luften. I bilag 4 (figur B4.1-B4.9 øverst) ses, at tørdepositions hastigheden ofte følger mønstret på den maksimalt mulige depositions hastighed.



Figur 8.3. Tørdepositions hastigheden, v_d , afbildet mod den maksimalt mulige depositions hastighed, v_{dmax} , (referencehøjde 2 m). De stiplede linjer angiver 1:1 relationen for deposition og 1:-1 for emission.

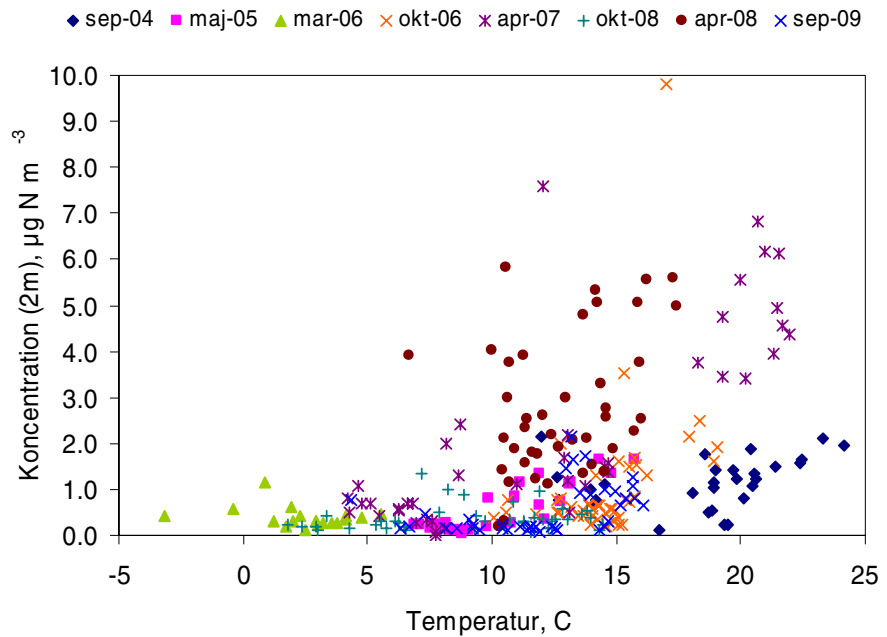
Temperatur

På figur 8.4 ses den relative depositions hastighed afbildet mod temperaturen. Det ses, at de forskellige kampagner grupperer sig i forskellige temperaturintervaller, hvilket hænger sammen med tidspunktet på året, hvor målingerne er gennemført. Der er stor variation i resultaterne, men det ses, at der stort set ikke er emission ved lave temperaturer (temperaturer under ca. 7° C), mens der er forholdsvis få høje relative depositions hastigheder ved temperaturer over ca. 17° C. Temperatur, relativ luftfugtighed samt overfladefugtighed er stærkt forbundet og det er vanskeligt at se, hvad der skyldes temperatur og hvad der skyldes tilstedeværelse af vandfilm på overfladen. Samtidig er ammoniaks opløselighed i vand stærkt temperaturafhængig. Resultaterne kunne tyde på, at lave temperaturer favoriserer relativt høje depositions hastigheder, mens høje temperaturer betyder relativt lavere depositions hastigheder.



Figur 8.4. Den relative tørdepositions hastighed (forholdet mellem depositions hastigheden og den maksimalt mulige depositions hastighed, referencehøjde 2 m) mod temperaturen.

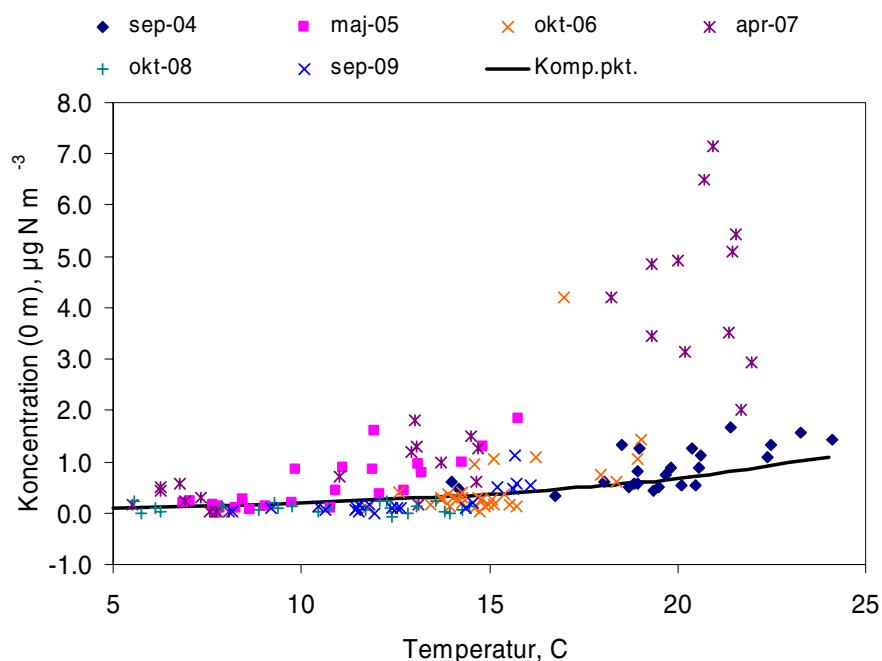
Ammoniakkoncentrationen ses afbildet mod temperaturen på figur 8.5. Med undtagelse af april 2008 ses der en forøgelse af koncentrationsniveauet med stigende temperatur indenfor de enkelte målekampagner, men mønstret synes at variere kampagnerne imellem. Årsagen til dette skyldes dels, at der er en vis sammenhæng mellem temperatur og aktiviteter i landbruget dels, at emissionen, alt andet lige, øges med stigende temperatur.



Figur 8.5. Koncentrationen af ammoniak (2 m) afbildet mod temperaturen i de forskellige målekampagner.

Temperatur/stomatalt kompensationspunkt

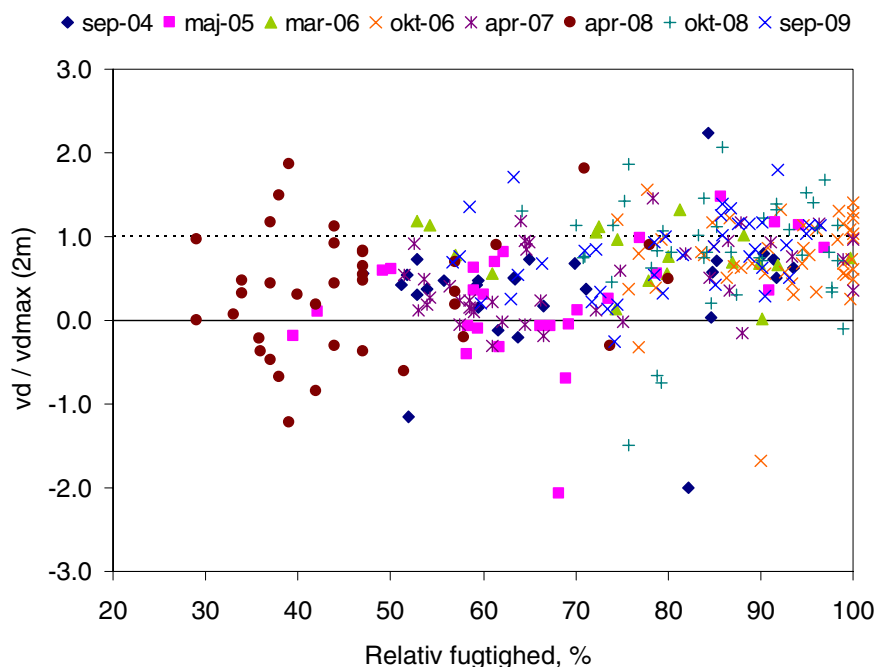
Det stomatale kompensationspunkt er beregnet ud fra en meget forsimplet tilgang og må formodes at variere meget mere end angivet her. Der synes dog alligevel at være en del perioder, hvor det beregnede kompensationspunkt ligger over luftkoncentrationen (og den estimerede overfladekoncentration) og målingerne af fluksen indikerer emission af ammoniak. Der er dog også en del perioder, hvor kompensationspunktet tilsyneladende ikke betyder noget. Stomata formodes åbne i dagtimerne i perioder, hvor det ikke er koldt (vinter). På figur 8.6 er udvalgt data fra målinger i dagtimerne. Dog er alle målinger fra marts 2006 udelukket, fordi det er en vinterkampagne. April 2008 er udelukket, fordi den formentlig er influeret af udbringning af gylle i lokalområdet. Endelig er de perioder, hvor depositions-hastigheden er væsentligt større end den maksimalt mulige udelukket (jf. bilag 4). Figuren viser den ekstrapolerede overfladekoncentration (som kan blive negativ p.g.a. usikkerheder) afbildet mod temperaturen. Den ekstrapolerede overfladekoncentration repræsenterer "canopy" kompensationspunktet (jf. tidligere afsnit) og der ses en øget koncentration med øget temperatur. Det estimerede stomatale kompensationspunkt er også indtegnet på figur 8.6. Bortset fra de høje koncentrationer i april 2007, er der en tendens til, at den estimerede overfladekoncentration følger det estimerede kompensationspunkt eller en temperaturrelation, der minder om det her valgte stomatale kompensationspunkt. I maj 2005 følger koncentrationen måske et andet forløb end det estimerede kompensationspunkt og det kan skyldes, at kompensationspunktet har en årstidsvariation og formentlig ikke er det samme i maj som i f.eks. september. Det kan ikke udelukkes, at relationen til temperaturen skyldes noget andet end det stomatale kompensationspunkt. Principielt ville det også gælde en eventuel overfladereaktion.



Figur 8.6. Den estimerede koncentrationen af ammoniak ved overfladen (0 m) afbildet mod temperaturen i dagtimerne og med udelukkelse af marts 2006 og april 2008. Endvidere er afbildet det beregnede stomatale kompensationspunkt.

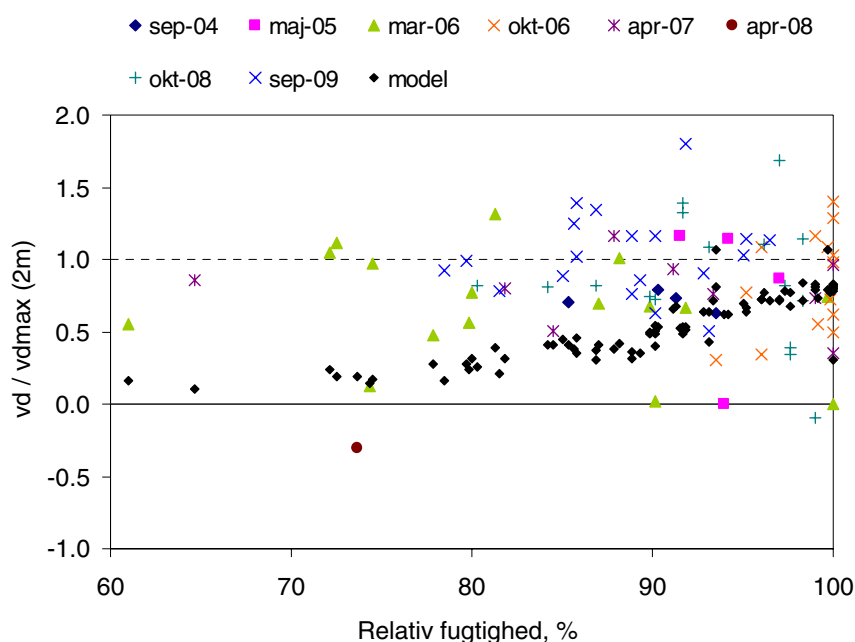
Relativ fugtighed

Ses på den relative depositions hastighed og den relative luftfugtighed (figur 8.7) er spredningen stor, men ser man bort fra den specielle målekampagne i april 2008 er der en tendens til, at faldende relativ luftfugtighed følges af faldende relativ tørdepositions hastighed.



Figur 8.7. Den relative tørdepositions hastighed (forholdet mellem depositions hastigheden og den maksimalt mulige depositions hastighed, referencehøjde 2 m) mod den relative fugtighed.

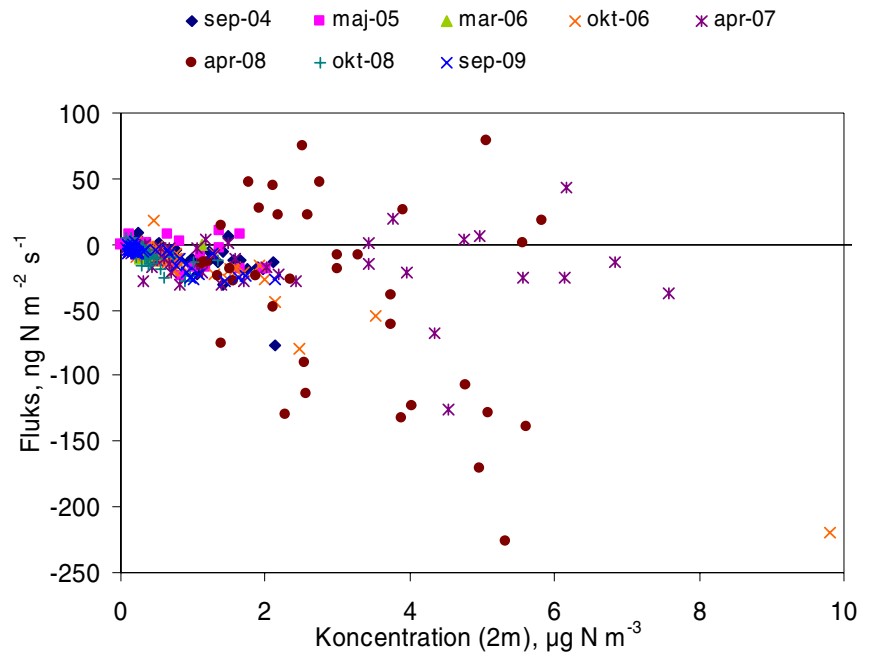
Modelberegningerne har en parameterisering af overflademodstandens afhængighed til den relative fugtighed. Om natten og i vinterperioden må stomata formodes lukket og depositionen forventes kun at foregå som overfladeoptag. Figur 8.8 viser den relative depositionshastighed mod den relative luftfugtighed for perioder målt om natten eller i marts 2006. Data falder i et begrænset fugtighedsinterval og i dette interval ses ingen tydelig relation mellem den relative depositionshastighed og luftfugtigheden. På figur 8.8 ses også den relative depositionshastighed baseret på modellens depositionshastighed og her ses tydeligt faldende relativ depositionshastighed med faldende relativ fugtighed. Isoleret set betyder det, at modelberegne estimater for depositionshastigheden af ammoniak på heden underestimeres i disse situationer, men der spiller også andre forhold ind. Herunder modelberegningen af selve koncentrationerne, som indgår ved beregningen af depositionen, der beregnes som et produkt af depositionshastighed og beregnet koncentration. Beregningen af koncentrationsniveauet er ikke berørt i dette Fokuspunkt. Endvidere afhænger underestimeringen af hyppigheden af de perioder, hvor overfladeoptaget dominerer depositionprocessen og den relative fugtighed ikke er høj. Målekampagnerne i marts 2006 og til dels oktober 2008 og september 2009 er påvirket af disse forhold. Disse kampagner er dog også kampagner med forholdsvis lave samlede flukse, da koncentrationerne er relative lave.



Figur 8.8. Den relative tørdepositionshastighed (forholdet mellem depositionshastigheden og den maksimalt mulige depositionshastighed, referencehøjde 2 m) mod den relative fugtighed i perioder, hvor der kun forventes overfladeoptag og intet planteoptag/-frigivelse (målinger om natten samt marts 2006).

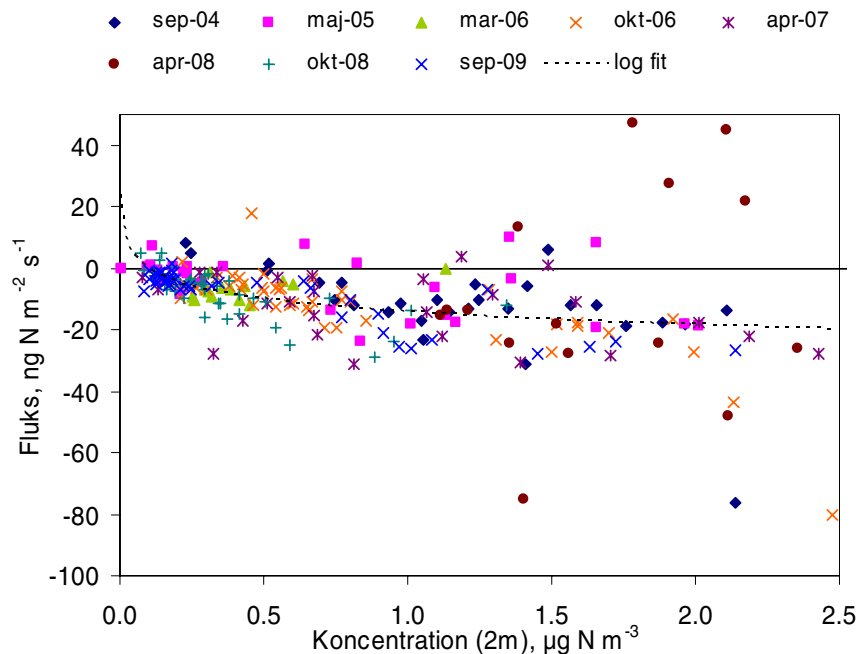
Koncentrationsniveauet af ammoniak

Fowler et al. (1998) observerede, at fluksen af ammoniak faldt relativt med stigende ammoniakkoncentration, formentlig p.g.a. en mætning af overfladen. På figur 8.9 ses fluksen afbildet mod koncentrationen af ammoniak (2 m). Sammenhængen mellem fluks og koncentration er depositionshastigheden (jf. afsnit 1.2). Der ses stor spredning på resultaterne (negativ fluks er deposition, mens positiv fluks er emission) og med dominans af observationer fra aprilkampagnerne ved de høje koncentrationer.



Figur 8.9. Fluksen af ammoniak afbildet mod koncentrationen (2 m) for alle kampagnerne.

På figur 8.10 ses fluksen afbildet mod ammoniakkoncentrationer under $2,5 \mu\text{g N m}^{-3}$ og der er indtegnet et logaritmisk fit til data ($R^2=0.2$). Det er vanskeligt at afgøre, hvorvidt der er en tendens til, at fluksen falder relativt set med øget koncentration, men måske er der en tendens til en udfladning af data ved en fluks omkring $-25 \text{ ng N m}^{-2} \text{ s}^{-2}$ og koncentrationer større end $1 \mu\text{g N m}^{-3}$.



Figur 8.10. Fluksen af ammoniak afbildet mod koncentrationen (2 m) for alle kampagnerne for koncentrationsniveauer mindre end $2,5 \mu\text{g N m}^{-3}$.

8.5 Konklusioner

Der er foreløbigt draget følgende konklusioner på målte og udregnede estimater på flukse og undersøgelser af tørdepositions-hastigheder:

- Friktions-hastigheden (turbulent transport) har stor betydning for af-sætningen af ammoniak.
- Relativ luftfugtighed og temperatur har indflydelse på deposi-tionsprocessen, men sammenhængen er ikke entydig.
- Der er en tendens til, at fluksen begrænses relativt set af stigende ammoniak-koncentrationer, om end det ikke fremtræder meget tyde-ligt.
- Der er observeret en del måleperioder med emission og det kan skyl-des afgivelse af ammoniak fra planternes stomata, dog er der ikke set en entydig sammenhæng.
- Der er tendens til et "canopy" kompensationspunkt, der er relateret til temperaturen og måske reguleret af et stomatalt kompensations-punkt.
- Der er stor forskel mellem kampagnerne på størrelsen af de målte flukse (og usikkerhederne på fluksene).
- Måleresultaterne har vist, at en af gradientmetodens antagelser ikke holder under vejrforhold med lav turbulens ($u < 0,15 \text{ m s}^{-1}$) og data må frasorteres
- Der er observeret et mindre antal perioder, hvor de målte gradienter synes influeret af kemiske reaktioner og/eller forkert parameterise-ring af grænselagsmodstanden
- Flukse beregnet ud fra målte og modelberegnete depositionshastig-heder giver generelt sammenlignelige resultater i målekampagnerne.
- Modellens parameterisering af overfladeoptag i.f.t. påvirkningen fra den relative fugtighed er mere restriktiv end målingerne viser.
- I marts 2006 og til dels i oktober 2008 og september 2009 underestime-rer modellen de beregnede depositionshastigheder mere eller mindre i.f.t. målingerne. Det skyldes, at modellen underestimerer deposi-tionshastighederne i takt med faldende relativ luftfugtighed.

Der er forsat behov for at arbejde videre med data, bl.a. at få indsamlede data for bladtemperaturer inkluderet i analyserne. Der skal arbejdes vi-dere med parameteriseringer i relation til grænselagsmodstand, kom-pensationspunkter m.v., og der skal arbejdes med, hvordan parameteri-seringerne bedst kan bruges i modellen.

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/Tvaergaende+-undersogelser>.

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 luftbårent 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 2011: 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., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M. & Jensen, S.S. 2010: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2010. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 61 p. - NERI Technical report No. 799. <http://www.dmu.dk/Pub/FR799.pdf>.

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

EMEP 2011: 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.

Flechard 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., Flechard 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).

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_fagrporter/rapporter/FR560.PDF

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, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. 2011: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2009. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 601 pp. – NERI Technical Report No. 821.

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.

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.

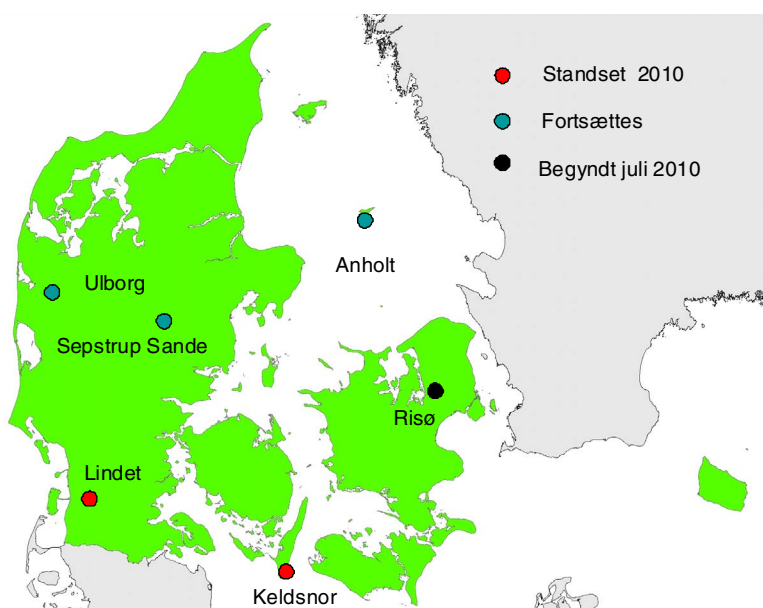
Bilag 1 Ændret vurderingsgrundlag for udviklingstendens for deposition af kvælstof og svovl

Ved revision af Delprogram for luft i 2010 reduceredes måleprogrammet for bestemmelse af luftkoncentrationer af gasser og partikler på døgnmiddelniveau med filterpack. Før revisionen blev der målt kvælstof og svovl med filterpack på i alt fem målestationer. Ved revisionen blev målingerne ved Lindet nedlagt samtidigt med at målingerne ved Keldsnor blev standset for at skabe mulighed for at kunne begynde målinger ved den nye station på Risø. I figur B1.1 ses ændringerne i placeringen af filterpackmålingerne.

Luftkoncentrationerne af gasser og partikler anvendes til beregning af tørafsætningen af kvælstof og svovl ved målestationerne. Tørdepositionen adderes til våddepositionen for at bestemme den samlede deposition. Ændringer i målingerne af luftkoncentrationer giver derfor også ændringer i antallet af målestationer, hvor den samlede deposition kan bestemmes.

Før 2010 blev udviklingstendens for den samlede deposition af kvælstof og svovl til danske landområder bestemt på basis af en middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange, Ulborg, Keldsnor og Lindet. Af disse stationer er det kun de tre første som fortsætter efter revisionen. Der er derfor behov for at vurdere, hvordan denne ændring påvirker vurderingen af udviklingstendensen for deposition af kvælstof og svovl til landområderne.

Der er også sket ændringer i grundlaget for bestemmelse af udviklingstendens for afsætning af kvælstof til de danske farvandsområder. Før revisionen blev udviklingstendens vurderet på basis af resultaterne fra Anholt og Keldsnor. Efter revisionen er det kun Anholt som fortsættes. Der er derfor ligeledes behov for at vurdere, hvordan det ændrede grundlag påvirker vurderingen af udviklingstendensen.

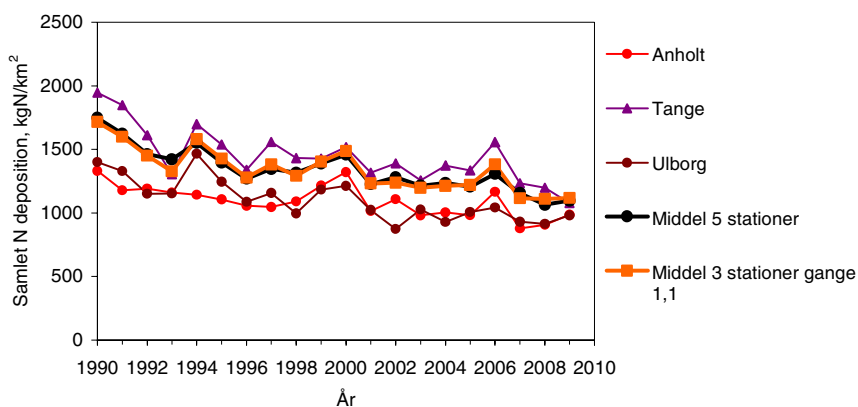


Figur B1.1. Geografisk placering af døgnmiddelmålinger af luftkoncentrationer af gasser og partikler med filterpack før og efter revision af overvågningsprogrammet.

Deposition af kvælstof til danske landområder

Figur B1.2 viser udviklingstendens for den samlede deposition af kvælstof til danske landområder beregnet ud fra middel af henholdsvis de tidligere fem målestationer og de nuværende tre målestationer for perioden fra 1990 til 2009. Den gennemsnitlige kvælstofdeposition er omkring 10% lavere i middel af de tre nuværende målestationer sammenlignet med middel af de fem tidligere målestationer. I figur B1.2 er middel af de nuværende tre målestationer derfor ganget med 1,1 for bedre at kunne sammenligne med udviklingstendensen beregnet ud fra middel af de fem tidligere målestationer.

Faldet i kvælstofdeposition siden 1990 er beregnet til 31% og 29% for henholdsvis middel af fem og tre målestationer. Faldet er beregnet som et lineært fald gennem hele perioden. I praksis er faldet det samme, når der tages hensyn til usikkerhederne på hældningerne. Også når man kigger på variationerne fra år til år ses nogenlunde samme forløb.

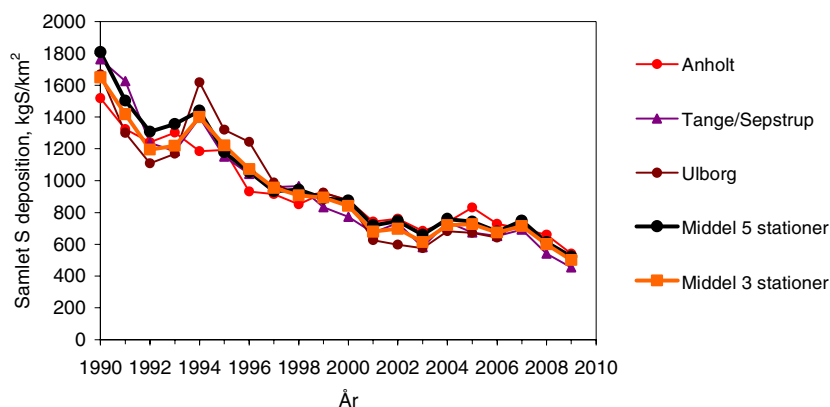


Figur B1.2 Sammenligning mellem udviklingstendens for deposition af kvælstof til danske landområder baseret på middel af henholdsvis fem målestationer (Anholt, Tange, Ulborg, Keldsnor, Lindet) og tre målestationer (Anholt, Tange, Ulborg). Tange er en kombination af målinger ved Tange og Sepstrup Sande. Middel af tre målestationer er ganget med 1,1 for bedre at kunne vurdere sammenhæng med udviklingstendens for middel af fem målestationer. Endvidere vises resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg.

Deposition af svovl til danske landområder

Figur B1.3 viser udviklingstendens for samlet deposition af svovl til danske landområder beregnet ud fra middel af henholdsvis de tidligere fem målestationer og de nuværende tre målestationer for perioden fra 1990 til 2009. Den gennemsnitlige svovldeposition er praktisk talt den samme uafhængigt af om der tages middel af tre eller fem målestationer. For perioden før 1994 ses dog, at middel af fem målestationer er omkring 10% højere end middel af tre målestationer.

Faldet i svovldepositionen siden 1990 er beregnet til 69% og 68% for henholdsvis middel af fem og tre målestationer. Der er derfor ingen forskel på bestemmelse af udviklingstendens baseret på middel af tre og fem målestationer. Også når man kigger på variationerne fra år til år ses stort set samme forløb, når der ses bort fra perioden før 1994.

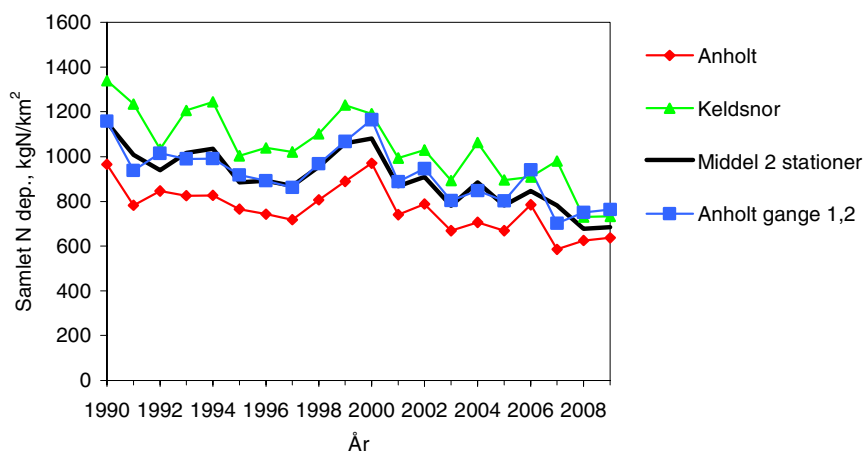


Figur B1.3. Sammenligning mellem udviklingstendens for deposition af svovl til danske landområder baseret på middel af henholdsvis fem målestationer (Anholt, Tange, Ulborg, Keldsnor, Lindet) og tre målestationer (Anholt, Tange, Ulborg). Tange er en kombination af målinger ved Tange og Sepstrup Sande. Endvidere vises resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg.

Deposition af kvælstof til danske farvandsområder

Figur B1.4 viser udviklingstendens for samlet deposition af kvælstof til danske farvandsområder beregnet ud fra middel af Anholt og Keldsnor og ud fra Anholt alene. Den gennemsnitlige kvælstofdeposition er omkring 20% lavere ved Anholt end middel af Keldsnor og Anholt. Derfor viser figur B1.4 også en kurve for Anholt gange 1,2.

Faldet i kvælstofdepositionen til danske farvandsområder siden 1990 er beregnet til 30% og 26% for henholdsvis middel af to målestationer (Keldsnor og Anholt) og for Anholt. Den beregnede ændring i kvælstofdeposition er på omkring samme niveau, selv om der ses et mindre fald i den beregnede ændring i kvælstofdepositionen som følge af skift i vurderingsgrundlaget. Ændringen er dog lille i sammenligning med usikkerhederne på hældningerne. Der ses også en vis forskel når man sammenligner år til år variationerne, hvor middel af to målestationer giver mindre år til år variationer end ved Anholt alene.



Figur B1.4. Sammenligning mellem udviklingstendens for deposition af kvælstof til danske farvandsområder baseret på middel af to målestationer (Anholt, Keldsnor) og Anholt. Anholt vises både direkte og ganget med 1,2 for bedre at kunne vurdere sammenhæng med udviklingstendens for middel af to målestationer. Endvidere vises resultaterne fra Keldsnor.

Konklusion

For deposition af kvælstof og svovl til danske landområder ses i praksis ingen ændring i det beregnede fald fra 1990 som følge af skift fra anvendelse af middel af fem målestationer til middel af tre målestationer. Reduktionen i måleprogrammet har derfor ikke haft konsekvenser for bestemmelsen af udviklingstendens for depositionen til landområderne.

For deposition af kvælstof til danske farvandsområder ses en lille ændring i det beregnede fald siden 1990 når der skiftes fra anvendelse af middel af to målestationer (Anholt og Keldsnor) til anvendelse af Anholt alene. Reduktion i måleprogrammet har derfor givet anledning til en mindre ændring i det beregnede fald i depositionen af kvælstof til de danske farvandsområder.

I det reviderede overvågningsprogram foretages fortsat målinger af luftkoncentrationerne af kvælstofforbindelserne med denuder med midlingstider på 14 dage. I den rapportering i 2012 vil vi vurdere om det er muligt at anvende disse måledata som basis for bestemmelse af den samlede deposition af kvælstof til vandområderne ved Keldsnor. Hvis dette viser sig muligt kan den hidtidige dataserie til bestemmelse af deposition af kvælstof til danske farvandsområder opretholdes.

Bilag 2 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder

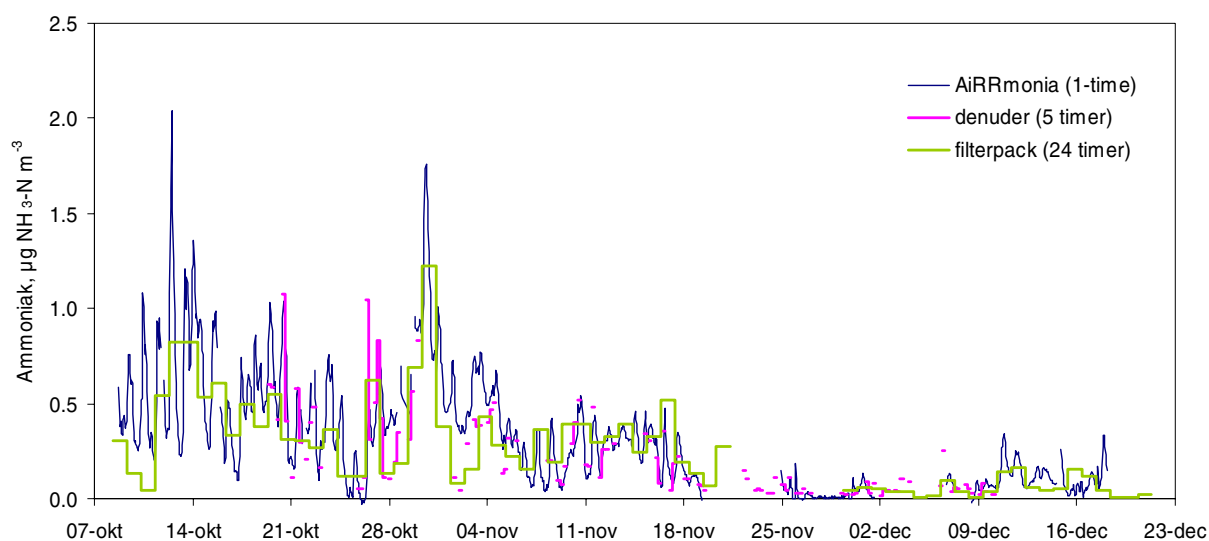
Tablet B2.1 Koncentrationer af gasformig ammoniak (NH_3) og partikulært ammonium (NH_4^+) målt i 2010 med langtidssenuder, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Målingerne foretaget som halvmånedsmiddel på Risø og første halvår af 2010 på Keldsnor, mens andet halvår på Keldsnor er målt som ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit).

	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	0,6	1,5	0,08	98
Keldsnor	NH_3	0,8	4,3	0,01	98
Risø	NH_4^+	1,0	2,1	0,4	98
Keldsnor	NH_4^+	1,1	2,6	0,2	98

Tablet B2.2 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	2,3	0,05	100
Lindet	NH_3	1,1	3,4	0,1	100
Idom Hede	NH_3	1,1	2,7	0,06	100

Korttidssenuderne er brugt til 5-timers middelværdier (dobbelbestemmelse) af ammoniakkoncentrationer i forbindelse med validering af resultaterne fra AiRRmonia'en, der måler 10-minutters middelværdier. Tidspunkterne for 5-timersperioderne var varierende i oktober, men dækkede formiddag, eftermiddag, nat (oftest intervallerne kl. 8-13, 13-18 og 23-4), dog var der ikke målinger i weekender. Fra d. 2.11. følges et fast mønster med målinger kl. 10-15, 23-4 og 4-9. Der blev målt 5-timers middeldkoncentrationer med denuder fra 0,02-1,1 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med et gennemsnit på 0,2 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (2 m's højde). Som døgnmiddel er der målt i intervallet 0,0-1,2 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med et gennemsnit på 0,2 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (2 m's højde). På figur 1 ses, at der generelt er rimelig overensstemmelse mellem de målte niveauer på de forskellige metoder, dog er der perioder, hvor AiRRmonia'en tilsyneladende ikke når at registrere større skift i koncentrationen (jf. afsnit 2.7).



Figur B2.1. Målinger af ammoniakkoncentrationen med tre målemetoder på stationen ved Risø i 2010: AiRRmonia (10 minutter middelværdier, der er midlet til 1-time), denuder (5 timer) og filterpack (24 timer). Se i øvrigt afsnit 1.1.

Bilag 3 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 B3.1. 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 B3.1. 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
mechlorprop*	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

Bilag 4 Resultater fra de enkelte målekampagner med målinger af ammoniakflukse

Nedenfor er gennemgået resultater fra de enkelte målekampagner med bestemmelse af ammoniakflukse.

Det er tilstræbt at måle på forskellige årstider og få så varierende forhold som muligt. Dog kræver målekampagnerne meget logistik og er så arbejdskrævende, at man er nødt til at fastlægge måleperioden på forhånd og så måle uanset om forholdene viser sig som forventet eller ej. Tabel B4.1 viser middelværdier, minimum og maksimum af friktionshastighed, temperatur og relativ fugtighed i de forskellige målekampagner. Alle maksimumværdier for den relative fugtighed er 100 %. Medianværdierne ligger tæt på middelværdierne. Det ses af tabellen, at marts 2006 var den koldeste kampagne, mens september 2004 har den højeste gennemsnitstemperatur. Marts 2006 er den kampagne, hvor det i gennemsnit blæser mindst (friktionshastigheden er lavest), mens det gennemsnitligt blæser mest i september 2009. Maj 2005 og april 2008 har laveste gennemsnitlige relative fugtighed, mens september/oktober 2006 har den højeste.

Tabel B4.1. Middelværdier, minimum og maksimum af friktionshastighed, temperatur (2m) og relativ fugtighed, målt som ½-times middel, i de forskellige målekampagner. Alle maksimumværdier for den relative fugtighed er 100 %.

Kampagne	Antal observationer	Friktionshastighed m s ⁻¹			Temperatur °C			Relativ fugtighed, %	
		middel	min	max	middel	min	max	middel	min
sep-04	378	0,17	0,01	0,46	14,2	1,7	24,4	82	44
maj-05	298	0,32	0,03	0,80	8,2	2,0	15,9	77	34
mar-06*	282	0,20	0,02	0,57	0,2	-8,0	6,1	87	50
okt-06	566	0,24	0,02	0,71	13,4	6,7	19,6	94	69
apr-07	379	0,34	0,04	0,87	9,9	1,5	22,0	80	48
apr-08	339	0,24	0,01	0,68	8,4	-5,8	17,8	76	31
okt-08	547	0,33	0,02	0,94	8,9	0,4	14,9	90	58
sep-09	316	0,35	0,04	0,71	11,2	1,7	16,5	82	53

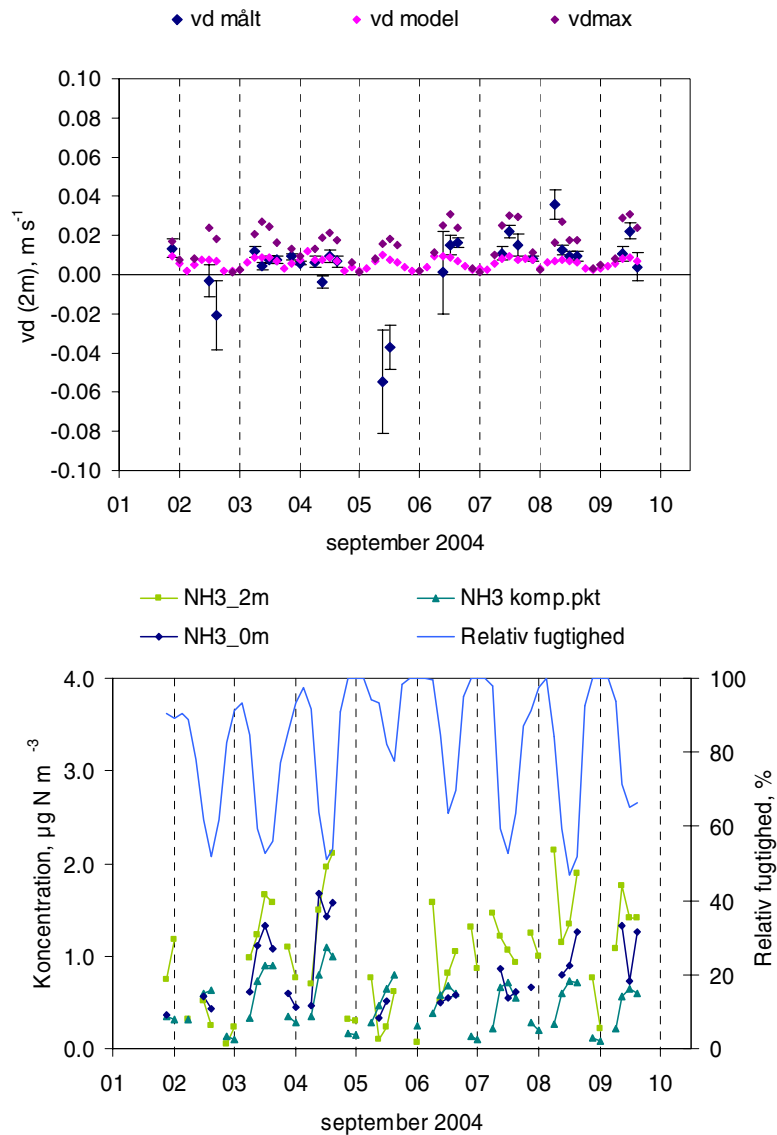
* Marts 2006 målingerne midlet her begynder først d. 17. kl. 20 p.g.a. instrumentproblemer.

På figur B4.1-B4.9 (øverst) ses tre typer depositionshastigheder (referencenhøjde 2 m): den målte, den maksimalt mulige $(r_a + r_b)^{-1}$ (jf. ovenstående) og den modelberegnete. De målte depositionshastigheder er angivet \pm SE (standard error), mens de maksimalt mulige depositionshastigheder har en relativ usikkerhed på ca. 20%. Når en målt depositionshastighed er negativ betyder det, at der er emission, d.v.s. afgivelse af ammoniak fra overfladen. De modelberegnete depositionshastigheder er beregnet på baggrund af den aktuelt målte meteorologi og de parameteriseringer, der bruges i modellsystemet DAMOS (jf. ovenstående afsnit samt *Ellermann et al., 2006*). Figur B4.1-B4.9 (nederst) viser tre koncentrationer: ammoniakkoncentrationen i 2 m's højde, ammoniakkoncentrationen ekstrapoleret ned tæt på overfladen (betegnet 0 m) og det beregnede kompensationspunkt (jf. ovenstående) samt den relative luftfugtighed (på højre y-akse). Ammoniakkoncentrationen i 2 m er ikke den aktuelt målte, men beregnet ud fra koncentrationsgradienten med referencenhøjde til 2 m og typisk en usikkerhed under 5%. Den ekstrapolerede overfladekoncentration er kun angivet i perioder, hvor friktionshastigheden er større end 0,15 m s⁻¹ og den kan blive negativ p.g.a. usikkerhederne, der er væ-

sentlig større end usikkerheden på koncentrationen estimeret i 2 m's højde. Alle målinger m.v. er angivet ved starttidspunktet og hovedparten af perioderne er 3-timers middelværdier.

September 2004

Der er målt fra d. 1.-9. september og vejret i løbet af målekampagnen var generelt godt med sol hver dag, undtagen d. 5., hvor der i løbet af formiddagen rullede tågebanker ind fra vest og det var diset vejr indtil midt på eftermiddagen, hvorefter det klarede op igen. Alle nætter var præget af dug og tåge. Vinden var svag til jævn og ofte meget svag om natten. Næsten alle fluksberegninger på nattemålingerne falder for kravet om, at friktionshastigheden skal have en vis størrelse ($u^* > 0,15 \text{ m s}^{-1}$). Det betyder, at 29 af i alt 46 måleperioder udgår af beregningerne. På figur 1 ses et tydeligt døgnmønster i den maksimalt mulige depositionshastighed, der topper om dagen og er lavest om natten, idet denne parameter følger turbulensforholdene med blæst om dagen og lave vindhastigheder om natten. De målte depositionshastigheder svinger fra emission til det maksimalt mulige. Der er en enkelt periode (d. 8. kl. 6-9) der viser en depositionshastighed, der er større end den maksimalt mulige. Dette kan skyldes, at friktionshastigheden i perioden kun er $0,17 \text{ m s}^{-1}$ og dermed tæt på kriteriet for frasortering p.g.a. for lidt turbulens. I en del perioder ligger depositionshastigheden på et niveau der er ca. halvdelen af det maksimalt mulige. Der er en del perioder, hvor målingerne viser emission eller ingen signifikant udveksling (depositionshastigheden er nul) (d. 2., 5. og d. 6.). Sammenholdes koncentrationsniveauet i 2 m og overfladekoncentrationen med beregningen af det stomatale kompensationspunkt i disse perioder ses, at det beregnede stomatale kompensationspunkt er højest. Det betyder, at der i disse perioder (med forbehold for den meget grove parameterisering af det stomatale kompensationspunkt) er basis for en fluks af ammoniak ud af stomata. Det ses samtidigt, at disse måleperioder samtidig har større usikkerhed på bestemmelse af depositionshastigheden. Emissionen d. 5. kl. 9-12 viser en emissionshastighed, der er større end den turbulente transport (v_{dmax}), hvilket tyder på, at nogle forudsætninger ikke holder. Det kan være forudsætningen om, at der ikke sker kemiske reaktioner, der forstyrrer gradienten. Perioderne med emission eller ingen netto udveksling falder når morgenduggen er helt eller næsten helt fordampet, vindstyrken tager til og koncentrationsniveauet falder. Sammenholdes kompensationspunktet med koncentrationen ekstrapoleret til overfladen ses, at disse er på niveau i en del perioder D. 9. er en periode uden signifikant udveksling, men denne periode synes ikke at have noget at gøre med stomatale kompensationspunkter.



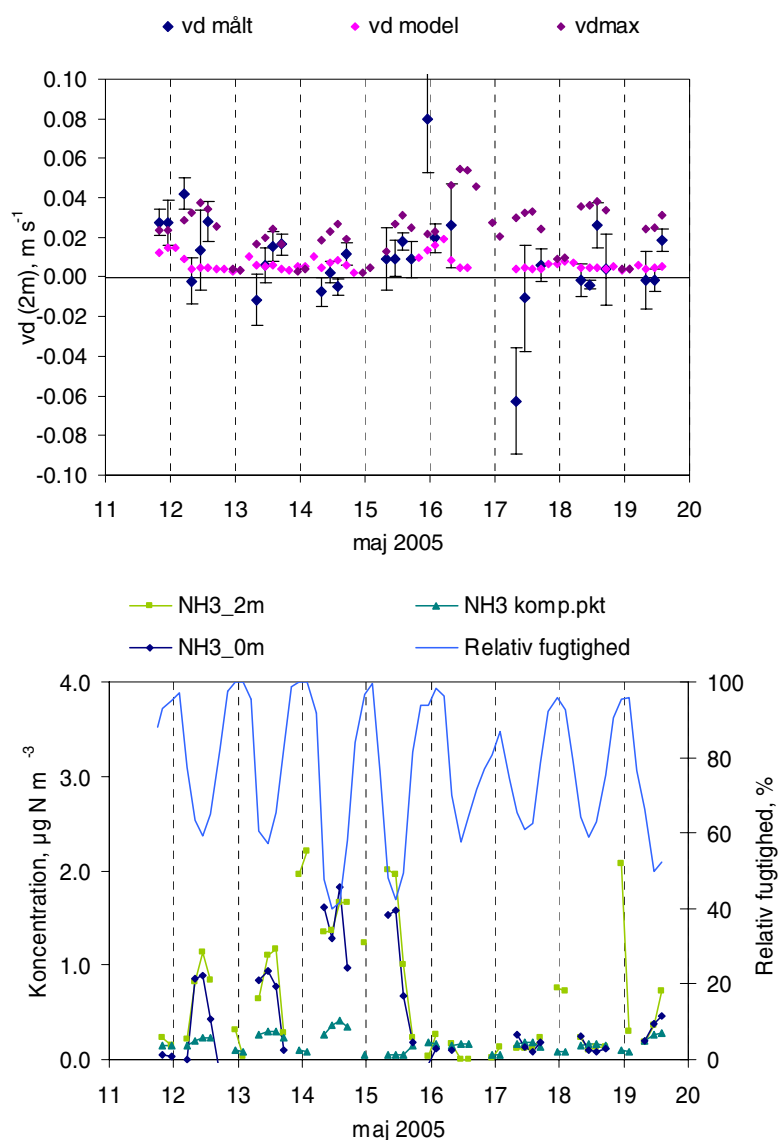
Figur B4.1. Øverst: tørdepositions-hastigheder (referencehøjde 2 m) i september 2004: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniak-koncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniak-koncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

Sammenholdes de målte depositions-hastigheder med de modellerede ses, at der er rimelig god overensstemmelse, hvis der ses bort fra perioderne, hvor målingerne viser emission eller ingen udveksling.

Maj 2005

Der er målt fra d. 11.-19. maj og vejret i løbet af målekampagnen var generelt godt med sol hver dag, dog med en smule regn d. 16. om morgenen. Der var tre nætter med let nattefrost. Mange nætter havde dug. Vindhastigheden varierede fra jævn til hård i dagtimerne og d. 16. når den 10 m s⁻¹. Der var generelt lav vindhastighed om natten, hvilket frakterer 12 af i alt 43 måleperioder. Ses på depositions-hastigheder i maj 2005 (figur 2, øverst) er der en tendens til, at målingerne tidligt på dagen viser emission eller ingen udveksling (v_d målt = 0), mens depositions-hastigheden derefter stiger både absolut, men også i forhold til det maksimalt mulige og d. 12., 13. og 14. nærmer den sig det maksimalt mu-

lige sidst på dagen. D. 16. falder koncentrationen under detektionsgrænsen af målingerne og dette skyldes formentlig den kraftige vind med transport af ren luft fra Vesterhavet. Ses på figur 2 nederst synes den manglende udveksling i perioden fra d.12.-d.15. ikke at have med kompensationspunkter at gøre, da disse ligger under koncentrationen det meste af tiden både i 2 og 0 m. Fra d. 16. og frem er koncentrationsniveauerne om dagen lave og flere gange på niveau med det formodede kompensationspunkt, hvilket kan være anledningen til de observerede emissioner/manglende udveksling. Målingerne d. 15. kl. 23 til d. 16. kl. 2 viser en urealistisk høj depositionshastighed og det skyldes formentlig, at koncentrationsniveauet er meget tæt på detektionsgrænsen.

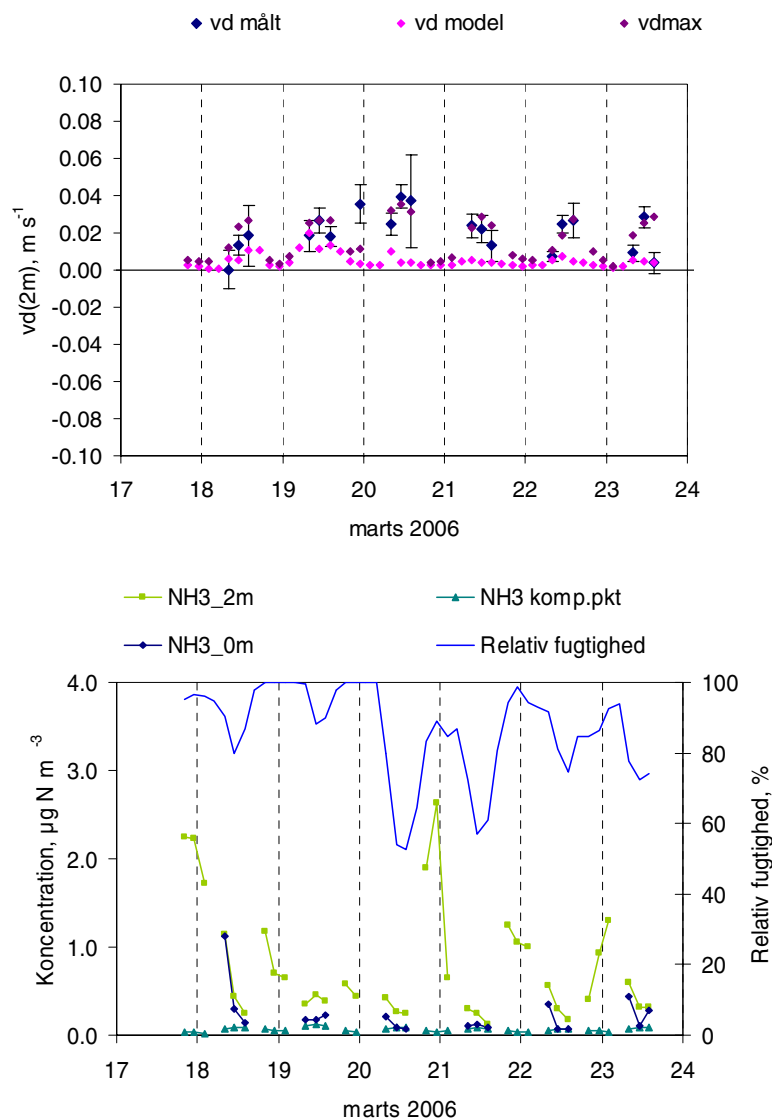


Figur B4.2. Øverst: tørdepositions-hastigheder (referencehøjde 2 m) i maj 2005: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniak-koncentrationen (NH₃_2 m), ammoniak-koncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH₃_0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

De målte depositionshastigheder ligger både under, på niveau og over de modellerede.

Marts 2006

Målekampagnen forløb fra d. 14.-23. marts og der blev målt plusgrader om dagen og frost om natten, dog var temperaturen kun en kort periode over frysepunktet d. 15. og 16. marts. Vindhastigheden varierede fra næsten vindstille til 6 m s^{-1} . Med undtagelse af natten d. 15.-16. marts var der et tydeligt døgnmønster med lave vindhastigheder om natten og op til $4\text{-}6 \text{ m s}^{-1}$ om dagen. De lave vindhastigheder om natten frasorterer 14 af i alt 33 måleperioder. Der blev observeret få, lette snebyger d. 19., 20. og d. 22. marts. Der var sparsomt snedække på overfladen, men meget rimfrost om natten. Der var en del solskin i løbet af perioden. P.g.a. instrumentproblemer er der kun regnet på data efter d. 17. marts kl. 20. På figur 3 øverst ses, at de målte depositionshastigheder i dagtimerne generelt ligger i nærheden af det maksimalt mulige og d. 18. og d. 19. følger de modellerede værdier også målingerne. De efterfølgende dages dagtimer ligger de modellerede depositionshastigheder lavere. Om dagen d. 20.-23. forventer modellen lave depositionshastigheder, fordi luftfugtigheden falder, mens målingerne det meste af tiden viser relativt høje depositionshastigheder. Der er enkelte perioder med relativt lave depositionshastigheder (d. 18. kl.8, d. 23. kl. 8 og kl. 14). Det må forventes, at et stomatalt kompensationspunkt ikke har indflydelse i denne periode, da der ikke formodes at være aktivitet hos planterne i marts måned og under så kolde forhold. Sammenholdes ammoniakkoncentration og kompensationspunkt, er der ingen perioder, hvor kompensationspunktet når over koncentrationen og kompensationspunktet er også meget lavt p.g.a. de lave temperaturer. Modellens parameterisering antager en meget høj overflademodstand, når temperaturen ligger i intervallet $-5 - 0^\circ \text{ C}$. Det ses som meget lave modellerede depositionshastigheder om natten, hvor vindhastigheden i øvrigt også er lav. Aften- og nattemålingen d. 19.-20. viser en målt depositionshastighed større end det maksimalt mulige. I denne periode ligger friktionshastigheden på $0,16 \text{ m s}^{-1}$ og er meget tæt på kriteriet for frasortering p.g.a. for lav turbulens.



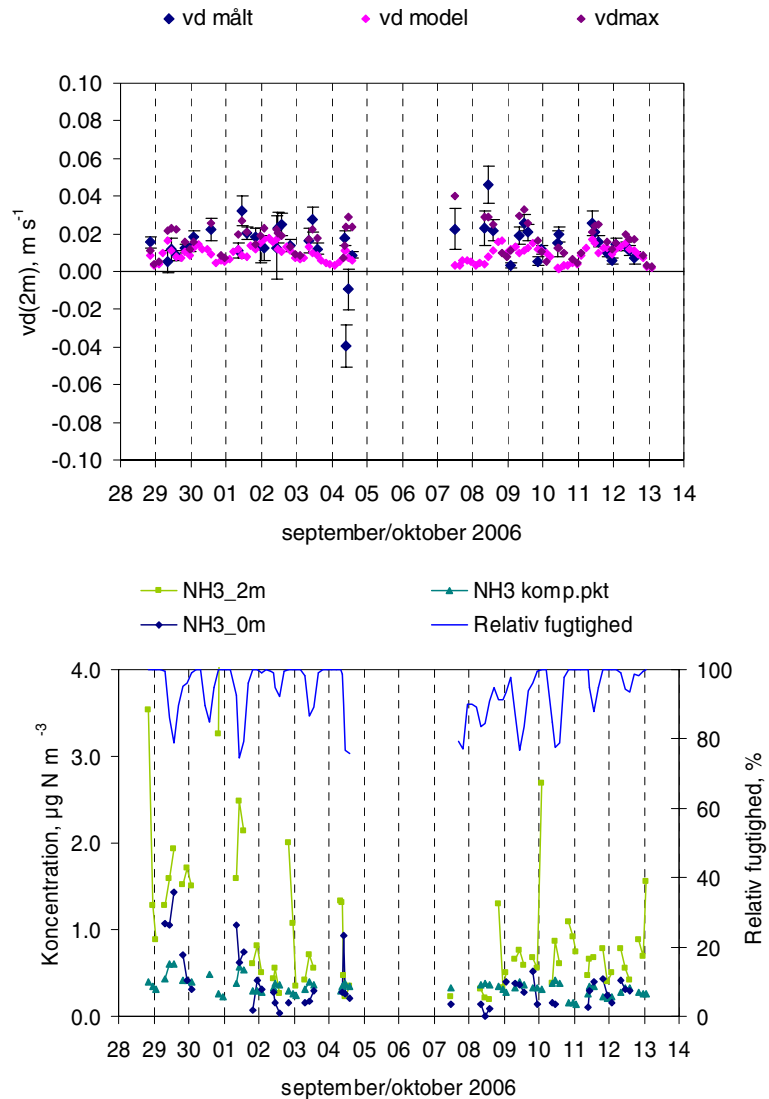
Figur B4.3. Øverst: tørdepositions hastigheder (referencehøjde 2 m) i marts 2006: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniakkoncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniakkoncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

Modellen viser en del lavere depositions hastigheder end målingerne og det skyldes i høj grad antagelsen om begrænsningen i den relative depositions hastighed med faldende relativ luftfugtighed, hvilket målingerne ikke tyder på.

September/oktober 2006

Målekampagnen i september/oktober 2006 strækker sig fra d. 28. september til d. 13. oktober, med et ophold d. 4.-7. oktober. Igennem perioden er der et svagt faldende dagmaksimum i temperaturen. Vindhastigheden gennem perioden svinger fra nærmest vindstille op til 8 m s^{-1} . Med undtagelse af d. 7.-8. topper vindhastigheden midt på dagen. Der var mest sol i første halvdel af kampagnen og denne målekampagne var præget af mange småbyger. Der var dug hver nat. På figur 4 øverst ses, at de målte depositions hastigheder ligger relativt højt, d.v.s. tæt på den maksimalt mulige depositions hastighed, gennem det meste af perioden, med undtagelse af d. 29. og d. 4. om dagen. D. 4. er der målt timemiddel

og målingerne kl. 8-9 og kl. 9-10 viser relativt høj depositionshastighed, men derefter vender det til emission kl. 10-11 og kl. 11:30-14, hvor også det beregnede kompensationspunkt overstiger koncentrationen og dette tyder på en stomatal emission. D. 30., d. 2., d. 8. og d. 12. er der også perioder, hvor kompensationspunktet overstiger koncentrationen og her ses ikke emission (eller relativt lave depositionshastigheder). Specielt d. 8. kunne man forvente at se en emission, da hele dagsperioden viser kompensationspunkter højere end koncentrationen. Samhørende målinger af kuldioxidgradienter tyder på, at der er lidt fysiologisk aktivitet i dagtimerne i kampagneperioden, d.v.s. stomata er åben. I perioden d. 30. kl. 14-17, er meget høje koncentrationer (knap $10 \mu\text{g N m}^{-3}$, udeladt på figur 4 nederst). Dette hænger sammen med, at der ved middagstid blev bragt gylle ud på en mark 1 km sydvest for målemasten. Om aftenen falder koncentrationen til lidt over $3 \mu\text{g N m}^{-3}$ kl. 20-23 og efterfølgende stiger koncentrationen igen til omkring $10 \mu\text{g N m}^{-3}$ (udeladt på figur 4 nederst). Koncentrationsfaldet kommer samtidig med, at vindretningen drejer mod syd, men vindhastigheden falder også. Senere svinger vindretningen lidt og da koncentrationen stiger tyder det på, at der kommer luft ind over heden, der har passeret marken. D. 8. kl. 11-14 ses en depositionshastighed, der er højere end det maksimalt mulige (og ekstrapoleringen til overfladekoncentrationen bliver negativ). Umiddelbart er der ikke fundet nogen forklaring på dette, men det kan skyldes, at parameteriseringen af r_b (grænselagsmodstanden tæt ved overfladerne) ikke er helt korrekt eller at der er en forstyrrelse af gradienten p.g.a. kemiske reaktioner.



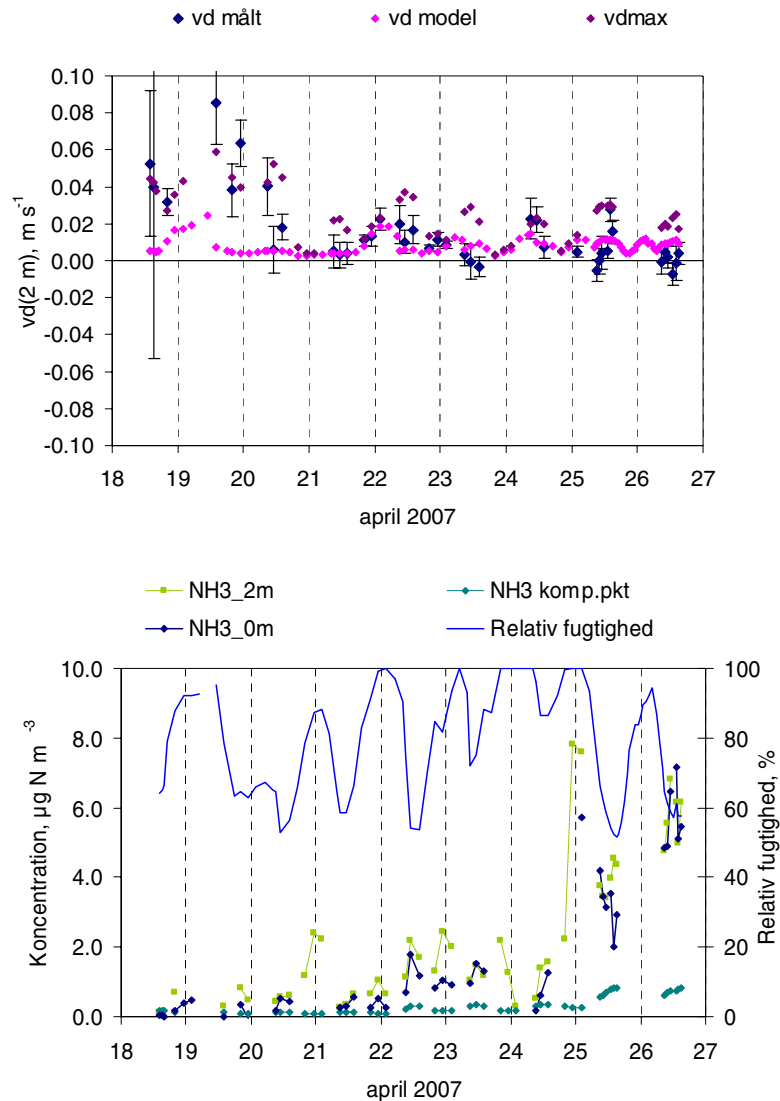
Figur B4.4. Øverst: tørdepositions-hastigheder (referencehøjde 2 m) i september/oktober 2006: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniak-koncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniak-koncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse). Der er udeladt to måleperioder på figuren nederst: d. 30. kl. 14-17 og kl. 20-23, hvor koncentrationen ligger omkring $10 \mu\text{g N m}^{-3}$.

Der er nogenlunde overensstemmelse mellem målte og modelberegnete depositionshastigheder.

Målekampagnen april 2007

Der er målt fra d. 11.-26. april. Efter de første fire dage begynder temperaturen at stige gradvist, både dag og nat. Måleperioden begynder med overvejende jævn til frisk vind (9 m s^{-1}), som så gradvist aftager til svag til let. De fleste dage aftager vinden om aftenen. Flere nætter (d. 21., d. 24. og d. 25.) er der næsten vindstille (16 måleperioder udgår p.g.a. for lav turbulens). Der var en del solskin i løbet af perioden, men vejret var ofte diset. D. 18. om dagen og d. 25. og 26. er det prioriteret at måle timemiddelværdier, hvor der ellers måles 3-timers middel. På figur 5 øverst ses, at d. 18-20., hvor vindhastigheden er høj, er der høje maksimale depositionshastigheder og de fleste af de målte depositionshastigheder ligger også højt. De målte depositionshastigheder viser her stor usikkerhed, specielt i begyndelsen af perioden, hvor der er målt time-

middel (d. 18. kl. 14-15, 15-16 og 16-17) og koncentrationerne er meget lave. D. 18. ligger det beregnede kompensationspunkt over koncentrationen (både 2 og 0 m) og tilhørende målinger af kuldioxid tyder på, at der er plantefysiologisk aktivitet og dermed mulighed for emission af ammoniak fra stomata. Om det er grunden til den store usikkerhed vides ikke. Senere i forløbet ses, at de målte depositionshastigheder ligger på niveau med det maksimalt mulige om natten (d. 20.-24.), mens den falder i forhold til den maksimalt mulige depositionshastighed i dagperioderne. Natten d. 24.-25. stiger den målte depositionshastighed ikke sammen med den maksimalt mulige og samtidig stiger koncentrationen meget. Dette kunne tyde på overflademætning med ammoniak.. D. 21., 23., 25. og 26. viser målingerne i dagtimerne stort set ingen netto udveksling, da der hverken ses deposition eller emission, mens der er en relativt lille depositionshastighed d. 22. og d. 24., hvor der har været dug om natten. D. 25. og 26. er der forholdsvis høje ammoniakkoncentrationer om dagen, men dette er ikke tilfældet de andre dage (d. 21. og d. 23.), hvor der hverken ses deposition eller emission. D. 20.-22. og d. 25.-26. når den relative fugtighed ned mellem 55-60 % i dagtimerne og dette kan betyde, at vandfilmen ved overfladen udtørres og dermed mindsker eller helt stopper overfladeoptaget. Det er muligt, at perioden fra d. 20. afspejler et mønster, hvor ammoniakken afsættes under mere eller mindre fugtige forhold om natten og derefter udtørres overfladen om dagen og overfladeoptaget stopper. Den udveksling der observeres, kan så være et stomatalt optag eller en blanding af stomatalt optag og frigivelse af ammoniak fra overfladen. Den relative fugtighed er lav om dagen d. 18. og modellen viser meget lavere depositionshastigheder, lavere end både de målte og de maksimalt mulige. Fugtigheden stiger om natten og forbliver høj til hen på eftermiddagen d. 19., hvor efter den falder igen og dette ses tydeligt på de modelberegneede depositionshastigheder, der følger samme forløb. Her viser målingerne meget højere depositionshastigheder end modelberegningerne og i perioden d. 19. kl. 23-2 ligger den målte depositionshastighed over det maksimalt mulige, hvilket denne gang (som formodet for observationerne i marts 2006) ikke skyldes manglende turbulens, men snarere, som observeret en enkelt gang i september/oktober 2006, en forkert parameterisering af grænselagsmodstanden eller kemiske reaktioner i luften, der forstyrrer gradienten. Forløbet af de målte depositionshastigheder følger mønstret i de modelberegneede fra d. 20. og fremefter, om end de målte depositionshastigheder nogle dage (d. 23., 25. og 26.) ligger lidt under modelberegningerne.



Figur B4.5. Øverst: tørdepositions-hastigheder (referencehøjde 2 m) i april 2007: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete v_d model) og nederst: ammoniak-koncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniak-koncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

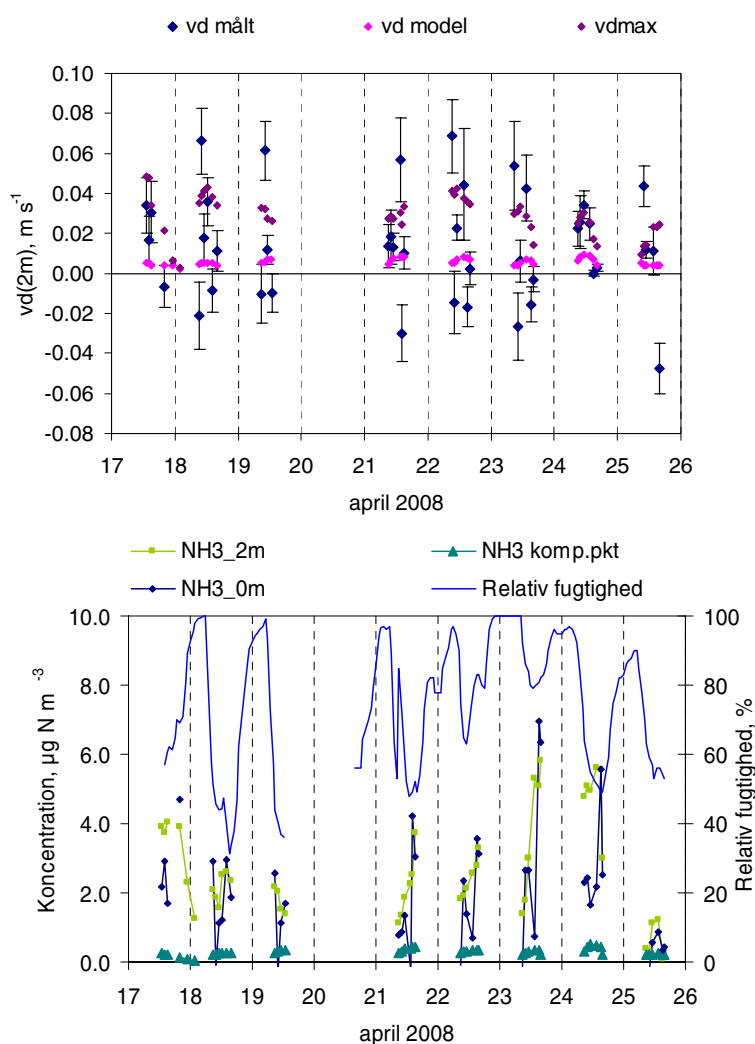
Der er en del perioder, hvor der er målt højere depositions-hastigheder om natten, mens der er målt lavere depositions-hastigheder om dagen i.f.t. modelberegningerne.

Målekampagnen april 2008

I april 2008 blev der målt i perioden d. 17.-25. Der mangler data fra d. 20. p.g.a. strømsvigt. Det var prioriteret at måle 1-timemiddelværdier og med undtagelse af det første døgn blev der ikke målt om aftenen/natten. Først i målekampagnen faldt nattemperaturen til under frysepunktet. Vindhastigheden i måleperioden havde et dagmaksimum omkring $5\text{--}7 \text{ m s}^{-1}$, hvor efter vinden aftog sidst på dagen og de fleste nætter var det næsten vindstille. Der var en del solskin i løbet af perioden. Der blev flere gange observeret lugt af gylle. Der blev ikke observeret dug.

På figur 6 øverst ses, at de målte depositions-hastigheder svinger fra emission til det maksimalt mulige eller mere. Det skal bemærkes, at det er timemiddelværdier og derfor formentlig svinger mere end det ses i de andre målekampagner med længere midlingstider. Usikkerheden er ri-

melig stor på bestemmelserne og i.f.t. modelberegnete depositions-hastigheder ligger de generelt over eller meget under (emission). Alle dagtimer, undtaget d. 23., når den relative fugtighed ned på 40-60 %, hvilket betyder, at modellen sætter en fast høj overflademodstand. Der observeres flere perioder, hvor depositions-hastigheden er højere end det maksimalt mulige. Ses på figur 6 nederst er der generelt høje koncentrationsniveauer, mens overfladekoncentrationen svinger meget. De depositions-hastigheder, der ligger over det maksimalt mulige, har svagt negative overfladekoncentrationer, hvilket principielt ikke kan lade sig gøre. At de er svagt negative kan dels skyldes usikkerheder i ekstrapoleringen, men det kan også være, at disse observationer er udtryk for kemiske reaktioner, der forstyrrer gradienterne. Ved den sidste måling i kampagnen ligger koncentrationen (både 2 og 0 m) under kompensationspunktet og der observeres emission, men med en emissions-hastighed der numerisk overskrider den maksimalt mulige turbulente transport. Målingen tyder derfor også på forstyrrelser af gradienten, måske p.g.a. kemiske reaktioner. Der er ikke fundet mønstre i resultaterne for depositions-hastighederne.



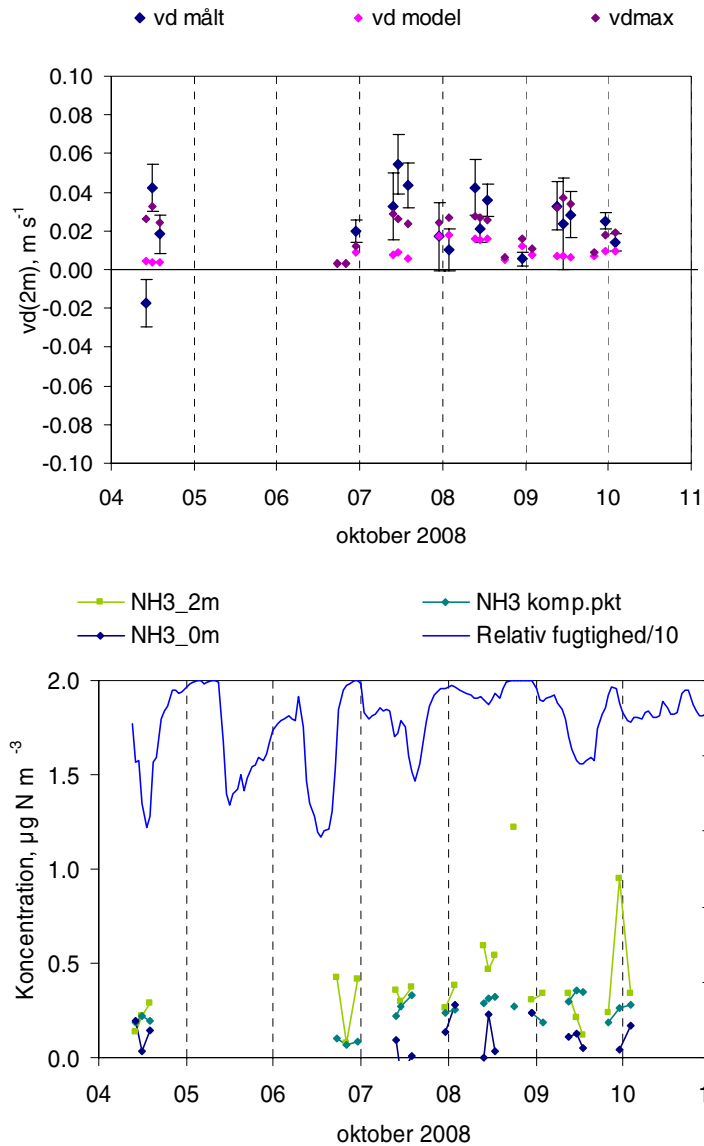
Figur B4.6. Øverst: tørdepositions-hastigheder (referencehøjde 2 m) i april 2008: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniak-koncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniak-koncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

Der er store usikkerheder på depositionshastigheder i denne periode og målingerne ligger generelt enten meget over eller under de modelberegne-
nede resultater.

Målekampagnen oktober 2008

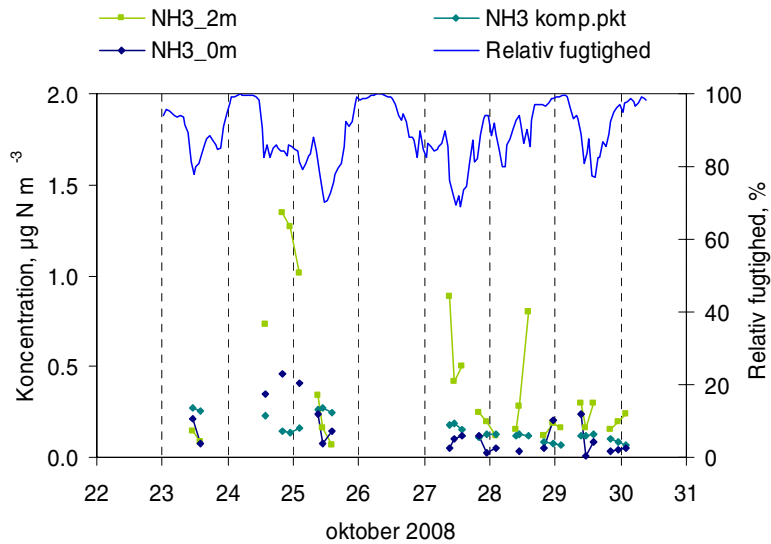
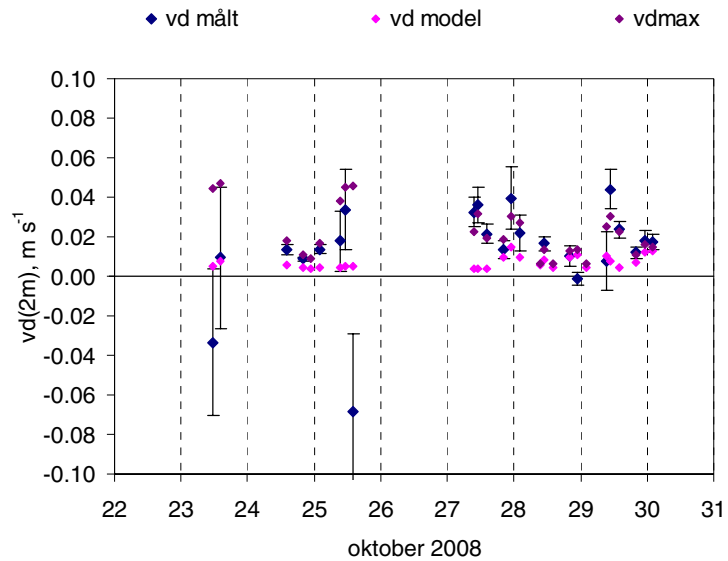
I oktober 2008 blev målekampagnen delt i to perioder: d. 4.-10.10. og d. 23.-30.10.. Der mangler data fra d. 5. til d. 6.10., idet målingerne måtte afbrydes p.g.a. et meget kraftigt regnvejr aften/nat d. 4.-5.. Der faldt over 40 mm regn og dele af udstyret tog skade. I første del af målekampagnen varierede vindhastigheden fra næsten vindstille op til omkring 11 m s^{-1} (usikker måling p.g.a. kraftig regn). I begyndelsen af perioden blæste det mest i dagtimerne, mens d. 7.-8. havde mere ensartet vindstyrke over døgnet. D. 9. og 10. var der igen mere vind i dagtimerne end om natten. Der var nogen sol i perioden, dog regn d. 4.-5. og støvregn og regn d. 8.. Perioden var meget våd, med vandpytter og små søer på heden.

Den første periode, fra d. 4.-11., er der generelt målt relativt høje depositionshastigheder (figur 7 øverst), når der sammenholdes til det maksimalt mulige. Natten d. 6.-7. kl. 23-2 ses en depositionshastighed lidt højere end den maksimalt mulige. Perioden har en markant negativ overfladekoncentration og en friktionshastighed på $0,17 \text{ m s}^{-1}$, så det må formodes, at den estimerede fluks er fejlbehæftet, formentlig p.g.a. lav turbulens. D. 7. om dagen (kl. 11-14) ligger depositionshastigheden over den maksimalt mulige og overfladekoncentrationen bliver negativ, hvilket tyder på, at denne periode kan være influeret af kemiske reaktioner, der har forstyrret gradienten. Måske gør det samme sig gældende ved den næste måling kl. 14-17, dog ikke så udpræget. I forhold til de modelberegne-
de depositionshastigheder ligger de målte generelt over om dagen og på niveau om natten. Målinger og model afviger mest fra hinanden i perioder med relativ fugtighed under 80 % (d. 4. om dagen, d. 7. sidst på dagen, d. 9. midt på dagen). Der er én periode med emission (d. 4. kl. 10-12) og i denne periode overstiger kompensationspunktet også koncentrationen og emissionen kan skyldes emission fra planterne. Dog ses kompensationspunktet også at overstige koncentrationen i dagtimerne d. 7. og d. 9. og her observeres ikke emission. D. 7. og d. 8. om aftenen ligger kompensationspunktet også over koncentrationen, men det forventes ikke at have indflydelse, da det er mørkt og dermed er stomata lukket.



Figur B4.7. Øverst: tørdepositionshastigheder (referencehøjde 2 m) i første halvdel af målekampagnen oktober 2008: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniakkoncentrationen (NH_3_{2m}), ammoniakkoncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3_{0m}), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

Den anden del af målekampagnen, d. 23.-30., viser en del målte depositions hastigheder, der ligger tæt på det maksimalt mulige, dog med nogle undtagelser (figur 8 øverst). Om dagen d. 23. og d. 25. ligger det beregnede kompensationspunkt over koncentrationen (og overfladekoncentrationen). I flere af disse perioder ses emission eller ingen deposition/emission og usikkerhederne bliver meget store i lighed med observationer fra september 2004 og maj 2005. Dog er det ikke konsekvent, da perioden d. 25. kl. 9-11 ikke viser emission. I forhold til de modelberegnete depositions hastigheder ligger de målte over i dagtimerne, hvor der ikke er emission, mens de er på niveau om natten. D. 27. og d. 29. når den relative fugtighed ned på 70-76 % i dagtimerne og her ses der, med én undtagelse (d. 29. kl. 11-14) høje relative depositions hastigheder, mens modeberegningerne viser meget lavere værdier.



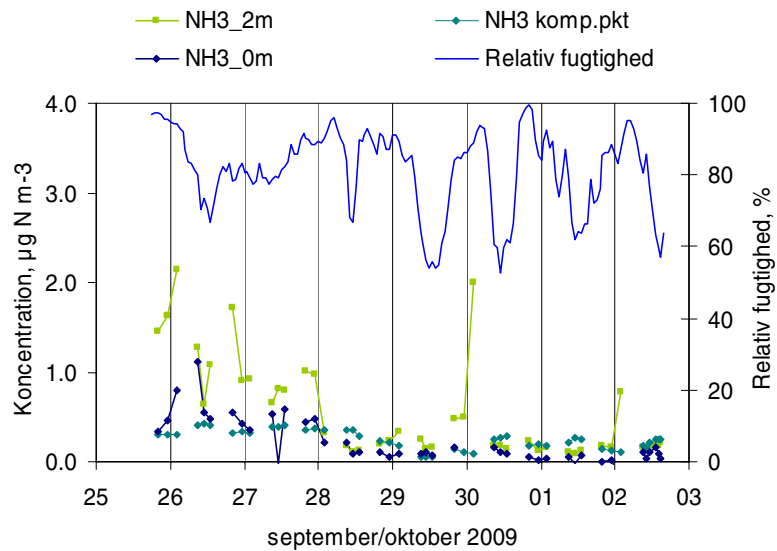
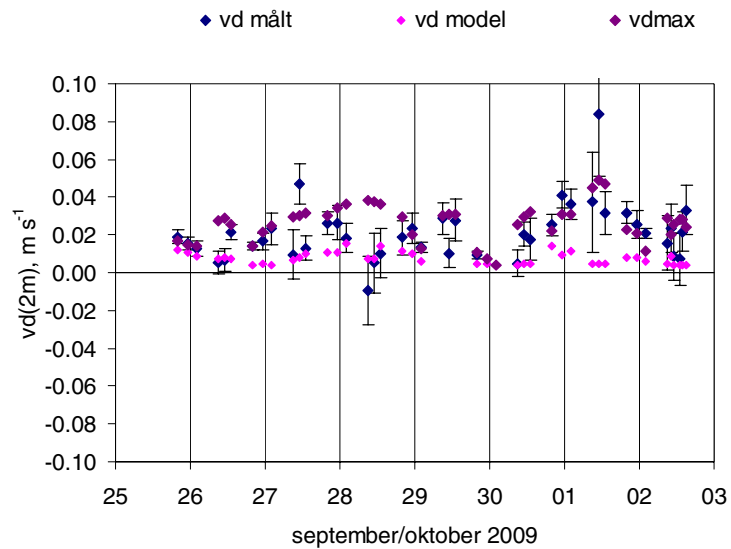
Figur B4.8. Øverst: tørdepositions-hastigheder (referencehøjde 2 m) i anden halvdel af målekampagnen oktober 2008: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniak-koncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniak-koncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

Målingerne viser en større depositions-hastigheder i dagtimerne end modellen, om end der er nogle få perioder, hvor målingerne viser emission.

Målekampagnen september/oktober 2009

Der er målt fra d. 25. september til d. 2. oktober. Generelt var vindhastigheden højest om dagen og faldt så mere eller mindre om natten. Det var overvejende skyet frem til d. 28., hvorefter det var vekslende skydække og med nogle byger, særligt natten og morgen d. 30. til d. 1. og lidt d. 1. til d. 2. Den sidste dag er der målt 1-times middelværdier.

Denne målekampagne skiller sig ud fra de andre ved at have flere nætter med lidt mere vind samtidig med, at den relative luftfugtighed ikke når 100 %. På figur 9 øverst ses, at målingerne om natten generelt viser, at depositionshastigheden er tæt på det maksimalt mulige, mens de modelberegneede depositionshastigheder ligger lidt eller noget lavere. Om natten beregner modellen ikke stomatalt optag, da stomata er lukket og det betyder, at modelberegningerne tydeligt afspejler afhængigheden til den relative luftfugtighed: jo højere luftfugtighed, jo relativt højere depositionshastighed (alt andet lige). Om dagen svinger de målte depositionshastigheder noget i forhold til det maksimalt mulige, men ofte ligger de lidt lavere end de maksimale og på niveau med de modelberegneede. Der er ikke målt depositionshastigheder, der viser signifikant emission, men en del målinger viser, at der ikke har kunnet detekteres en nettoudveksling op eller ned (dagene d. 27., d. 28., d. 30. og d. 2.). D. 27. kl. 11-14 ligger depositionshastigheden lidt over den maksimalt mulige, mens den ekstrapolerede overfladekoncentration falder under nul. Dette billede sås også i april og oktober 2008 og er måske udtryk for kemiske reaktioner, der forstyrrer gradienten. Afvigelsen er dog ikke større end at observationen også kunne være udtryk for forkert anvendt grænselagsmodstand. Om dagen d. 28., d. 30., d. 1. og d. 2. ligger det beregnede stomatale kompensationspunkt over koncentrationen og overfladekoncentrationen. Det er muligt, at der er en emission fra planterne samtidig med en overfladeafsætning og at dette giver resultaterne, hvor der specielt d. 28. og d. 2. ikke ses nogen signifikant netto udveksling. Dog tyder målingerne d. 30. kl. 11-13 og til dels kl. 13-16 samt d. 2. kl. 14-15 og kl. 15-16 ikke på emission, da de viser depositionshastigheder tæt på det maksimale. D.1. viser dagmålingerne deposition, men med meget store usikkerheder. Kompensationspunktet ligger over koncentrationen, der er lav og mønstret ligner observationer fra d. 18. april 2007.



Figur B4.9. Øverst: tørdepositions hastigheder (referencehøjde 2 m) i målekampagnen september/oktober 2009: den målte (\pm SE) (v_d målt), den maksimalt mulige (v_d max) og den modelberegnete (v_d model) og nederst: ammoniakkoncentrationen (NH_3 _2 m), ammoniakkoncentrationen ekstrapoleret ned til 0 m (NH_3 _0 m), kompensationspunktet og den relative luftfugtighed (højre y-akse).

Nattemålingerne, foretaget med relative fugtigheder på 85-95 %, tyder på, at modellen overvurderer overflademodstanden i disse perioder og derfor beregner en mindre depositions hastighed end den målte.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2010

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2010 beregnet til hhv. 71 og 55 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 27 og 31 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2010 beregnet til ca. 12 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 72 % 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 2010 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1989 er koncentrationer og depositioner af tungmetaller faldet med en faktor to til tre. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt som gennemgår resultaterne fra måling af ammoniakfluks på Idom Hede i perioden 2004 til 2009.