



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2013

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 119

2015



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2013

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 119

2015

Thomas Ellermann
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. 119
Titel:	Atmosfærisk deposition 2013
Undertitel:	Novana
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl og Camilla Geels
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Januar 2015
Redaktion afsluttet:	November 2014
Faglig kommentering:	Ole Hertel, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Quality assurance, DCE:	Susanne Boutrup, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2015: Atmosfærisk deposition 2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 69 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 119. http://dce2.au.dk/pub/SR119.pdf
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2013 beregnet til hhv. 65 og 52 kt N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 34 % siden 1989. For fosfor er depositionen estimeret til ca. 130 og 170 tons P til hhv. de indre danske farvande og landområder og der ikke sket betydelige ændringer i depositionerne. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2013 beregnet til ca. 9,6 kt S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1989. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2013 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om måling af ammoniakkoncentration ved Roskilde med høj tidsopløsning.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Forsidefoto:	Peter Lyster Ellermann
ISBN:	978-87-7156-096-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	69
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR119.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	8
1.1 Overvågningsprogrammet	8
1.2 Vejret i 2013	12
2 Kvælstof	16
2.1 Relevans	16
2.2 Målsætning	16
2.3 Kvælstofdeposition i 2013	16
2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande	17
2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder	19
2.6 Kilder til kvælstofdeposition	19
2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	21
2.8 Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	22
2.9 Ammoniak og naturmålestationerne	23
2.10 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala	32
3 Fosfor	39
3.1 Relevans	39
3.2 Målsætning	39
3.3 Tilstand, udviklingstendens og årsag	39
4 Svovl	41
4.1 Relevans	41
4.2 Målsætning	41
4.3 Svovldeposition i 2013	41
4.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	43
4.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	44
4.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen	46
5 Tungmetaller	48
5.1 Relevans	48
5.2 Målsætning	48
5.3 Tilstand og årsag	48
6 Ozon og vegetation	54
6.1 Relevans	54
6.2 Målsætning	54
6.3 Tilstand, udvikling og årsag	54
7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	58
7.1 Relevans	58
7.2 Målsætning	58
7.3 Våddeposition af pesticider	58
7.4 Våddeposition af nitrophenoler	59
7.5 Våddeposition af PAH	60

Referencer	62
Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	65
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	66

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2013.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

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

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

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

Denne rapport er udarbejdet af fagdatacentret for luftkvalitet og er baseret på fagdatacentrets overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur 2013, som udgives af DCE, GEUS og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra 2013. 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 2013 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM til 65 ktøns N (6,2 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 52 ktøns N (12 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med ca. 34 % i perioden 1989-2013. Faldet i kvælstofafsætningen er relativt jævnt gennem hele perioden. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold. 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 lokalskalamodellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2013 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 1989-2013.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2013 beregnet med DEHM til ca. 9,6 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 75 % 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. Faldet siden 2007 er for en stor del forårsaget af den faldende udledning af svovl fra skibstrafik i danske farvande.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2013 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 23 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne til mellem 16 og 60 % af niveauet i 1989. 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 2008-2013 ligger under 6.000 ppb-timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). I 2013 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi,

som er gældende fra 2010. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb·timer) blev i 2013 kun overskredet ved Risø og Ulborg.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø, Roskilde viser, at våddeposition i 2013 lå h.h.v. på omkring 86 og 63 µg/m² for pesticider (19 stoffer), hvoraf over 60 % alene stammer fra prosulfocarb. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på h.h.v. 988 og 1065 µg/m² og depositionen af PAH (22 stoffer) lå på h.h.v. 28 og 53 µg/m².

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2013 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 er blevet rapporteret særskilt i oktober 2014 (Ellermann et al., 2014).

Overvågningen udføres af 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 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 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 ammoniakkoncentrationer på en lang række naturområder.
- Naturdelprogrammet omfatter også modelberegninger af kvælstofdeposition 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 2013, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af 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 kil-

der), idet det er hensigten at måleprogrammet skal afspejle de regionale niveauer, og ikke blot en enkelt nærværd 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, sæsonvariationer 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. Den seneste større revision af måleprogrammet blev foretaget i 2010. Ændringerne i forbindelse med denne revision er beskrevet i de tidligere årsrapporter.

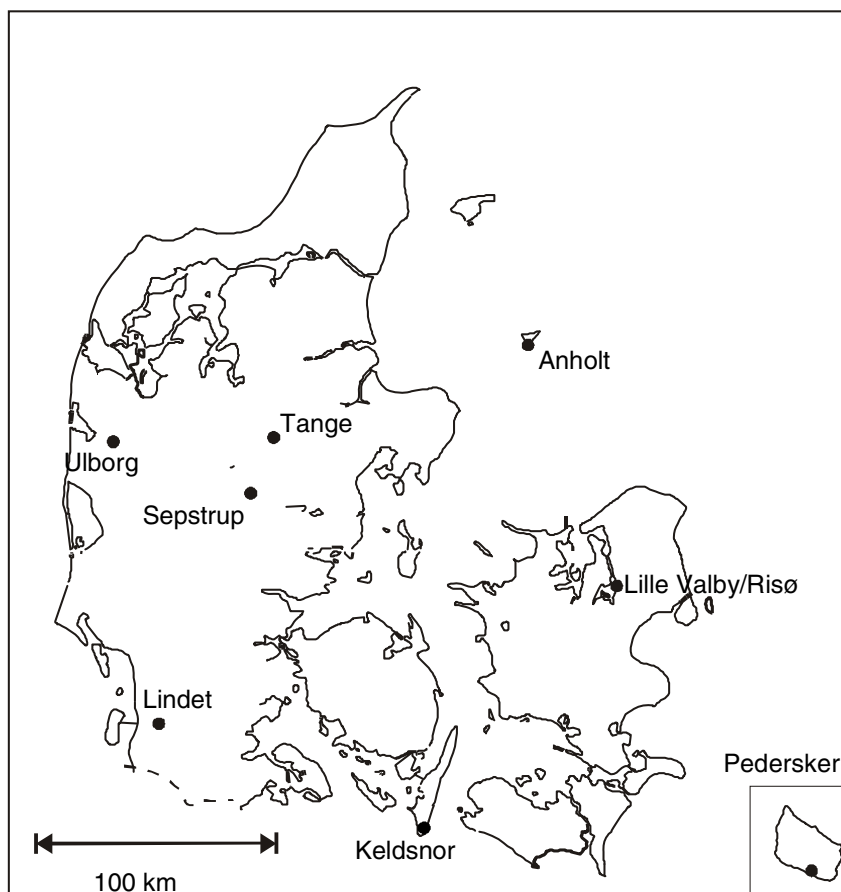
I 2013 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat, fosfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentrationer af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat. Endvidere foretages på udvalgte målestationer specialmålinger af salpetersyre og partikulært bundet nitrat.
- Koncentrationer af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler) på to målestationer.
- 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 2013 bestod denne del af programmet af naturmålestationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmose), samt 12 naturstationer fordelt på kvælstoffølsomme naturområder rundt om i landet.

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



Figur 1.1 De faste større målestationer i 2013.

Tabel 1.1 Oversigt over målingerne på de faste større målestationer i Delprogram for Luft under NOVANA.

Målestation	Våddeposition*	Gas og partikler**
Anholt	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, NO ₂ , Denuder
Keldsnor	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder, NO ₂ , O ₃
Lille Vaby/Risø***	Uorganisk, Tungmetaller MFS	Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO ₂ , O ₃
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	Passiv opsamler
Pedersker	Uorganisk, Tungmetaller	
Sepstrup Sande	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	
Tange		Filterpack
Ulborg	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO ₂ , O ₃

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

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

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

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

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

For at sikre høj kvalitet af overvågningsprogrammet er Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet akkrediteret af Danak (akkreditering nr. 411) i henhold til 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, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening beregnes i et tredimensionelt net af gitterceller. Emissionen af luftforureningskomponenterne er baseret på de nationale emissionsopgørelser og den luftbårne transport er beregnet på basis af informationer om de meteorologiske forhold for det år, som der laves modelberegninger for.



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 forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

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

relativt tykke (2000 m). Siden rapporteringen for år 2010 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

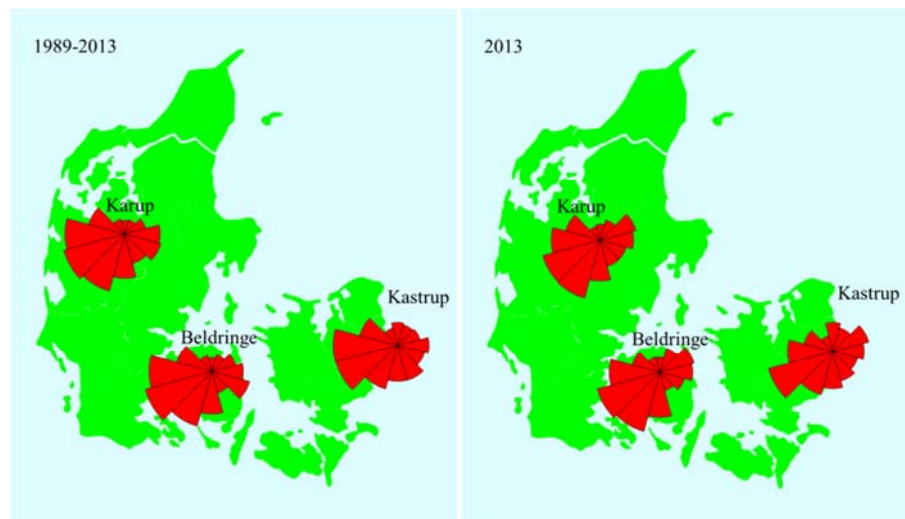
Beregningerne for 2013 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (*Grell et al. 1995*), som indgår i modelsystemet kaldet THOR (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (*Hertel et al. 2002*). Disse er baseret på 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 desuden udslip fra skibstrafik udarbejdet af EMEP. Beregninger for år 2013 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2011 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DCE (*Nielsen et al. 2014*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2011, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP 2014*), og som omfatter både land-baserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2012, som er udarbejdet på basis af en tidligere emissionsopgørelse med geografisk opløsning på 1 km 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 2013

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 2013.

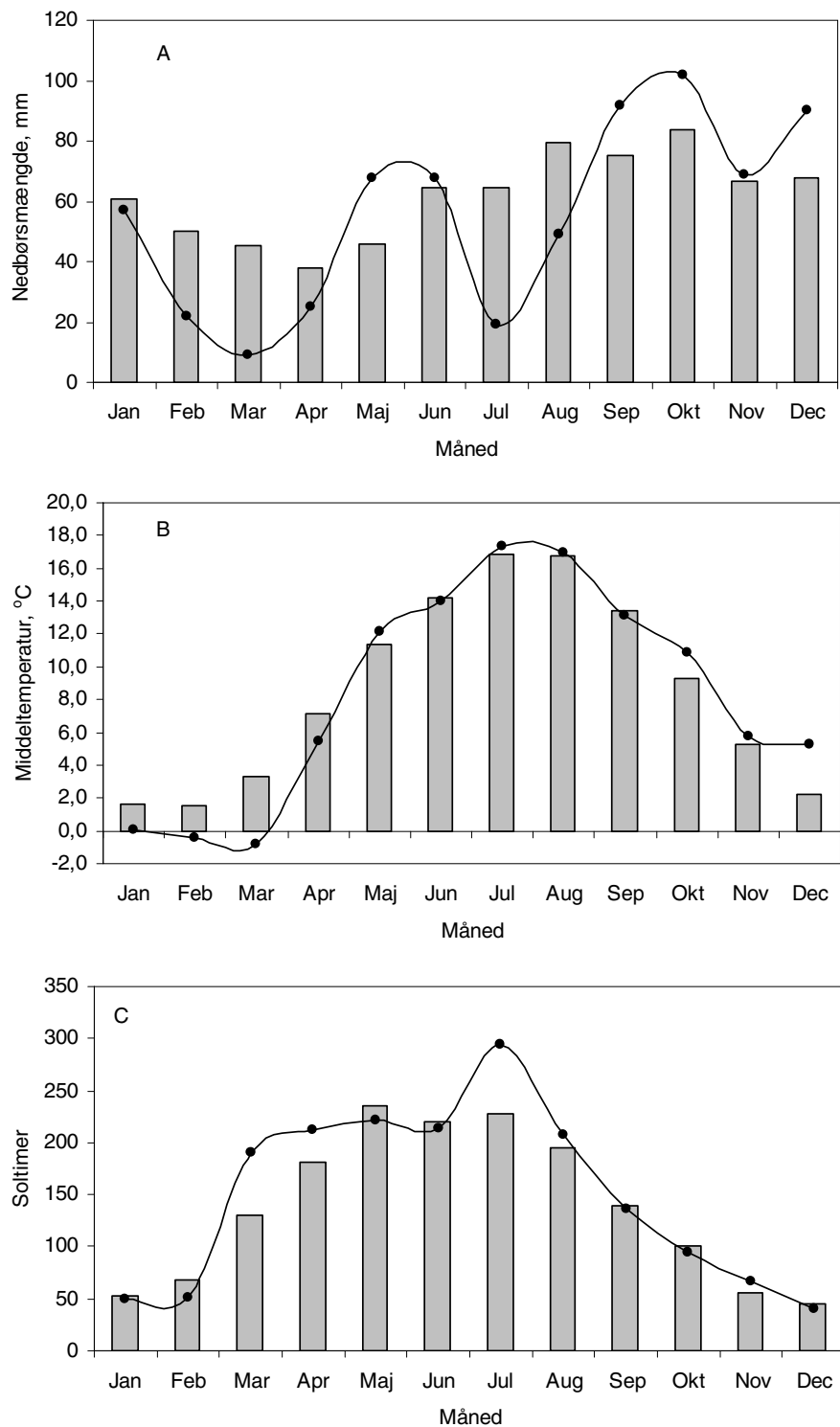
En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer, hvor luftmasserne kommer fra, og hvor hurtigt de bevæger sig. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2013 var sydvest og at vindrosen for 2013 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2013. Dog var nordøstlig vind mere hyppig i 2013 end i forhold til resten af periode, og der var lidt mindre hyppig vind fra sydøst og vest. 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 1.3 Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2013, mens der til højre vises gennemsnit for 2013. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vindretningen, så spillede vindhastighederne en speciel rolle for måleresultaterne i 2013, idet to kraftige storme hærgede Danmark i slutningen af 2013. Det drejede sig om stormen/orkanen Allan som ramte Danmark den 28. oktober og stormen Bodil i perioden fra den 4. til 7. december. Begge storme gav bl.a. grundet strømafbud problemer med opretholdelse af måleprogrammet. Værst var det dog, at stormen Bodil væltede skovområdet omkring målestationen Ulborg og fuldstændig ødelagte målestationen.

Udover vinden påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer), lufttemperatur (figur 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Landsgennemsnittet for nedbøren i Danmark i 2013 var med 669 mm nedbør 28 % lavere end i 2012 (819 mm), 6 % lavere end normalen for 1961-1990 (712 mm) og 10 % lavere end gennemsnittet for perioden 1989-2013 (745 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2014). Det er dermed den mindste årsnedbør siden 2005. Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A) med nedbørsmængder i maj-juni, september-oktober og december, som var tydeligt over gennemsnittet for 1989-2013, mens nedbørsmængderne i februar-april og juli-august var under gennemsnittet. I 2013 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne, men forskellene var mindre end i 2012. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige del af Jylland (800-900 mm), men nedbørsmængderne var væsentligt lavere i Jylland end i 2012, hvor der i mange områder faldt mere end 950 mm nedbør. Til sammenligning faldt der under 400-600 mm på store dele af Sjælland, Lolland og Falster. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI 2014), og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger med den meteorologiske model MM5 foretaget af DCE viser et tilsvarende billede af fordelingen af nedbørsmængderne over land (figur 1.4 C). Beregninger af nedbør over hav viser tilsvarende et billede med væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen). Der er dog betydeligt mindre forskel mellem farvandene i 2013 end i 2012. Der ses et fald for stort set alle farvandene fra 2012 til 2013 (figur 1.5).



Figur 1.4 Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2013, mens søjlerne angiver middel for 1989-2013. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2014).

Den årlige middeltemperatur i 2013 var 8,4 °C, hvilket var stort set på niveau med 2012 (8,3 °C), men relativt lavt set i forhold til de seneste år. I 2013 var middeltemperaturen 0,7 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2014), og 0,2 °C lavere end gennemsnittet (8,6 °C) for perioden 1989-2013, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2014). Vinteren (januar-marts) var koldere end sædvanligt, december var varmere end sædvanligt, mens den øvrige variation over året følger den

typiske årsvariation (figur 1.4 B). 2013 var mere solrigt end 2012 og end normalt. Antallet af soltimer (figur 1.4 C) var på 1773 timer, hvilket er såvel over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) som over gennemsnit for perioden 1989-2013 (1641 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2014).

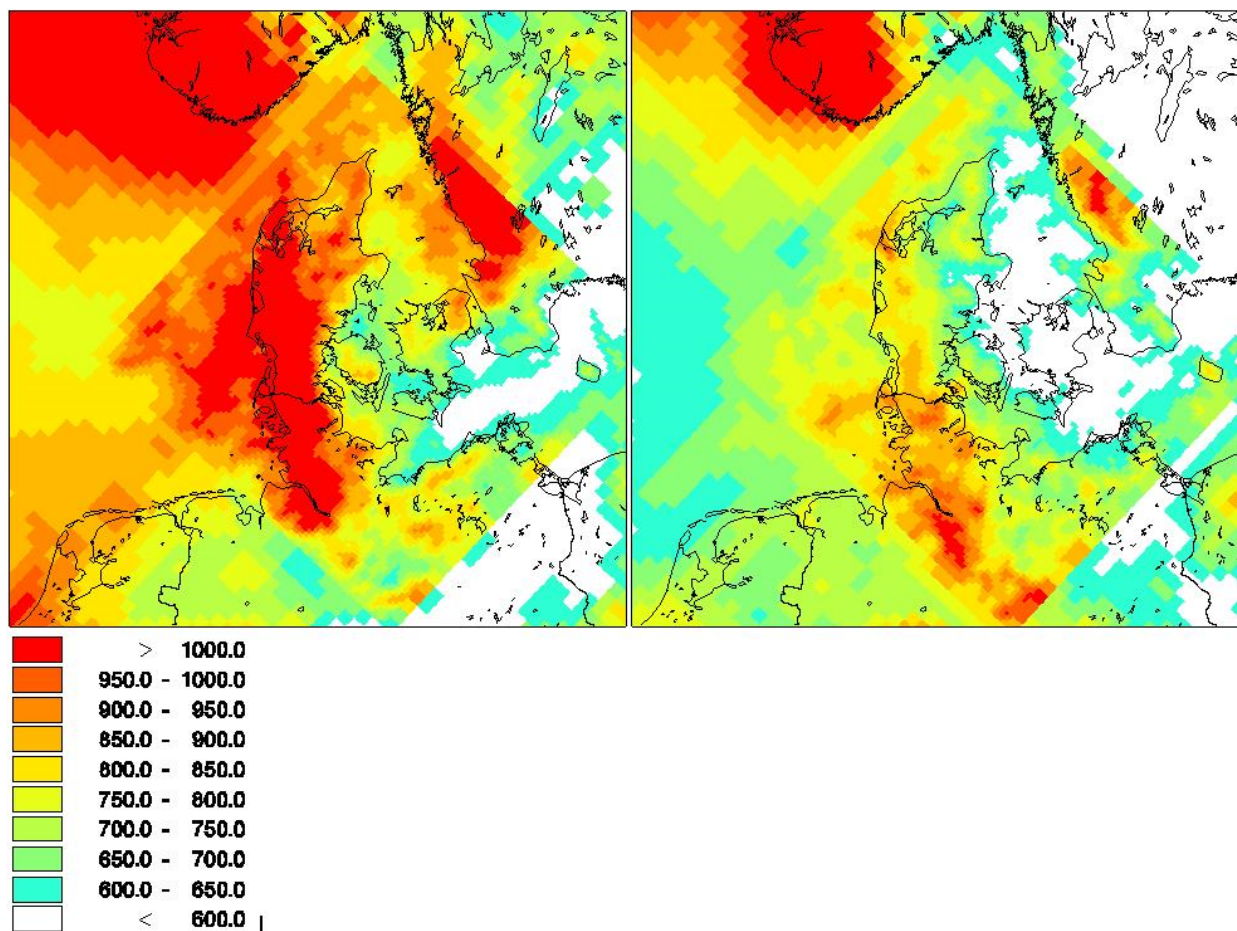
Links

Yderligere information om målestationerne:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/>



Figur 1.5 Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model MM5 for 2012 (venstre) og 2013 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

2 Kvælstof

2.1 Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og naturområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NOVANA at bestemme den årlige deposition af kvælstof til vandmiljøet og landområderne. Det er endvidere vigtigt at kende kilderne til kvælstofdepositionen og udviklingstendensen.

2.2 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 inklusiv Danmark, forpligtet til at sikre naturen, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for kvælstofdepositionens størrelse og ej heller nationale reduktionsmålsætninger. Derimod er der internationale målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen, hvilket vil føre til reduktion af afsætningen af kvælstof. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2010 med henholdsvis omkring 60 % og 43 % set i forhold til 1990. I 2012 er der blevet vedtaget en ny revideret Gøteborg-protokol med emissionslofter for 2020. Danmark har i forbindelse med den reviderede Gøteborg protokol forpligtet sig til at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2020 med henholdsvis 56 % og 24 % set i forhold til 2005, svarende til i alt omkring 71 % og 45 % set i forhold til de danske udledninger i 1990. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 40 % og 6 % for henholdsvis kvælstofilterne og ammoniak set i forhold til 2005. Den reviderede Gøteborg-protokol er endnu ikke trådt i kraft.

2.3 Kvælstofdeposition i 2013

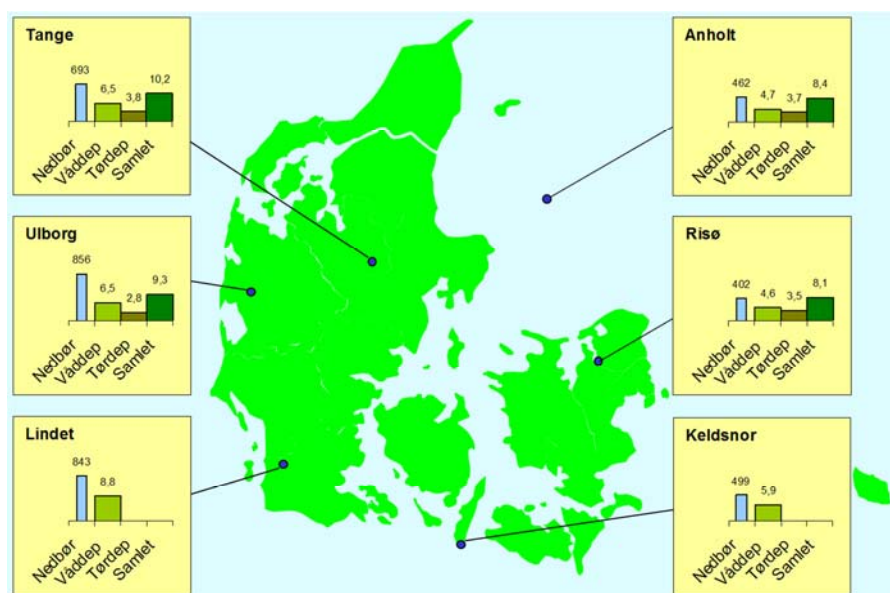
I 2013 blev den samlede deposition af kvælstof (summen af våd- og tørdepositionen) målt på fire målestationer dvs. Tange, Ulborg, Anholt og Risø (figur 2.1). Målingererne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2013 i områderne omkring hovedstationerne lå på 8-10 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1). Depositionen til vandområderne ved Anholt lå på 6 kgN/ha. I 2013 var depositionen til landområderne i gennemsnit for målestationerne 11 % lavere end 2012 grundet mindre våddeposition som følge af mindre nedbør. Depositionen til vandområderne ved Anholt var omkring 23 % lavere i 2013 end i 2012, hvilket ligeledes skyldtes en reduceret nedbør over de marine områder og dermed en mindre våddeposition.

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

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet (kun våddeposition) og Tange. 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. Forskellen mellem alle målestationer er dog ikke særlig stor i 2013 (omkring 20 %) og mindre end normalt. Årsag til dette er, at faldet i våddepositionen navnlig reducerer den samlede afsætning af kvælstof på de jyske målestationer, hvor våddepositionen udgør den største andel.

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



Figur 2.1 Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2013. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Grundet revision af program indgår tørdepositionen ikke længere ved Lindet og Keldsnor. Resultater for Ulborg har forhøjet usikkerhed grundet manglende resultater, som følge af ødelæggelsen af målestationen pga. stormen i december.

Links

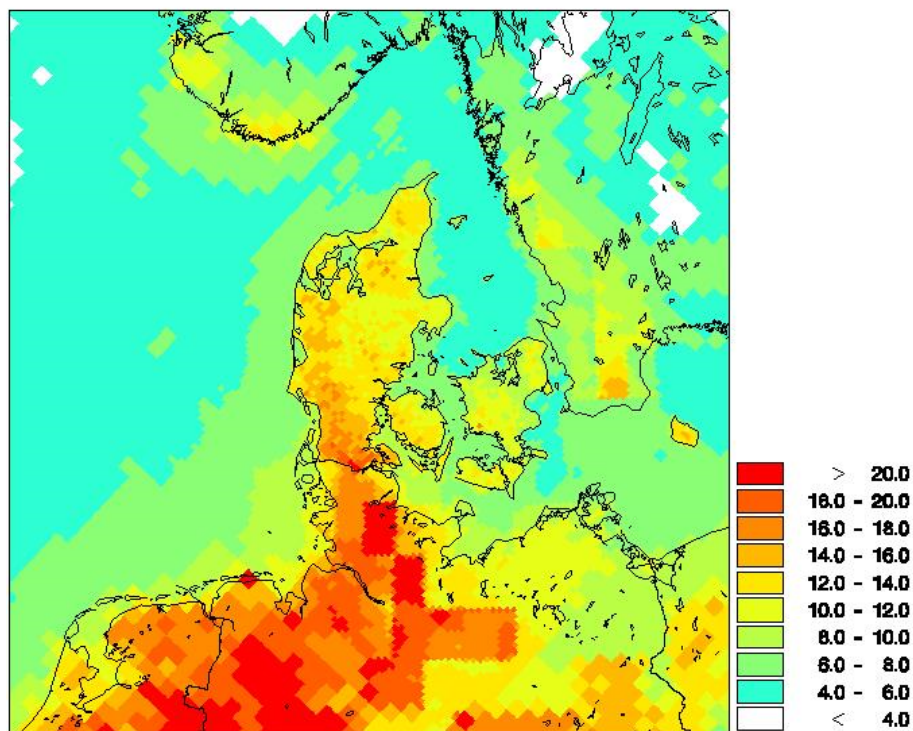
Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2013 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 65.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 6,2 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er omkring 20 % lavere end rapporteret for 2012 (81.000 tons N) og omkring 18 % lavere end rapporteret for 2011 (79.000 tons N). Den væsentligt lavere deposition i 2013 sammenlignet med 2012 skyldes hovedsageligt et fald i våddepositionen (23 %), mens tørdepositionen kun er faldet lidt (7 %). Faldet i våddepositionen skyldes primært den væsentligt lavere nedbørsmængde over farvandene i 2013 sammenlignet med 2012.

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 omkring 12 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 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 2013. 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 2013. 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	6,0	23,1	29,1	6,0	48.754
Skagerrak – dansk del	1,2	5,2	6,3	6,1	10.329
Kattegat – svensk del	0,8	3,2	4,0	5,9	6.743
Kattegat – dansk del	2,7	7,6	10,3	6,1	16.830
Nordlige Bælthav	0,7	1,8	2,6	6,6	3.909
Lillebælt	0,7	1,4	2,0	9,4	2.171
Storebælt	0,9	2,3	3,2	7,1	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,6	0,8	6,1	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,5	0,6	6,5	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,5	2,0	7,9	2.547
Østersøen - dansk del	2,2	6,9	9,1	6,1	14.926
Alle danske farvandsområder	15	50	65	6,2	105.321

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://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

For 2013 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 52.000 tons N (tabel 2.2), hvilket er 13 % lavere end beregnet for 2012. Det er våddepositionen, som er ændret fra 2012 til 2013 som følge af lavere nedbørsmængder. Disse variationer fra år til år skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 12 kgN/ha, hvilket er lavere end i 2012, men fortsat 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 2008*).

Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 6 kgN/ha og omkring 17 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 ± 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://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/effekter/natur/>

Tabel 2.2 Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2013.

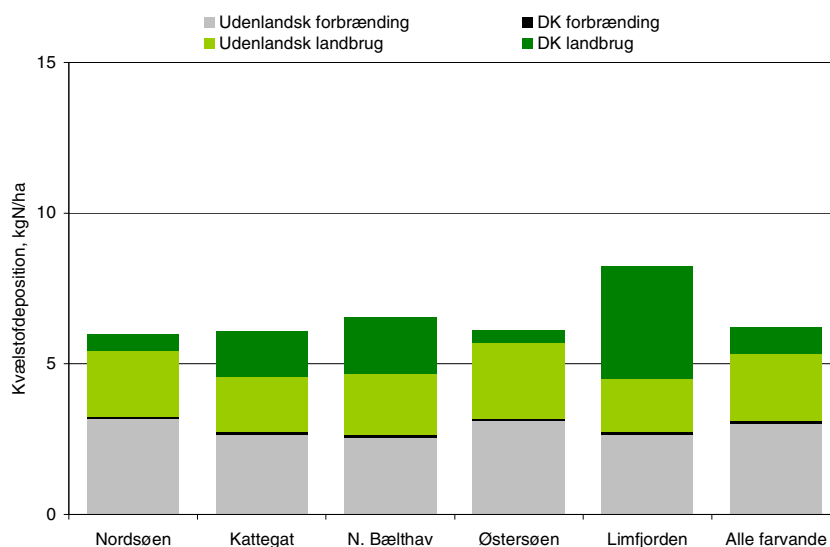
	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordjylland	4,7	4,7	9,3	11,8	7.907
Midtjylland	8,3	7,6	15,8	12,1	13.093
Syddanmark	8,5	8,2	16,7	13,7	12.130
Sjælland	3,7	3,6	7,4	10,1	7.268
Hovedstaden	1,4	1,3	2,7	10,5	2.567
Hele Landet	27	25	52	12,1	42.927

2.6 Kilder til kvælstofdeposition

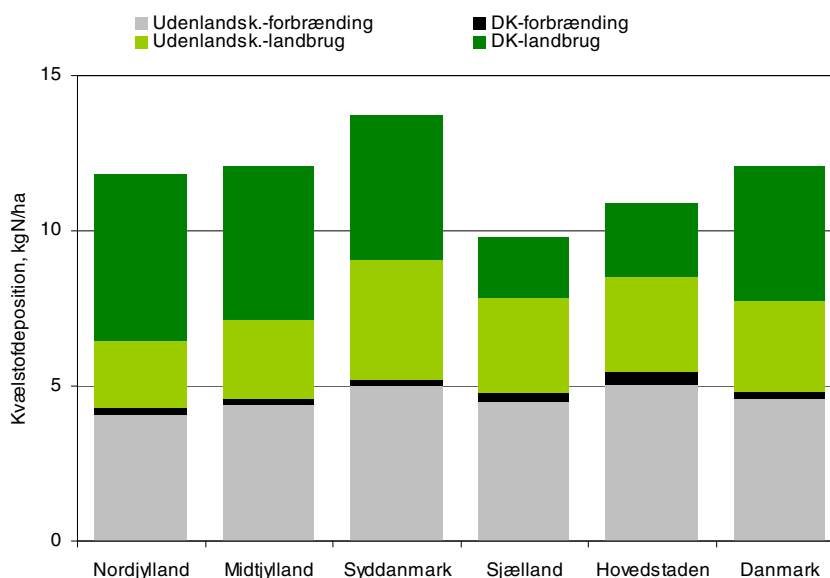
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan

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 2013 kom ca. 60 % og 40 % af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 50 % af depositionen fra hver af de to hovedkilder.



Figur 2.3 Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2013 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 2013 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. 16 % i 2013. Dette er dog en stigning på 13 % i forhold til 2012. Årsagen til denne stigning er primært, at våddepositionen i 2013 udgør en mindre andel af den samlede deposition end i 2012, og at våddepositionen fortrinsvis kommer fra udenlandske kilder, mens depositionen fra danske kilder fortrinsvis stammer fra tørdepositionen. Den største danske andel forekom i Lillebælt (31 %), Nordlige Bælthav (30 %), Kattegat (27 %) og Storebælt (22 %) og den mindste i Nordsøen (10 %) og den danske del af Østersøen (8 %). 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. 46 % 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 %, hvilket er omkring 10 % højere i 2013 sammenlignet med 2012. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 43-47 % fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 25 %. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland i kombination med de hyppige vindretninger 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 f.eks. store lokale landbrug.

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/Emissioner/>

2.7 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 såvel de danske farvande som landområder på ca. 34 % siden 1989.

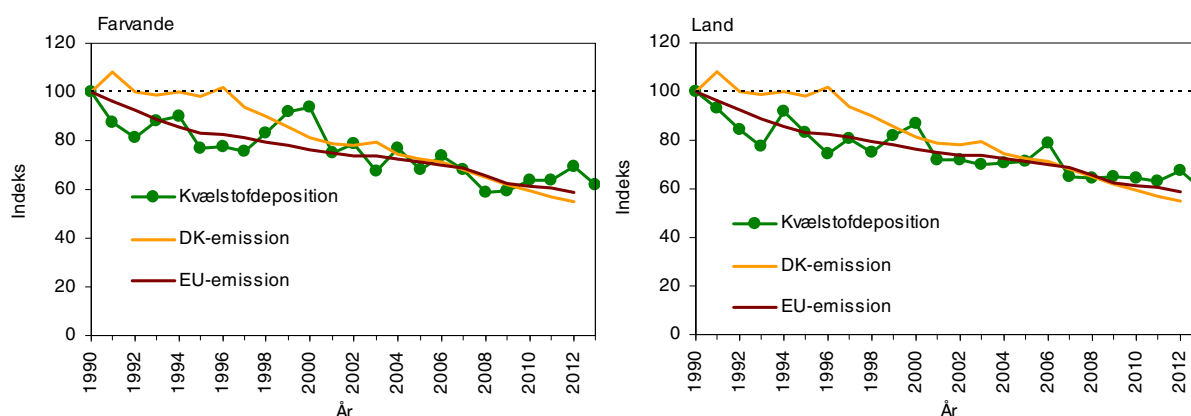
Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være betydelige afvigelser fra det generelle billede. Årsag til dette er navnlig deposition af ammoniak, som udgør en betydelig del af den samlede kvælstofdeposition og som varierer fra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

Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige EU-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. Navnlige 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 f.eks. 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.

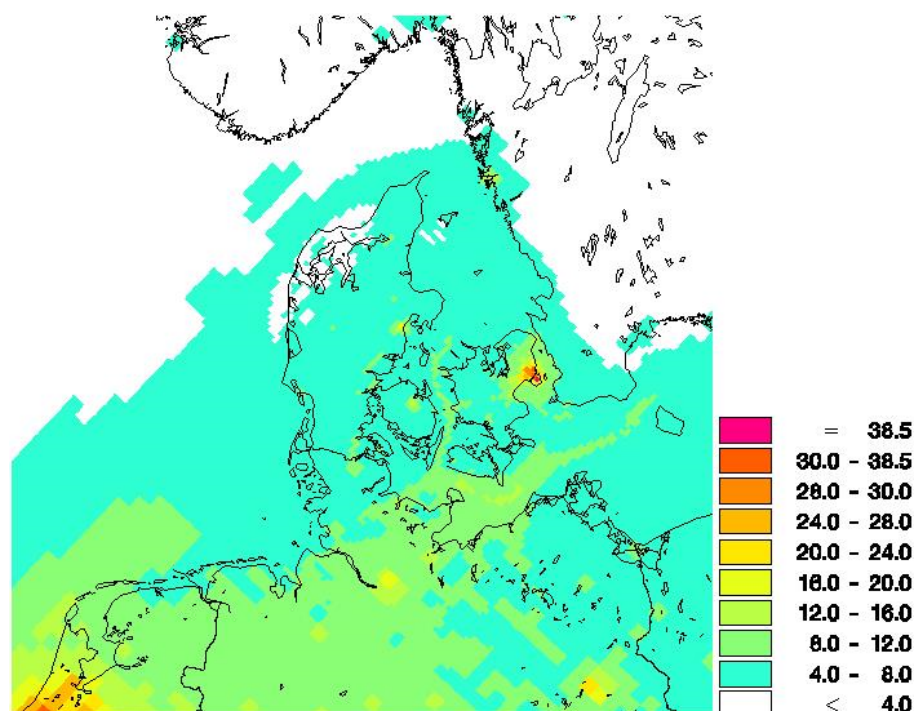
De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposition foretaget ud fra målinger af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



Figur 2.5 Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt og Keldsnor, som begge ligger placeret tæt ved kysten. For Keldsnor er tørdepositionen siden 2010 estimeret på basis af denudermålinger med ugeopsamling. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen *et al.* 2014) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2014).

2.8 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 uden for bymæssige områder er på $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi. Resultater for 2013 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddelmålingerne under $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2013.



Figur 2.6 Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2013 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg NO_x/m³.

2.9 Ammoniak og naturmålestationerne

I 2004 blev der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstof-forbindelser 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 langtidsmiddelværdier (½-1 måned) af ammoniakkoncentrationen på kvælstoffølsomme lokaliteter. Data er dels brugt som information om koncentration-niveauer på de konkrete lokaliteter, dels til brug for modelvalidering.

Over årene er nogle målestationer nedlagt, mens andre er flyttet. I 2013 er der målt ammoniakkoncentrationer på i alt 15 naturmålestationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmoser, 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, Naturstyrelsen 2008), hvor forskellige naturtyper har forskellige tålegrænser, idet tolerancen overfor kvælstofdeposition er forskellig. Det betyder, at når den atmosfæriske deposition overstiger et givet naturområdes tålegrænse (opgives som et interval), må det formodes, at depositionen forårsager væsentlig skade på naturområdet.

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

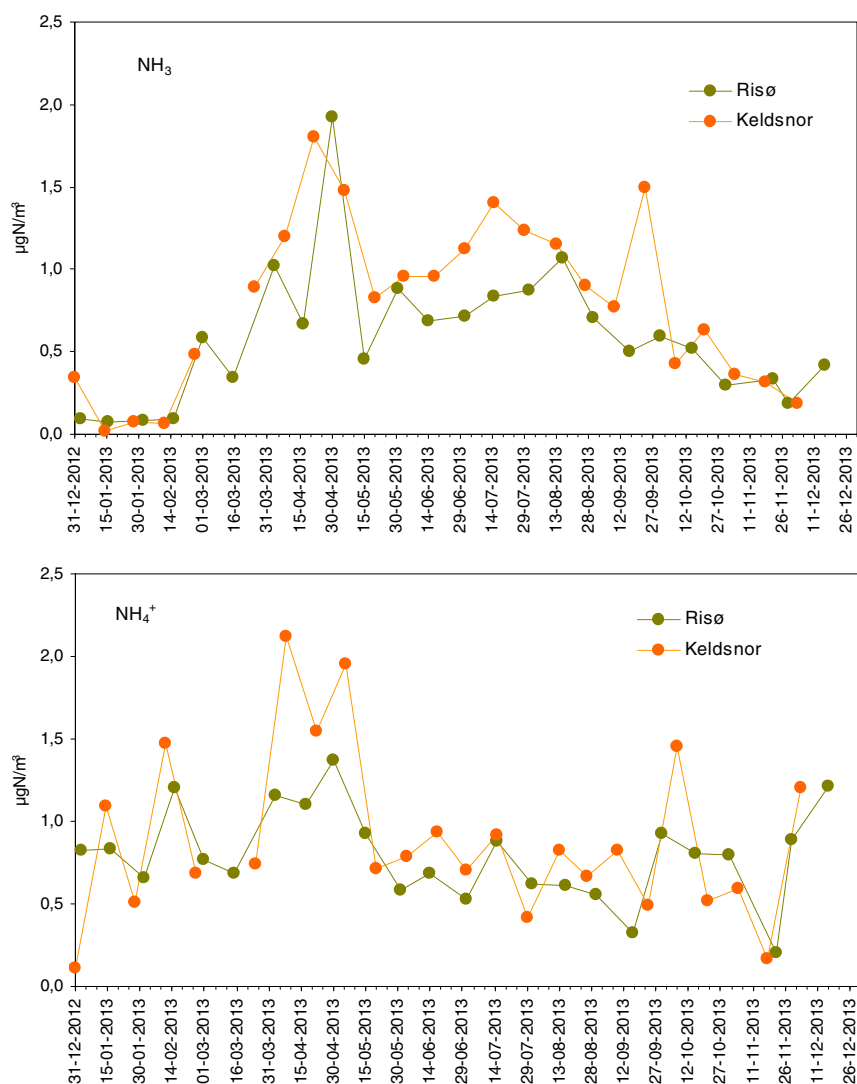
spalteåbninger, mens effekten af ammonium og nitrat opløst i nedbør ofte går gennem jorden og afhænger af jordtype og hvilke plantearter, der er til stede.

For ammoniak er der fastsat kritiske luftkoncentrationer (Critical Level), hvor koncentrationer over disse grænser giver skade på naturområder. I 2010 blev en revision af Critical Levels for ammoniak vedtaget i regi af Göteborgskonventionen om langtransporteret luftforurening under UNECE (EMEP 2010). Ved denne revision er niveauet for skadevirkning sat væsentlig ned. Som årsmiddelværdi er Critical Level (long term) for ammoniak sat til $0,8 \mu\text{g MH}_3\text{-N m}^{-3}$ for lav og mosser samt økosystemer, hvor lav og mosser er centrale arter og $2,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (med et usikkerhedsinterval på $1,6\text{--}3,3 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) 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 denudermålingerne 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 2013 af koncentrationen af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor og Risø. Generelt viser de to stationer meget ens niveauer af både ammoniak og ammonium, hvilket er i overensstemmelse med tidligere års resultater. De laveste ammoniakkoncentrationer ses i vintermånederne, hvor niveauerne er nogenlunde som i vinterperioden i 2012. På både Keldsnor og Risø ses forårsmaksimum at optræde i slutningen af april. Herefter falder værdierne til et lidt lavere niveau hen over sommeren, hvorefter der for ammoniak ses en mindre stigning i august ved Risø og slutningen af september for Keldsnor formentligt svarende til efterårsudbringning af gødning. Herefter aftager koncentrationerne igen hen mod vinteren. For ammonium ses lidt mindre variation hen over året. Når koncentrationen ikke falder hen mod vinteren (lige som for ammoniak) skyldes det langtransport af ammonium fra udenlandske kilder. I 2013 ligger årsmiddelværdien på Keldsnor omtrent på niveau med 2012, mens der på Risø ses et mindre fald i koncentrationerne. Faldet på Risø vurderes at skyldes variationer fra år til år i de meteorologiske forhold og for ammoniak også år til år variationer i de lokale landbrugsaktiviteter.



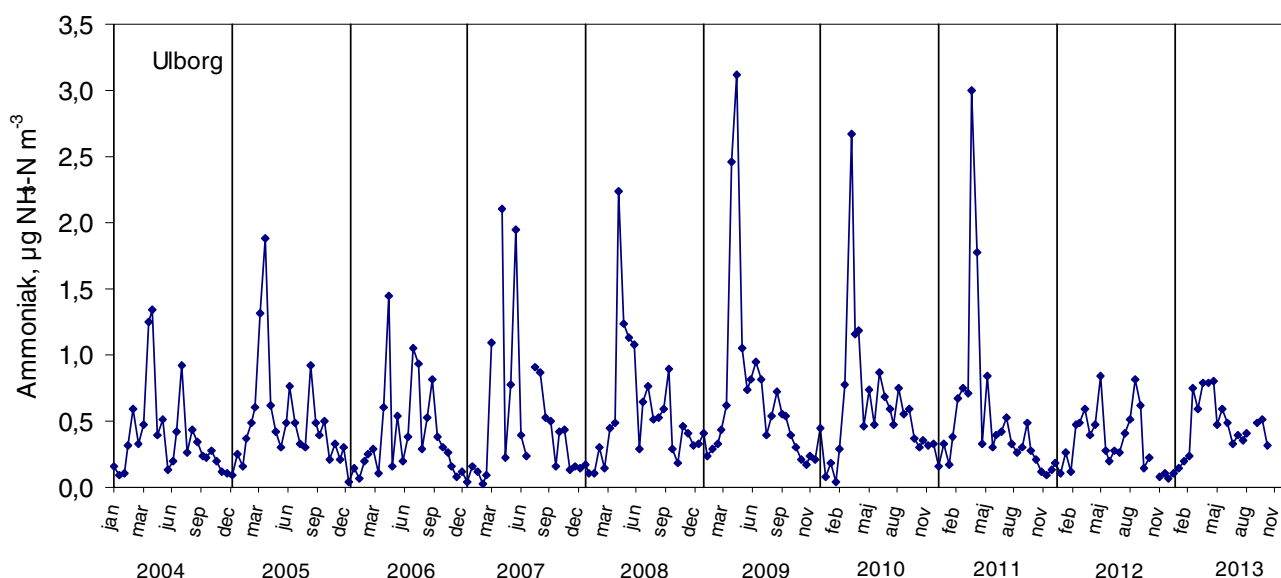
Figur 2.7 Koncentrationer af gasformig ammoniak (NH₃) og partikulært ammonium (NH₄⁺) målt på Keldsnor og Risø i 2013. Målingerne fra Risø er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode), mens målingerne fra Keldsnor er ugemiddelværdier, som for sammenlignelighedens skyld er blevet midlet til to-ugersmiddel.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2013. Årsmiddelværdien i 2013 er 0,46 µg NH₃-N m⁻³, hvilket er omkring en tredjedel højere end i 2012 og på niveau med 2011.

Det ses af figur 2.8, at der alle år er en tendens til et tretoppet mønster med den mest markante top i forbindelse med forårsudbringning af gødning og dernæst to toppe henover sommeren og det tidlige efterår. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra første halvdel af april til første halvdel af maj årene imellem. For alle årene ses, at der kommer en koncentrationsstigning igen efter forårstoppen og i 2007 er det allerede første halvdel af juni, hvor den er usædvanlig stor i forhold til de andre år. I 2008 falder forårs- og forsommertoppen over en længere periode end de andre år, men forløbet ligner meget forløbet for koncentrationerne i 2005 og 2010. Nogle år (2005, 2007 og 2008) ses også en svag koncentrationsforøgelse i oktober/november. Alle år ses minimum i 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 hyppig-

hed af nordlige vinde, idet lokaliteten er lidt påvirket af udledninger fra husdyrproduktion mod nordøst.

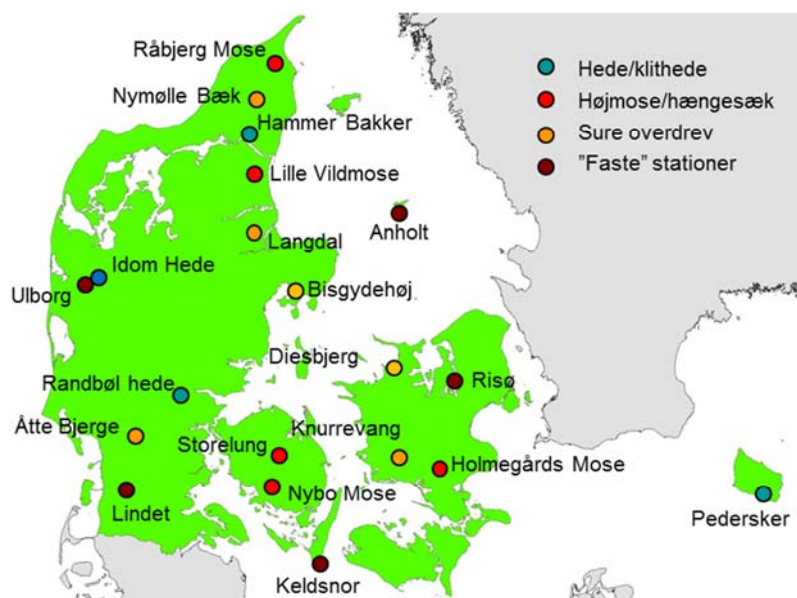
2012 og 2013 varierer tydeligt fra de seneste år. Den mest markante forskel mellem 2012-2013 og de seneste år er, at den markante forårstop er meget mindre tydelig end tidligere og at koncentrationen i sommermånedene er lav sammenlignet med tidligere. Årsag til, at den markante forårstop ikke ses så tydeligt i 2012 og 2013 er formentligt de meteorologiske forhold i forbindelse med forårsudbringning af gødning.



Figur 2.8 Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg i perioden 2004-2013. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode). De manglende data for december 2013 skyldes stormvejret, som ødelagde målestationen.

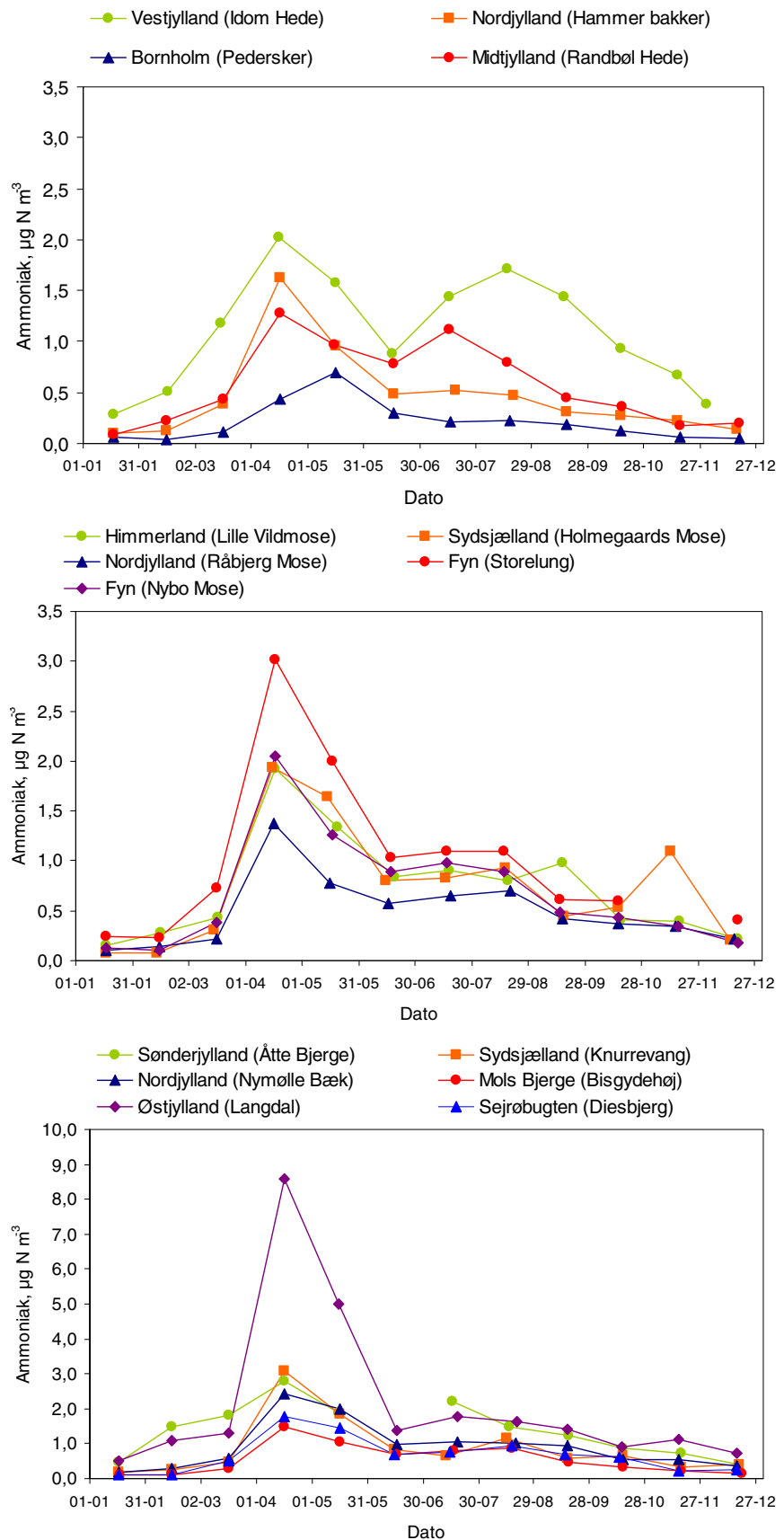
Naturstationer

I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret 12 målestationer med passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af langtidsmidler (1 måned, fra d.15. til d.15.) af ammoniakkoncentrationen (beskrevet i fokuspunkt 2, Ellermann et al. 2009). Denne aktivitet videreføres efter revisionen af NOVANA under Delprogram for luft. Målemetoden blev valideret i 2004 (Andersen et al. 2009), men i 2009 var det af tekniske grunde nødvendigt at ændre på metoden og dermed også den korrektion, som valideringen havde vist. Dette blev gjort på baggrund af en validering gennemført i 2008. Supplerende sammenlignende data fra 2009-2011 har imidlertid vist, at korrektionen fundet i 2008 bør ændres. Det betyder, at alle data målt med de passive diffusionsopsamlere 2009-2013 nu er korrigeret med den nye validering. For 2009 og 2010 data betyder det, at koncentrationen er korrigeret op med ca. 15 %. I det følgende præsenteres målingerne fra 2013 på stationerne med passive diffusionsopsamlere. Stationerne er inddelt efter naturtyperne hede/klithede, højmose/hængesæk og sure overdrev. Placeringen af stationerne fremgår af Figur 2.9.



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

På figur 2.10 ses koncentrationsmålingerne af ammoniak i 2013 på naturstationerne. Øverst er målingerne fra hede som er stationerne Idom Hede, Hammer Bakker, Randbøl Hede og Pedersker. I midten ses målingerne fra højmoserne Storelung, Nybo Mose, Lille Vildmose og Holmegårds Mose samt en hængesækslokalitet i Råbjerg Mose. Nederst på figur 2.10 er vist målingerne fra de sure overdrev Bisgydehøj, Diesbjerg, Nymølle Bæk, Langdal, Knurrevang og Åtte Bjerge. Målingerne i 2013 er månedsmiddel fra d. 1. til d. 1. måneden efter.



Figur 2.10 Koncentrationer af ammoniak i 2013 på en række naturlokaliteter fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddel markeret ved midten af opsamlingsperioden. Bemærk de forskellige y-akseinddelinger. Øverst: hede (Idom Hede: månedsmiddelværdierne er midlet fra målinger på halvmånedsbasis). Midt: højmoser og hængesæk. Nederst: sure overdrev.

De to jyske overdrev Langdal og Åtte Bjerger (figur 2.10 nederst) og Knurrevang på Sjælland viser de højeste forårskoncentrationer i.f.t de andre lokaliteter. De høje forårskoncentrationer er forventelige, da lokaliteterne ligger tæt på marker og derfor er mere påvirket af emissioner i forbindelse med udbringning af gødning. Knurrevang ligger i forårperioden 2013 noget over Holmegårds Mose og Diesbjerg (begge Sjælland), mens Knurrevang resten af året ligger på niveau med de to stationer. Bisgydehøj i Mols Bjerger og Diesbjerg ved Sejerøbugten ligger ikke direkte ud til dyrkede marker og viser lidt lavere koncentrationsniveauer end de øvrige overdrev.

Tabel 2.3 Årsmiddelværdier for 2013 af ammoniakkoncentrationen på en række lokaliteter med angivelse af naturtypen.

Lokalitet	Naturtype	Årsmiddelkoncentration $\mu\text{g N m}^{-3}$
Østjylland (Langdal)	Surt overdrev (6230)	2,1
Sønderjylland (Åtte Bjerger)	Surt overdrev (6230)	1,4
Vestjylland (Idom Hede)	Tør hede (4030)	1,1
Fyn (Storelung)	Højmoser (7110)	1,0
Himmerland (Lille Vildmose)	Højmoser (7110)	0,7
Sydsjælland (Holmegårds Mose)	Højmoser (7110)	0,7
Nordjylland (Nymølle Bæk)	Surt overdrev (6230)	0,9
Sydsjælland (Knurrevang)	Surt overdrev (6230)	0,9
Fyn (Nybo Mose)	Højmoser (7110)	0,7
Sejerøbugten (Diesbjerg)	Surt overdrev (6230)	0,7
Mols bjerge (Bisgydehøj)	Surt overdrev (6230)	0,5
Midtjylland (Randbøl Hede)	Tør hede (4030)	0,6
Nordjylland (Råbjerg Mose)	Hængesæk (7140)	0,5
Nordjylland (Hammer Bakker)	Tør hede (4030)	0,5
Bornholm (Pedersker)	Tør hede (4030)	0,2

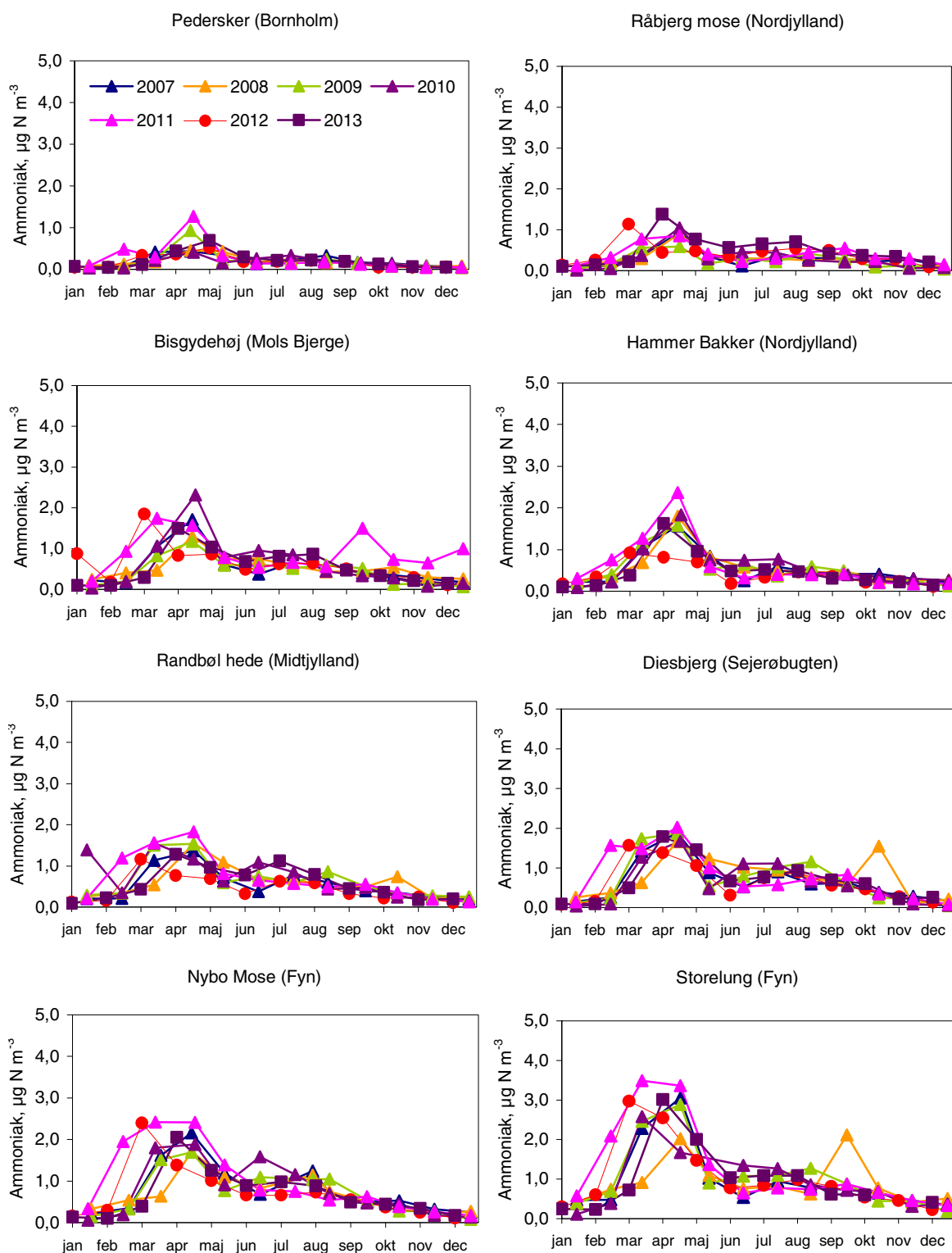
Niveauerne for højmoserne adskiller sig kun meget lidt mellem 2012 og 2013. Ved Råbjerg Mose ses en lille stigning i koncentrationerne, ved Stotelung, Nybo Mose er koncentrationerne uændrede, mens koncentrationerne er faldet lidt ved Lille Vildmose og Holmegaards Mose. Ændringerne er dog

alle meget små. Over de fem års måleperiode ses nogenlunde konstant niveau. Ses på årsmiddelværdierne for højmoserne i forhold til Critical Level-niveauet for lav og mosser ($0,8 \mu\text{gN}/\text{m}^3$), så ligger Storelung i 2013 som den eneste over niveauet, mens de øvrige ligger lige under Critical Level-niveauet.

Årsmiddelværdien i 2013 for overdrevslokaliteterne ligger stort set på niveau med niveauet i 2012, om end der ses en forholdsvis markant stigning ved Langdal og en ganske svag stigning på en række af de andre overdrev. Åtte Bjerger og Langdal ligger tydeligt over skadesniveauet for lav og mosser, mens de øvrige sure overdrev ligger på niveau med eller under Critical Level. Koncentrationsniveauet på Åtte Bjerger og Langdal ligger omkring den nedre grænse af usikkerhedsintervallet for skadeniveauet for højere planter ($1,6\text{-}3,3 \mu\text{g Nm}^{-3}$).

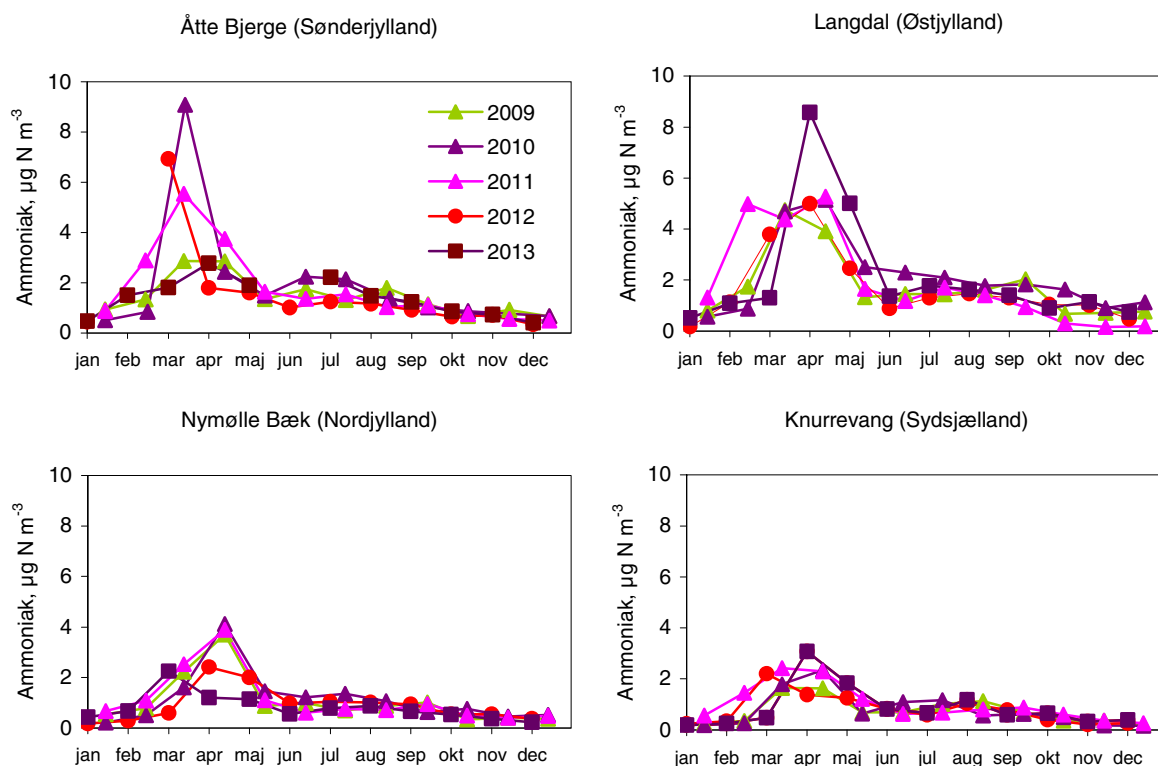
I 2013 lå årsmiddelkoncentrationerne ved Ulborg og Lindet på henholdsvis $0,6$ og $1,3 \mu\text{g N}/\text{m}^3$. Ved Lindet ligger koncentrationerne over niveauet for Critical Level for lav og mos.

Figur 2.11 viser den tidslige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2007-2013 på otte af naturstationerne fra det terrestriske delprogram (bemærk at opsamlingsperioderne er forskubbet en halv måned i 2012-2013 i forhold til 2007-2011). Bortset fra enkelte outliers (Diesbjerg okt/nov 2008, Storelung sep/okt 2008, Randbøl Hede jan/feb 2010 og en række stationer i april 2008) er variationen i koncentrationerne forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne. Dette peger på, at variationerne i landsbrugspraksis er små fra år til år.



Figur 2.11 Koncentrationer af ammoniak på en række stationer i årene 2007-2013. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012-2013.

Figur 2.12 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationer målt i 2009-2013 på fire af overdrevsstationerne, der alle ligger tæt ved landbrugsområder (bemærk at opsamlingsperioderne er forskubbet en halv måned i 2012-2013 i forhold til 2007-2011). Variationen i koncentrationerne er forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne.



Figur 2.12 Koncentrationer af ammoniak på fire overdrevsstationer beliggende tæt ved landbrug i årene 2009-2013. Målingerne er månedsmiddelværdier og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012-2013.

2.10 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 2013 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 128 udvalgte naturområder. DMU's målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne. De resterende naturområder er valgt blandt stationer i den terrestriske del af NOVANA.

Beregningerne er udført ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regionalskala-modellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodelen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved DMU (Olesen *et al.* 1992, Olesen *et al.* 2007, Christensen 1997, Frohn *et al.* 2003). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA (Ellermann *et al.* 2006).

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

ved flere naturområder i det tidligere Ringkøbing Amt (*Andersen et al. 2008*) samt i Fokuspunktet i NOVANA rapporten for 2011 (*Ellermann et al. 2012*).

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

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2013 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (*Grell et al. 1995*). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2012 med hensyn til den totale emission og for år 2011 i relation til den geografiske fordeling. Emissionerne er baseret på bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle Landbrugs Register (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (*Gyldenkerne, et al. 2005*). Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er blandt andet fordelt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og tilhørende udbringningsarealer (arealkilder). De atmosfæriske modeller medtager en sæsonvariation af emissionerne som følge af landbrugs praksis og variationer i meteorologiske parametre (*Gyldenkerne et al., 2005, 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 (*Nielsen et al. 2000*) i en opløsning på 100 m x 100 m.

Den beregnede deposition af kvælstof i 2013 til naturområderne ses i tabel 2.4, hvor også naturtypen er angivet. Alle områderne er findes også i beregningerne for 2012 til 2010. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition af kvælstof. Lokaltiteterne er grupperet således, at DCE's målestationer listes først og dernæst lokaliteterne opdelt efter naturtype. Inden for hver naturtype er lokaliteten sorteret efter størrelsen af den totale deposition. Bredde- og længdegrad for lokaliteten er også angivet.

I 2013 varierer det deponerede kvælstof fra ammoniak alene fra mindre end ½ kg til 5 kg N/ha ligesom i 2012. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypen. Højere ruhed (som fx for skov) giver alt andet lige en højere afsætning af kvælstof.

Den samlede kvælstofafsætning til naturområderne varierer mellem 7 og 20 kg N/ha; lidt lavere end i 2012. Tallene i tabellen angiver depositionen beregnet til selve naturtypen, hvilket fx giver den høje deposition til naturområder med skov, som har den højeste overfladeruhed.

I gennemsnit er ændringerne i depositionen for lokaliteterne fra 2012 til 2013 (2011 til 2012; 2010 til 2011) følgende: Tørdeposition af ammoniak +0,1 (-0,1;

0,2) kg N/ha, øvrig tørdeposition -0,2 (-0,3; 0,3) kg N/ha og våddeposition -1,7 (0,6; 0,8) kg N/ha. Samlet er det i gennemsnit 1,7 kg N/ha mindre i 2013 end i 2012. De tidligere år var ændringen +0,1 kg N/ha til 2012, +1,3 kg N/ha til 2011. Ændringerne i alle årene skyldes sandsynligvis primært meteorologiske forhold, hvor ændringer i våddepositionen er mest betydende.

Tabel 2.4 Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) og ammoniakkoncentration ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper i 2013. Tørdeposition af ammoniak er beregnet med lokal-skala-modellen OML-DEP. Den øvrige tør- og våddeposition er beregnet med regional-skala modellen DEHM. Totaldeposition er beregnet med decimaltal fra de tre bidrag og derefter afrundet.

Lokalitet	UTM-E	UTM-N	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposition	Øvrige tør- deposition	Våd- deposition	Total deposition	Årsmiddel- koncentration
Anholt	654311	6288743	Græs	1	3	4	8	0,19
Frederiksborg	709275	6206200	Nåleskov	1	6	5	12	0,41
Keldsnor	611830	6067965	Landbrug	2	2	6	11	0,78
Lindet	492639	6110572	Nåleskov	5	7	8	20	1,63
Tange	537179	6245564	Løvskov	3	8	6	17	1,21
Ulborg	464574	6238511	Nåleskov	3	6	6	15	0,99
Lønborq Hede	464133	6191766	Hede (4010, 4030)	2	2	6	10	1,33
Helm Polde	495609	6113550	Hede (4010, 4030)	3	2	8	13	1,62
Hammer Bakker	562818	6332218	Hede, tør (4030)	2	1	6	9	1,02
Ovstrup Hede	495731	6233560	Hede, tør (4030)	2	1	6	9	1,32
Raghammer	879904	6112511	Hede, tør (4030)	2	3	6	10	0,78
Randbøl Hede (V)	507386	6168544	Hede, tør (4030)	2	1	6	10	1,02
Idom Hede	468009	6241232	Hede, tør (4030)	2	2	6	10	1,36
Råbjerg Mose	581317	6379869	Hængesæk (7140)	2	1	5	9	0,96
Holmegårds Mose	677828	6131314	Højmoser (7110)	2	2	5	9	0,87
Lille Vildmose	571532	6303179	Højmoser (7110)	1	1	6	9	0,86
Nybo Mose	587270	6110479	Højmoser (7110)	2	2	7	10	1,08
Storelung	579830	6123909	Højmoser (7110)	3	2	6	11	1,66
Husby Klit	446257	6239001	Kystklit (2130)	1	2	5	8	0,57
Ulvshale	708637	6104115	Kystklit (2250)	1	2	5	8	0,52
Hansted (S)	473296	6323196	Klit (2140)	1	2	6	8	0,42
Diesbjerg	652261	6189135	Overdrev, sure (6230)	1	2	4	7	0,66
Bisgilde Høj	595529	6232299	Overdrev, sure (6230)	1	2	5	8	0,77
Knurrevang	666223	6133857	Overdrev, sure (6230)	2	2	5	9	1,12
Nymølle Bæk	573936	6351438	Overdrev, sure (6230)	3	1	7	11	1,75
Langdal	567852	6269019	Overdrev, sure (6230)	4	1	7	12	2,34
Åtte Bjerger	498415	6145321	Overdrev, sure (6230)	4	2	8	14	2,08
Melby Overdrev	686757	6212102	Klithede (2140)	1	2	5	7	0,34
Ellinge Lyng	658370	6195478	Klithede (2140)	1	2	4	7	0,53
Hulsig	587503	6394564	Klithede (2140)	0	2	5	7	0,19
Præstø Fed	697991	6115808	Klithede (2140)	1	2	5	7	0,54
Præstesø	580286	6388159	Klithede (2140)	1	1	5	7	0,38
Bulbjerg	501381	6333960	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,41
Damsted Klit	592840	6397414	Klithede (2140)	0	2	5	8	0,16
Pælebakke Klit	588945	6397567	Klithede (2140)	0	2	5	8	0,16
Nissekær, Glæde	494245	6330636	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,40
Eskebjerg Vesterlyng	642771	6178465	Klithede (2140)	1	2	4	8	0,74
Nordstrand, Anholt	656618	6289049	Klithede (2140)	1	3	4	8	0,19
Lild Strand	497213	6333713	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,34
Madsbøl Plantage	492687	6329512	Klithede (2140)	1	1	5	8	0,44
Rødhus Klit	531309	6338939	Klithede (2140)	1	1	5	8	0,65
Ejstrup Strand	526990	6336917	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,63
Simon Skrivens Klit og	580042	6385832	Klithede (2140)	2	1	5	8	0,82
Hansted (N)	476453	6328949	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,60
Skavemose	446606	6237954	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,60
Underlien v. Slettestrand	523804	6333393	Klithede (2140)	1	2	5	8	0,79
Grønnestrand	516576	6332901	Klithede (2140)	1	1	6	8	0,61
Bredesande v. Tranum Klit	530147	6335480	Klithede (2140)	2	1	5	8	0,99
Hans, Nymindesø	448447	6186337	Klithede (2140)	1	2	5	9	0,52
Glæde v. Frøstrup	496513	6329224	Klithede (2140)	2	2	5	9	0,94
Kokkjær Vand	479437	6324366	Klithede (2140)	2	1	6	9	0,86
Krogsande	448793	6156169	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,37
Holmsland Klit, Bjerregård	448626	6193367	Klithede (2140)	1	2	5	9	0,49
Hvidbjerg Klitplantage	461017	6303248	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,56
Bredvandsbakker v. Kollerup	515913	6331156	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,75
Nygå II	447481	6192813	Klithede (2140)	1	3	5	9	0,41
Nygå	447452	6192964	Klithede (2140)	1	3	5	9	0,41

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

Lokalitet	UTM-E	UTM-N	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposition	Øvrige tør- deposition	Våd- deposition	Total deposition	Års-middel- koncentration
Henne Strand (N)	448510	6178266	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,49
Husby Klit II	446444	6232347	Klithede (2140)	1	2	5	9	0,66
Grovsø	449665	6164717	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,47
Korsø	486160	6325334	Klithede (2140)	2	1	6	9	1,01
Henne Strand (S)	448175	6176588	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,47
Fårdam Sande v. Klim	511158	6330655	Klithede (2140)	2	2	6	9	0,84
Halen, Fanø	464446	6143382	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,57
Bjålum Klit	450390	6188459	Klithede (2140)	1	2	5	9	0,78
Topperbjerg, Vejers	446425	6163023	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,37
Vint II	447448	6197125	Klithede (2140)	1	3	5	9	0,47
Grærup Hede	446638	6167328	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,41
Filsø Hede	448557	6174231	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,48
Fogedens Eng (s), Fanø	464862	6141926	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,63
Vint	447947	6197093	Klithede (2140)	1	3	5	9	0,51
Nørre Fjand	447497	6243169	Klithede (2140)	2	2	5	9	0,81
Blåbjerg	451928	6177691	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,76
Fanø Bad (N)	459392	6144580	Klithede (2140)	1	3	6	9	0,45
Havrvig	447075	6199157	Klithede (2140)	2	3	5	9	0,71
Anerbjerg, Gødelen	451392	6186600	Klithede (2140)	2	2	6	10	1,07
Klibjerg, Rømø	467627	6109206	Klithede (2140)	1	2	7	10	0,45
Høstbjerg, Rømø	470260	6112234	Klithede (2140)	1	2	7	10	0,53
Havrvig (NØ)	447054	6199851	Klithede (2140)	2	3	5	10	1,07
Sidselsbjerg	446058	6224223	Klithede (2140)	3	2	5	11	1,53
Kærene, Læsø	618226	6350698	Hede, våd (4010)	1	2	4	7	0,41
Løvenholm	591583	6257138	Hede, våd (4010)	1	1	5	8	0,73
Galgebakken	544073	6213917	Hede, våd (4010)	1	1	5	8	0,76
Ulkestrup Lyng	659276	6164239	Hede, våd (4010)	2	2	4	8	1,05
Skærbæk Plantage	527272	6214831	Hede, våd (4010)	1	1	6	8	0,76
Hallundbæk	511434	6209825	Hede, våd (4010)	2	1	6	9	0,90
Jerup Hede	581924	6378722	Hede, våd (4010)	2	1	5	9	0,97
Sellegårde, Tofte Skov	575861	6298775	Hede, våd (4010)	1	1	6	9	0,71
Klattrup v. Mou	576626	6311394	Hede, våd (4010)	1	1	6	9	0,73
Søndre Feldborg Plantage	497657	6242041	Hede, våd (4010)	2	1	5	9	1,26
Resen Bæk	509237	6247994	Hede, våd (4010)	2	1	5	9	1,39
Egedalsmosen	542505	6232158	Hede, våd (4010)	2	1	6	9	1,24
Søbylund	510456	6212044	Hede, våd (4010)	2	1	6	9	1,27
Galtrimmen v. Hou	580138	6325418	Hede, våd (4010)	2	1	6	9	1,43
Hestlund-Pilkose	508883	6192958	Hede, våd (4010)	2	2	5	9	1,38
Husby Plantage nord, Hage	446716	6242563	Hede, våd (4010)	2	2	5	9	0,90
Katsig Bakker v. Tolne	580261	6368519	Hede, våd (4010)	2	1	6	9	1,19
Rauf Hede v. Madum Sø	556571	6297095	Hede, våd (4010)	2	1	6	9	1,09
Rørbæk Sø	523791	6197064	Hede, våd (4010)	2	1	6	10	1,23
Randbøl Hede	509373	6168142	Hede, våd (4010)	2	1	6	10	0,99
Store Vorslunde	505796	6190339	Hede, våd (4010)	3	2	6	10	1,50
Stakroge/Bøvl	493414	6192823	Hede, våd (4010)	2	1	6	10	1,22
Grammarkvej, Rømø	469526	6106977	Hede, våd (4010)	1	2	7	10	0,52
St. Råbjerg/Grene Sande	502192	6175226	Hede, våd (4010)	2	2	6	10	1,40
Lønborg Hede (V)	463674	6191038	Hede, våd (4010)	2	2	6	10	1,24
Sømoose, Lønborg	462534	6191550	Hede, våd (4010)	2	2	6	10	1,28
Navnsø	527875	6304490	Hede, våd (4010)	3	1	6	10	2,07
Lønborg Hede (S)	464653	6190651	Hede, våd (4010)	2	2	6	10	1,32
Bormose, Jenle Plantage	52981	6299691	Hede, våd (4010)	3	1	6	11	2,04
Varde Sdr. Hede	46685	6159984	Hede, våd (4010)	3	2	6	11	1,58
Ålbæk	47761	6095736	Hede, våd (4010)	3	2	7	12	1,54
Kielund	49835	6159971	Hede, våd (4010)	3	2	7	12	1,90
Ballumbjerg	49648	6124991	Hede, våd (4010)	3	2	8	12	1,43
Rejsby Østermark	48299	6119755	Hede, våd (4010)	4	2	7	13	2,06
Løgumkloster	49657	6098797	Hede, våd (4010)	3	2	8	13	1,81

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

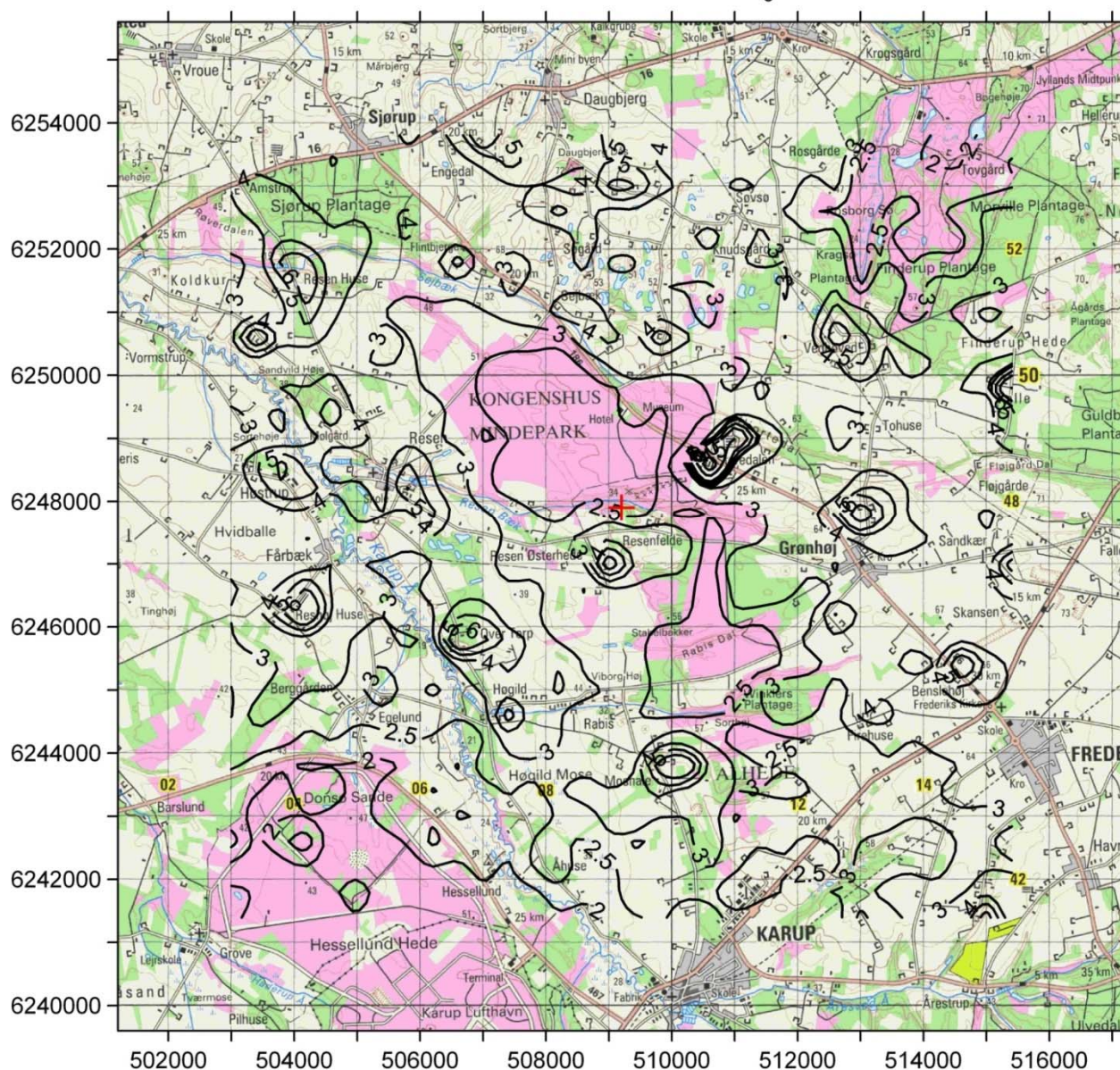
Lokalitet	UTM-E	UTM-N	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposition	Øvrige tør- deposition	Våd- deposition	Total deposition	Års-middel- koncentration
Vellina Skov	53355	6210463	Højmosen (7110)	2	1	6	9	0,88
Damfænger, St. Vildmose	547014	6338194	Højmosen (7110)	2	1	5	9	1,13
Høstemark (s), Lille Vildmose	575076	6309912	Højmosen (7110)	1	1	6	9	0,77
Tofte Sø, Lille Vildmose	574539	6303639	Højmosen (7110)	1	1	6	9	0,79
Boest	528463	6205603	Højmosen (7110)	2	1	6	9	1,18
Paraplymosen Portland Mose	571757	6310984	Højmosen (7110)	2	1	6	9	1,16
Knebel Bakker	555732	6298135	Højmosen (7110)	2	1	6	9	1,01
Farsø Mose, St. og Ll. Øksø	551992	6295439	Højmosen (7110)	2	1	7	9	0,92
Greven Ris, St. Vildmose	549790	6344887	Højmosen (7110)	2	1	6	10	1,55
Nørhoved	525749	6205395	Højmosen (7110)	3	1	6	10	1,47
Sønder Kollemørtten	523676	6190257	Højmosen (7110)	3	1	6	11	1,87
Træm	477216	6220719	Højmosen (7110)	4	2	7	12	2,09
Bradstrup Hede v. Ravnkilde	544798	6288703	Højmosen (7110)	5	1	7	14	3,14

Et eksempel på hvordan den lokale tørdeposition af ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.13. Her er der for 2013 vist den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen omkring hedeområdet Kongenshus Mindepark nord for Karup. Centralt i kortet ligger naturpunktet Resen Bæk, som også kan findes i tabel 2.4.

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

Generelt er deposition i landbrugsområderne omkring heden på 3-4 kg NH₃-N/ha. I de centrale områder af heden i Kongenshus Mindepark er depositionen lige under 2,5 kg NH₃-N/ha. På randen af Kongenshus Mindepark er depositionen omkring 3 kg NH₃-N/ha og lokalt højere, hvor punktkilder ligger tæt på.

Resen Bæk (kg NH₃-N/ha)



Figur 2.13 Den beregnede geografiske variation af tørdeponeret ammoniak i 2013 i et 16 km x 16 km område nord for Karup. De anvendte niveaukurver er 1, 1,5, 2, 2,5, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Kurverne er ikke ført helt til kanten af kortområdet, idet usikkerheden her er større. Depositionen er beregning i et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Resen Bæk (naturtypen Hede, våd (4010)) i tabel 2.4. er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord).

Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter vil blive tilgængeligt via Danmarks Miljøportal.

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

3 Fosfor

3.1 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.

3.2 Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af fosfordepositionen.

3.3 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 2013 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 2013 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 2012. 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 i overvågningsperioden.

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 2013. 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 wet-only-opsamlere. Efter prøveopsamling analyseres indholdet af fosfat i DCE's laboratorium. Der er imidlertid stor risiko for kontaminering af prøverne med biologisk materiale, som indeholder store mængder fosfat (f.eks. fuglekatter i opsamlingstragtene). Våddepositionen bestemt på denne måde giver derfor anledning til en overestimering af våddepositionen af fosfor. Baseret på opsamlingerne med wet-only-opsamlere, hvor der er færrest problemer med kontaminering, er det vurderet, at våddepositionen har været uændret i gennem de seneste årtier.

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

4.1 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.

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

4.3 Svovldeposition i 2013

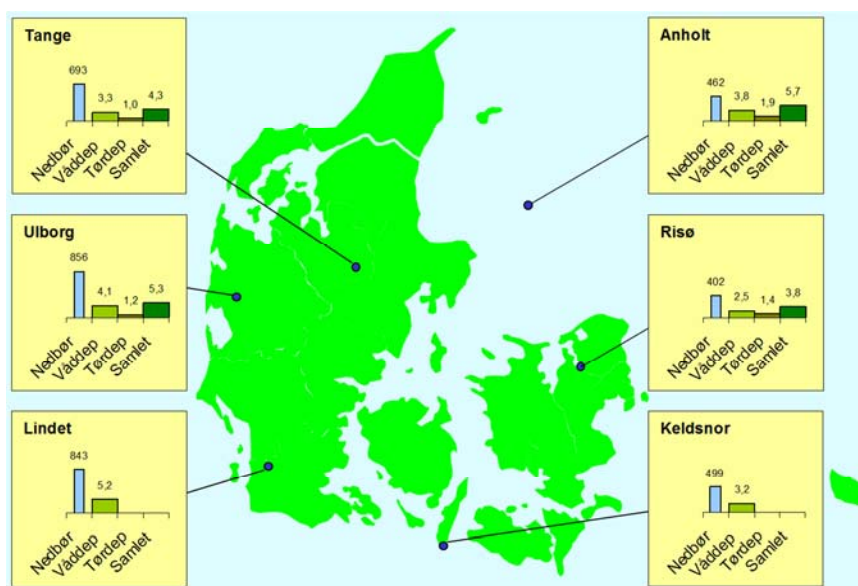
Resultaterne i 2013 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 3,8-5,7 kgS/ha for deposition til landområderne (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 8 % højere end i 2012, men fortsat ca. 13 % lavere end i 2011. Årsagen til variationerne er primært år til år variationer i de meteorologiske forhold. I 2013 var nedbøren lav, hvilket betød nedsat deposition, men til gengæld gav de to storme mod slutningen af året anledning til forøgede mængder luftbåren sulfat som følge af ophvirvling af havsalt.

De højeste depositioner blev i 2013 bestemt ved Ulborg og Anholt den mindste deposition ved Risø og 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. Tørafsætning på Anholt skyldes formentligt for en stor andel skibstrafik på Kattegat.

De to storme i afslutningen af 2013 gav en noget anderledes sæsonvariation end typisk, idet de kraftige vinde gav anledning til ophvirvling af store mængder havsalt, som indeholder sulfat. Sulfat i form af havsalt afsættes både i forbindelse med nedbøren og via tørdeposition. På eksempelvis Anholt blev 25 % af den tørdeponerede sulfat i 2013 afsat alene i december måned. Resultaterne for Ulborg er estimeret for december 2013, da stormen ødelagde målestationen. Den store deposition af sulfat i december måned giver derfor anledning til en forhøjet usikkerhed på resultaterne fra Ulborg, da det netop har været nødvendigt at estimere resultaterne for måneden med den største deposition.

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 15-35 % af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer Ulborg og Anholt. Svovldeposition på Anholt skyldes for en stor del dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

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



Figur 4.1 Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2013. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Der bliver ikke målt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet. Der er forhøjet usikkerhed på resultaterne fra Ulborg, idet stormen i december ødelagde målestationen. Depositionen i december er derfor estimeret ud fra sammenligning med de øvrige målestationer.

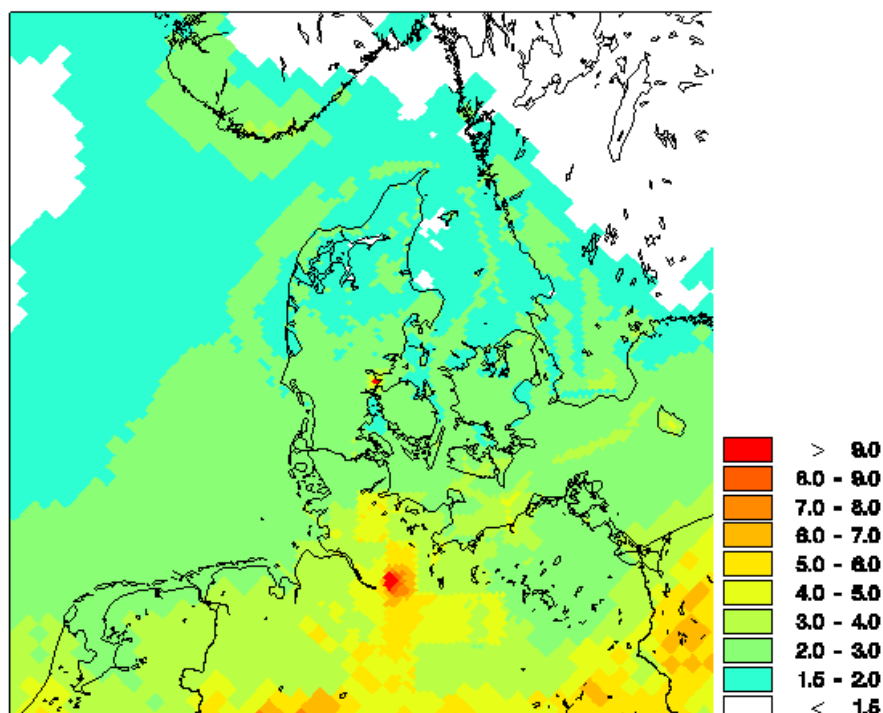
4.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2013 beregnet til 9.600 tons S, hvilket er ca. 17 % mindre end rapporteret for 2012. Faldet i depositionen skyldes primært et kraftigt fald i våddepositionen grundet den mindre nedbør i 2013. Variationerne mellem de enkelte år ligger inden for de naturlige variationer, som følge af de meteorologiske variationer fra år til år. Den samlede deposition på danske landområder er ca. 50 % højere end den danske emission af svovl. Denne lå i 2012 på 6.300 tons S (*Nielsen et al. 2014*).

Den beregnede samlede deposition af svovl til danske landområder er faldet mellem 2012 og 2013, mens der ses en mindre stigning i den målte deposition som gennemsnit for målestationerne (afsnit 4.1). Denne forskel opstår primært, fordi modelberegningerne ikke medregner sulfat fra havsalt, som i 2013 var ekstraordinær stor grundet de to storme sidst på året.

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 2,2 kg S/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,3 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsuring 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 forsuring afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af sulfat fra havsalt, 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 10 % af den samlede deposition. Det danske bidrag varierer kun meget lidt mellem regionerne (9,0 – 12 %).



Figur 4.2 Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2013. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeld deposition 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 højere deposition i farvandsområderne skyldes skibstrafik. Den højeste deposition på land ses i Fredericia og skyldes store udledninger fra raffinaderiet.

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 målestationer 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 ± 40 %.

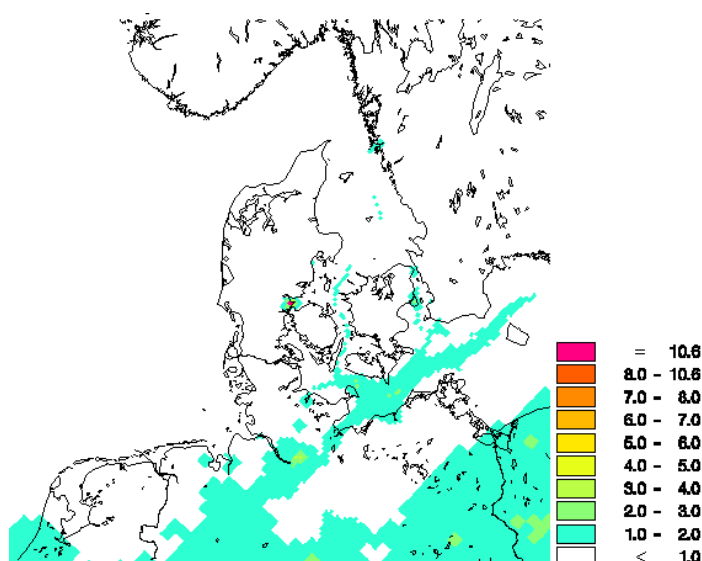
Tabel 4.1 Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2013.

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

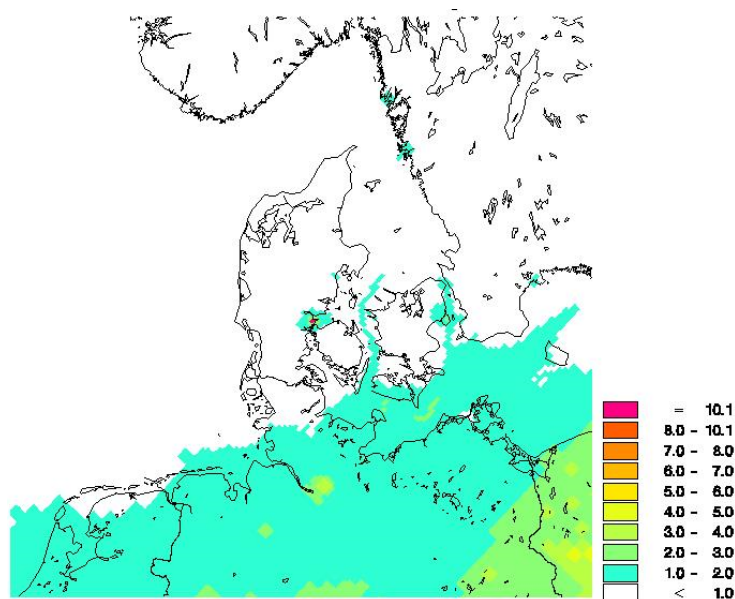
4.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 µg SO₂/m³ for både års- og vintermiddelmålinger (1. oktober til 31. marts) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation

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 uden for byområderne ses for vintermiddelkoncentrationerne ved de sydlige øer Langeland, Falster og Lolland, hvor koncentrationerne ligger lidt under 2 µg SO₂/m³. De relativt set højere koncentrationer disse steder skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og dels indflydelse fra skibstrafik. De højere koncentrationer, som ses i en række bånd gennem farvandene skyldes udledninger fra skibstrafik i forbindelse med sejlruterne.



Figur 4.3 Årsmiddelkoncentrationer af SO₂ i 2013 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet.



Figur 4.4 Vintermiddelmålkoncentrationer (1. oktober – 31. marts) af SO₂ i 2013 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet.

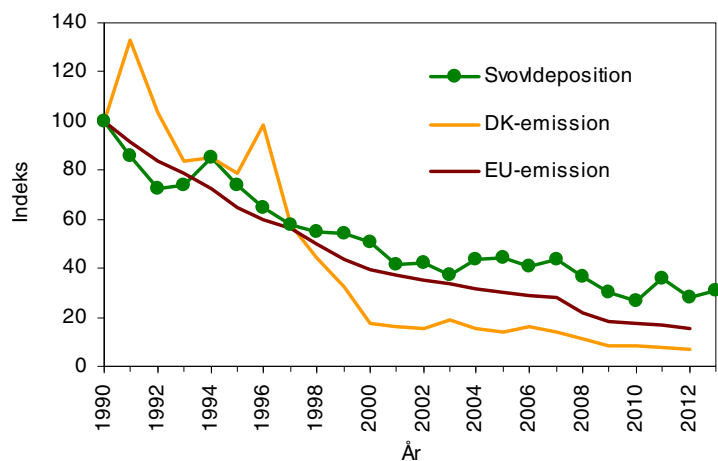
4.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen

Figur 4.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1989 er depositionen reduceret med ca. 75 %. 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. 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. Faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes derfor hovedsageligt faldet i emissionerne på europæisk plan, mens reduktionen i danske emissioner kun spiller 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 vedtaget reguleringer af udledningerne af svovl fra skibstrafik med en reduktion af svovl i brændstof fra omkring 2,7 % før 2007 til 1,5 % i 2007 gældende for Nordsøen og Østersøen, hvilket i denne sammenhæng dækker alle de danske farvande. Fra 2010 er det tilladte svovlindhold yderligere reduceret til 1,0 % og der er gennemført krav om anvendelse af brændstof med 0,1 % svovl i havne fra 1. jan 2010. Nedsættelse af svovlindholdet i 2007 og 2010 er formentligt en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2013.

Udover det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor store nedbørsmængder giver høj deposition og små nedbørsmængder giver lav deposition. Endvidere bidrager år til år variationer i antal og styrke af storme også til de observerede variationer fra år til år. 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. 2014*) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (*EMEP 2014*).

Links

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

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/effekter/natur/>

Information om luftmålestationerne kan fås på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

5 Tungmetaller

5.1 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.

5.2 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.

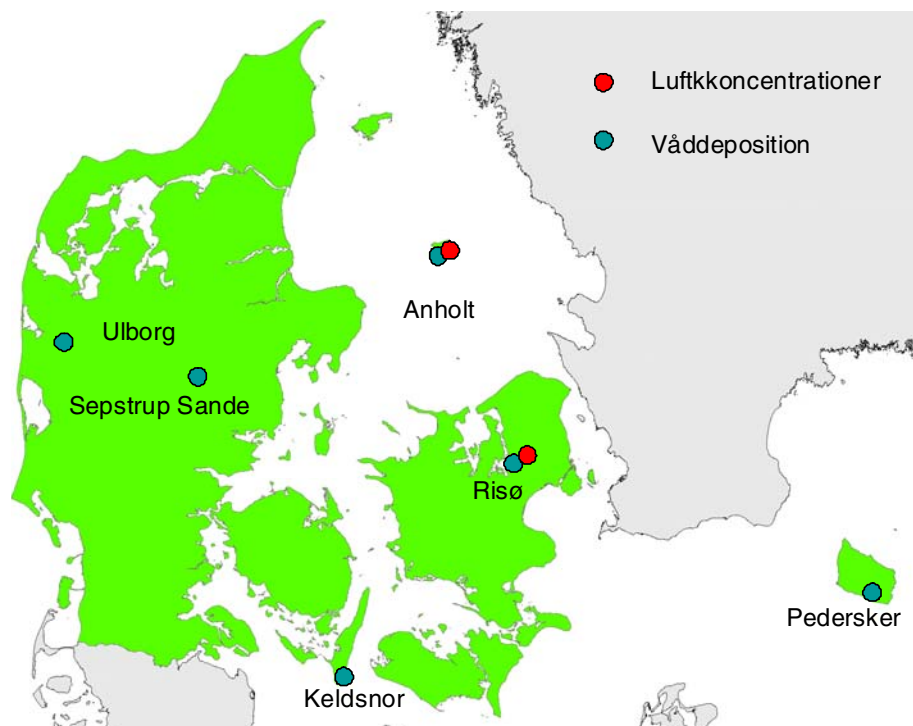
5.3 Tilstand og årsag

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

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

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

Fra 2. halvår 2010 er der, som nævnt ovenfor, sket et skift i de målestationer, som anvendes til bestemmelse af tørdepositionen af tungmetallerne. Skiftet i målestationerne har ikke givet anledning til ændring i niveauet af den bestemte samlede deposition, hvilket skyldes at tørdepositionen for hovedparten af tungmetallerne kun udgør en mindre del af den samlede deposition og at skift i målestationerne ikke har givet markante ændringer i niveauerne for luftkoncentrationerne. Sidst nævnte hænger sammen med, at en stor del af tungmetallerne langtransporteres og derfor er relativt jævnt geografisk fordelt.



Figur 5.1 Målestationer, hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2013.

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 bulkopsamlere være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært svovl, som bidrager med under 10 % af den våddeponerede svovlmængde. 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-industriel oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning "falde" ned i bulkopsamleren. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetalindholdet i disse materialer er lavt og en del af de tungtopløselige stoffer i mineraler vil ikke blive tilgængelige ved den prøveoplukningsmetode, som anvendes i overvågningsprogrammet.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til $\pm 30\text{-}50\%$. 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 større risiko for fejl, som følge af kontaminering af prøverne.

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

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

Tabel 5.1 Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition vurderet ud fra måling af luftkoncentrationerne på Anholt. Endvidere er deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2013. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2013 (DCE 2014).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Deposition til vand $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Landområder (43.000 km^2) ton/år	Indre farvande (31.500 km^2) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	140	130	6	4	0,8
Ni, nikkel	230	190	10	6	4,5
Cu, kobber	680	640	29	20	43
Zn, zink	7900	7700	340	240	43
As, arsen	100	90	4	3	0,3
Cd, cadmium	21	18	1	1	0,2
Pb, bly	620	580	27	18	12
Fe, jern	48000	47000	2100	1500	-

Udviklingen i luftens indhold af en række tungmetaller (målt på partikel-form 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 mere end 30 års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold som i våddepositionen af de viste tungmetaller (figur 5.2 og 5.3). Grundet revision af måleprogrammet er der sket et skift i de steder hvor der måles luftkoncentrationer. Før 2010 er udviklingstendensen baseret på et gennemsnit af resultaterne fra Keldsnor og Tange, mens luftkoncentrationerne efter 2010 er beregnet som gennemsnit af Anholt og Risø. Niveauerne før og efter 2010 ligger på samme niveau når de store usikkerheder på analyse af de lave koncentrationer tages med i betragtning. Skiftet i målestationerne vil derfor ikke få stor betydning på vurderingen af udviklingstendensen for målestationerne. For Cd er der dog sket et markant skift. Dette skyldes ikke skift i målestationerne, men skyldes skift til en ny og bedre analysemetode.

Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport bidrager med tungmetalled-fald over Danmark. Denne emission har generelt været nedadgående de se-

neste årtier. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin og en generelt bedre rensning af røggasser.

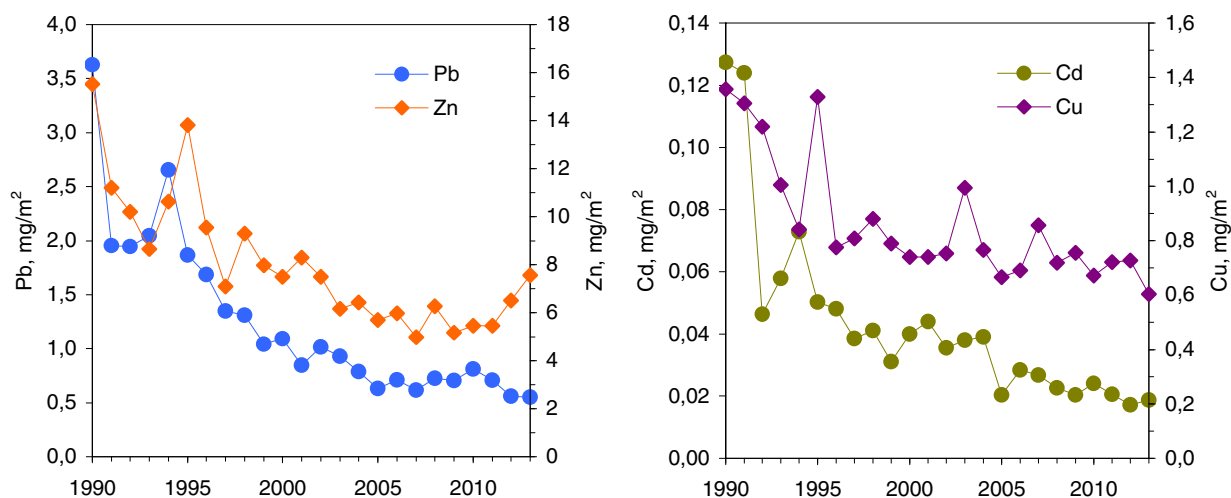
I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990; EMEP 2014) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket 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.

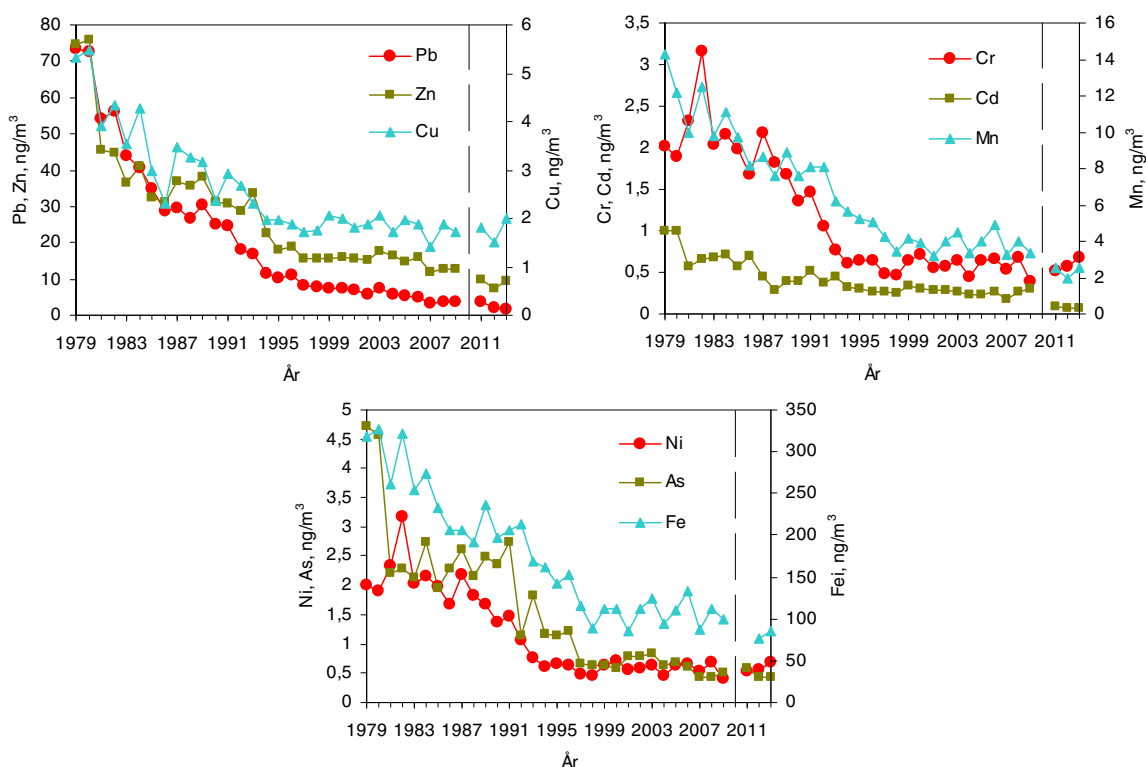
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

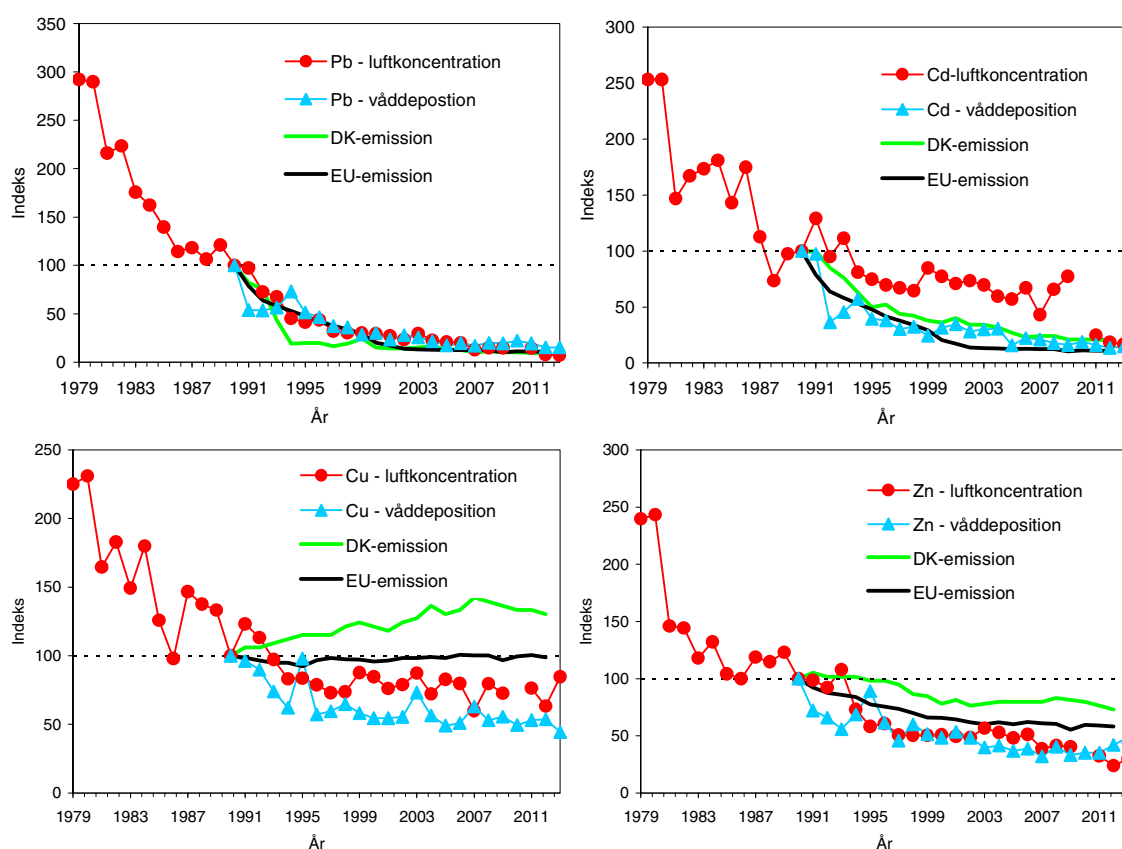
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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 årlig våddeposition over en 24-årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m², hvilket svarer til kg/km².



Figur 5.3 Udvikling af koncentrationer i luften af en række tungmetaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange i perioden før 2010, mens 2011-2013 er beregnet som gennemsnit for Anholt og Risø. Den sorte stiplede linje indikerer dette skift i målestationer. Der er ikke analyseret for jern (Fe) i 2011.



Figur 5.4 Målinger af våddeposition og partikelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP 2013). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er luftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsnor og Tange og efter 2010 er de beregnet ud fra gennemsnit af Anholt og Risø.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DCE's hjemmeside: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/Emissioner/>

Europæiske emissionsopgørelser for tungmetaller: <http://www.ceip.at/>

6 Ozon og vegetation

6.1 Relevans

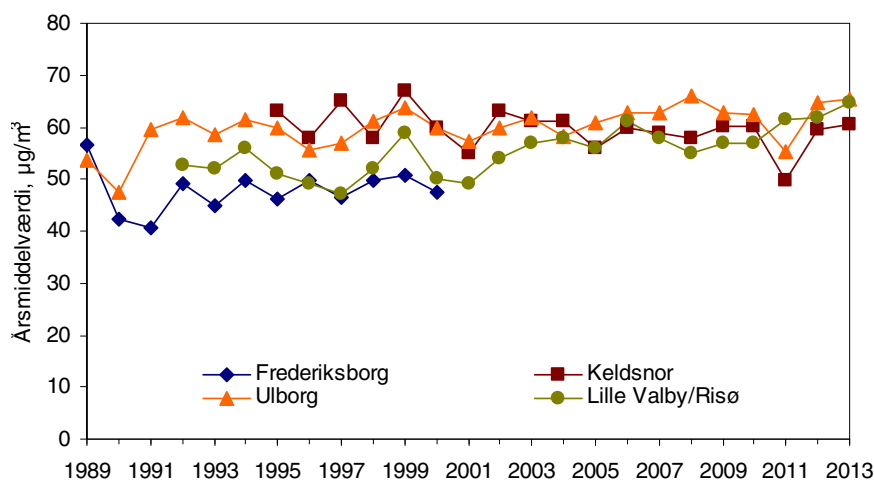
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner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

6.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker (EC 2008). 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, f.eks. 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. 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.

6.3 Tilstand, udvikling og årsag

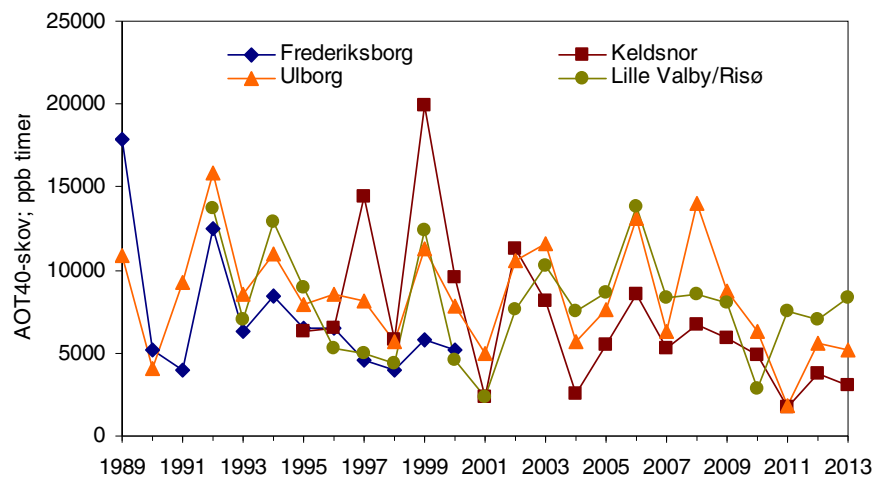
Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 6.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2013 ligger årsgennemsnittet på 61-65 µg/m³ (svarende til 30,5-32,5 ppbv), hvilket svarer til niveauet gennem de seneste ti år. 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 2013 målt ved Ulborg og laveste koncentration på Keldsnor, men forskellen mellem målestationerne er lille. Hovedparten af den ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa. Resultaterne fra de seneste ti år viser en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne end tidligere, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.



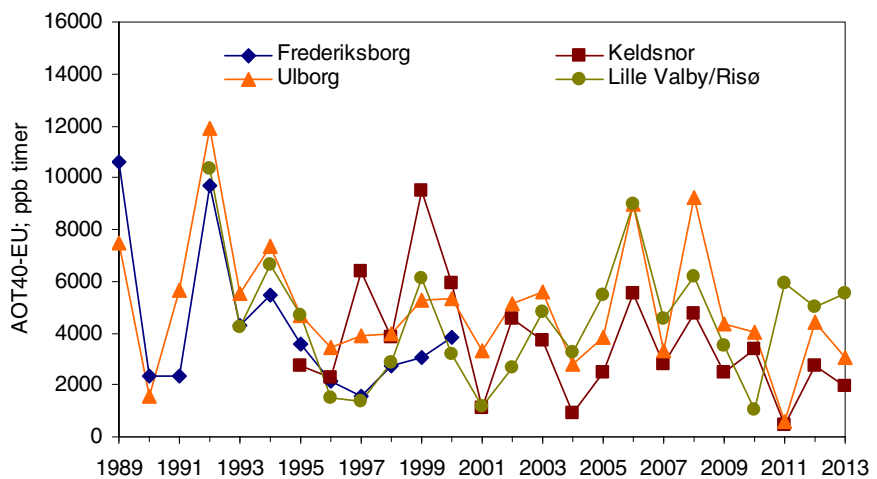
Figur 6.1 Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

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 2013 ligger AOT40-værdien for Ulborg, Keldsnor og Risø på ca. 5200, 3000 og 8300 ppbv-timer. Dermed er der ingen af målestationerne, som ligger over den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppbv-timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække (figur 6.2) ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse. AOT40-værdierne har i de seneste 5 år ligget lavere end perioden før 2009.

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 2013 var AOT40 ved Ulborg, Keldsnor og Risø på henholdsvis 3020, 1900 og 5.500 ppbv-timer. Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2013. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2009-2013 under målværdien og der er derfor ingen overskridelser af målværdien, som er gældende fra 2012. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppbv-timer (EC 2008) er overskredet på Ulborg og Risø i 2013, mens Keldsnor målestationer ligger under denne målsætning. Ligesom for AOT40 for skov ses en tendens til, at AOT40 for vegetation i de seneste 5 år ligget lavere end perioden før 2009.

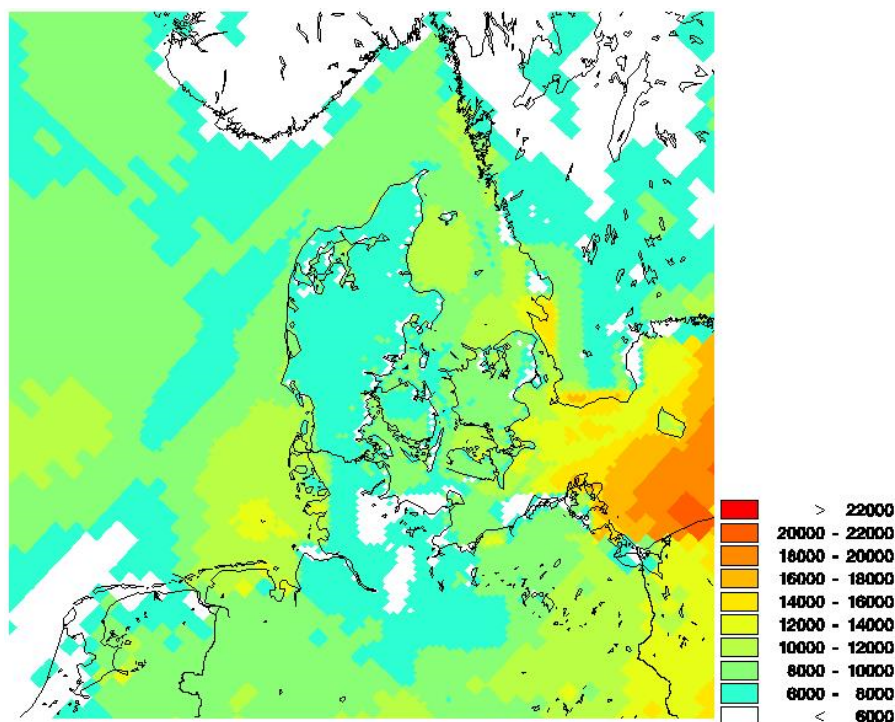


Figur 6.2 AOT40-værdier for skov (enhed ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op-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



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

AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 6.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC 2008). For Størstedelen af Jylland ligger AOT40 under $8.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 4.000 ppb-timer, mens der for hovedparten af Sjælland ses AOT40 på $8.000 - 10.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 4.000 – 5.000 ppb-timer. I kystnære områder og på sydlige mindre øer ses generelt en højere AOT40 end midt inde over land. Over alle landområderne ligger AOT40 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 kvælstofoxiderne og de flygtige organiske forbindelser (eng. volatile organic compounds, VOC), 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 tørre- og skovbrande synes at have betydning. Meteorologiske forhold har derfor stor indflydelse på ozonkoncentrationen. Endvidere er den hemisfæriske baggrundskoncentration af ozon stigende, bl.a. forårsaget af væksten i Kina og Indien. På lokal-skala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO_2) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon via reaktionen med kvælstofmonoxid og dermed resultere i relativt højere ozonkoncentrationer end tidligere. 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 tilstede til nedbrydning af ozon.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al. 2013: The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2012* Faglig rapport fra DMU nr. 836. Danmarks Miljøundersøgelser,

<http://dce2.au.dk/pub/SR67.pdf>

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside:

<http://www.dmu.dk/luft/maaling/online/>

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

7.1 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, da de pesticider, der indgår i måleprogrammet, alle har 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 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 fotokemisk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner (f.eks. toluen og benzen). Både kvælstofilter og de aromatiske hydrocarboner slippes ud i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. biler og energiproduktion). Nitrophenoler har en høj toksicitet for planter. To af nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol) og dinoseb, har tidligere været brugt i Danmark som ukrudtsmiddel. 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 f.eks. 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.

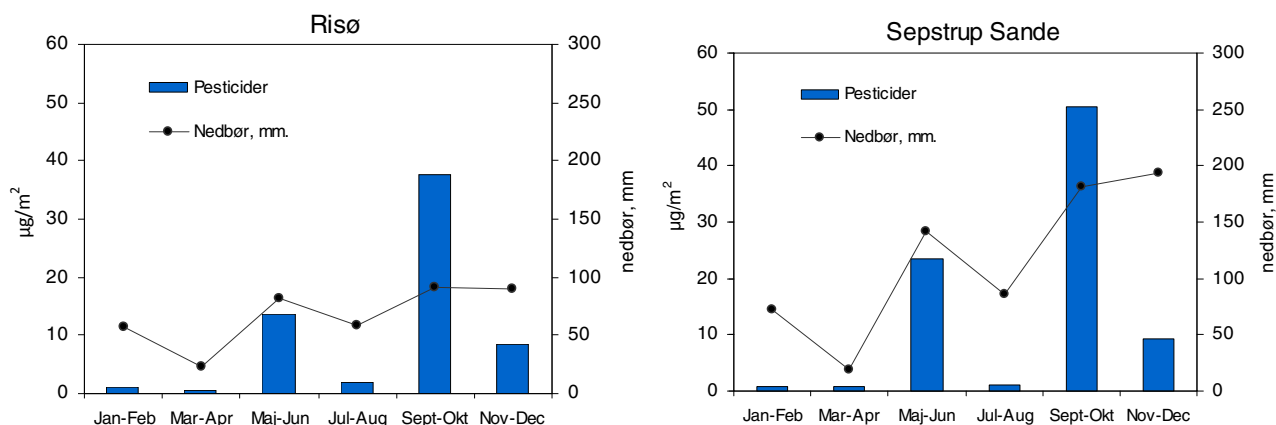
7.2 Målsætning

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.

7.3 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 to måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning 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 2013 af 14 almindeligt anvendte pesticider og fem nedbrydningsprodukter af pesticider. I 2013 lå den samlede deposition på 63 og 86 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø og Sepstrup Sande. Det største bidrag til deposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra prosulfocarb, pendimethalin, MCPA, terbuthylazin og dets nedbrydningsprodukt desethylterbuthylazin. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker i perioden september-oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen.



Figur 7.1 Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af 14 almindeligt anvendte pesticider og fem nedbrydningsprodukter i 2013 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 7.1 Våddeposition i 2013 af 14 almindeligt anvendte pesticider samt fem nedbrydningsprodukter af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Forkortelsen nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

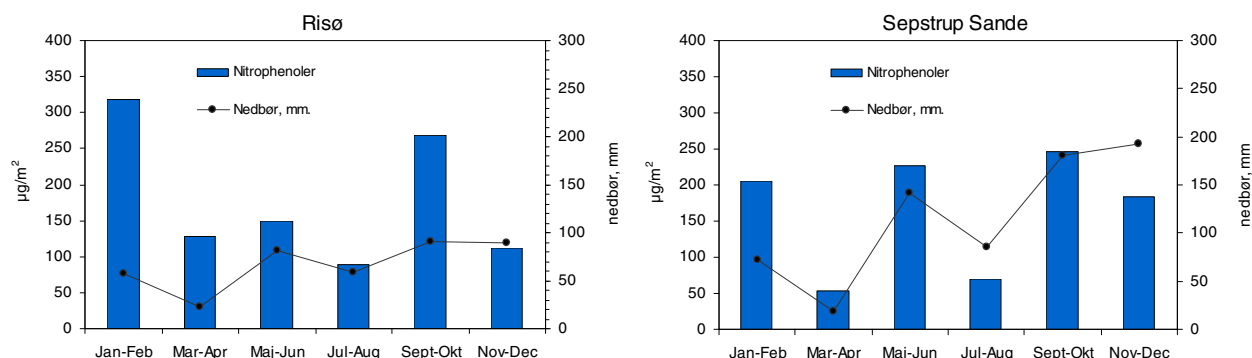
	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Atrazin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Desethylatrazin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Desethylterbutylazin	nd	0,07	nd	nd	5,9	14,06	0,89	0,43	nd	nd	nd	nd
Desisopropylatrazin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dichlorprop	nd	nd	nd	0,04	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Diuron	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ethofumesat	nd	nd	nd	nd	0,41	0,43	0,12	0,17	0,27	0,36	nd	nd
Hydroxyatrazin	nd	nd	0,02	0,02	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Hydroxysimazin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Isoproturon	nd	nd	0,14	nd	0,33	0,71	nd	nd	0,46	0,54	0,18	nd
MCPA	nd	nd	nd	nd	3,53	1,13	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mechlorprop	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Metamitron	nd	nd	0,12	nd	0,49	0,28	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Metazachlor	nd	nd	nd	nd	0,16	nd	0,11	nd	1,35	0,36	nd	nd
Pendimethalin	0,40	0,26	0,15	0,08	0,18	0,29	0,26	nd	4,90	1,91	2,53	2,00
Prosulfocarb	0,62	0,48	0,08	0,71	1,00	3,24	0,62	0,43	30,62	47,33	5,70	7,33
Terbutylazin	nd	nd	0,08	nd	1,59	3,40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sum	1,02	0,81	0,59	0,85	13,60	23,54	1,99	1,03	37,61	50,51	8,41	9,33

7.4 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 syv udvalgte nitrophenoler (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på to 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 2013, som lå på 1065 og 988 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø og Sepstrup Sande. Middelkoncentrationer og årlig deposition ligger på samme niveau på de to stationer.



Figur 7.2 Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2013 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 7.2 Våddeposition i 2013 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Forkortelsen nd.angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

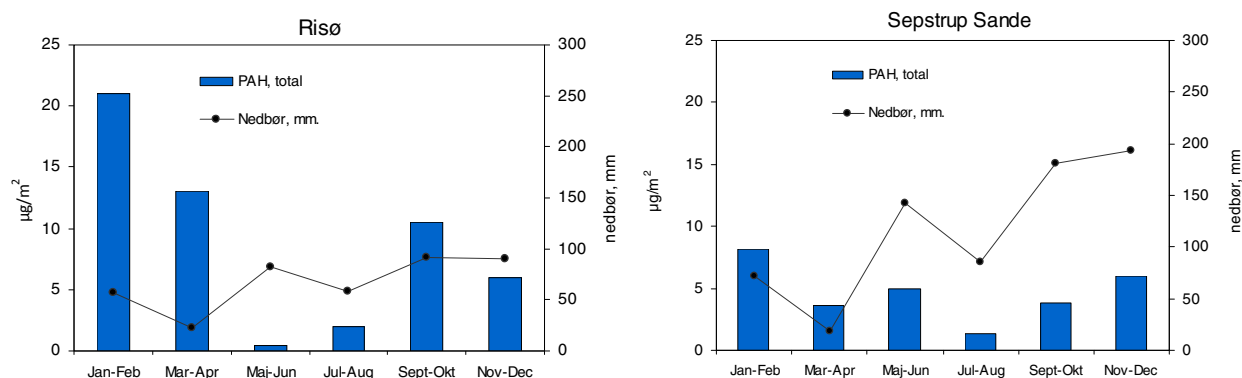
	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	157,9	101,2	63,7	26,7	82,1	73,3	28,1	33,7	126,0	85,6	34,6	47,1
2,4-Dinitrophenol	45,5	37,5	18,4	9,9	49,0	119,6	49,4	28,2	92,8	112,8	36,4	94,0
2,6-Dinitrophenol	46,1	37,6	18,6	9,9	0,16	1,79	nd	nd	0,45	nd	nd	nd
2,6-Dimethyl- 4-nitrophenol	16,0	6,8	6,50	1,79	5,33	4,97	1,24	1,03	4,73	4,34	5,04	4,63
3-Methyl-4-nitrophenol	37,9	15,8	15,3	4,16	4,76	7,95	2,54	1,89	14,1	15,8	17,6	16,8
DNOC	14,4	6,5	5,8	1,71	7,30	19,0	8,14	5,25	30,7	28,6	18,3	21,8
Dinoseb	nd	nd	0,09	0,08	0,16	nd	nd	nd	0,09	nd	nd	nd
SUM	318	205	128	54	149	227	89	70	267	247	112	185

7.5 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 22 udvalgte PAH (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på to 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 2013, som samlet lå på 53 og 28 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø og Sepstrup Sande. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioden januar-februar på begge stationer, hvilket formentligt hænger sammen med højere

udledninger i disse måneder som følge af, at det er de koldeste måneder på året.



Figur 7.3 Samlet våddeposition af PAH i 2013 målt over 2-måneders perioder, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 7.3 Våddeposition i 2013 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m². Forkortelsen nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthen	nd	nd	0,09	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Acenaphthylen	1,08	0,43	0,21	0,11	nd	nd	nd	0,09	0,36	0,36	0,63	1,54
Anthracen	nd	nd	nd	0,02	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Benz(a)anthracen	0,51	nd	0,09	nd	nd	nd	nd	nd	0,36	nd	nd	nd
Benz(a)pyren	0,57	nd	0,07	nd	nd	nd	nd	nd	0,27	nd	nd	nd
Benz(e)pyren	1,14	nd	0,16	0,11	nd	nd	nd	nd	0,46	nd	nd	nd
Benz(ghi)perylene	1,48	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,64	nd	nd	nd
Benz(b+j+k)fluoranthener	3,48	0,36	0,32	0,19	nd	nd	nd	nd	1,18	0,91	0,36	nd
Chrysen+triphenylen	2,17	nd	0,32	0,13	nd	nd	nd	nd	1,09	nd	nd	nd
Dibenz[a,h]anthracen	nd	nd	0,18	0,13	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dibenzothiophen	0,23	nd	0,07	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
3,6-Dimethylphenanthren	nd	nd	0,07	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fluoranthren	2,85	0,94	0,62	0,23	0,49	0,71	0,30	nd	1,82	1,27	0,81	0,77
Fluoren	0,17	nd	0,07	0,06	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,48	nd	0,14	nd	nd	nd	0,12	nd	0,64	nd	nd	nd
1-Methylnaphthalen	0,34	0,65	0,94	0,29	nd	0,57	nd	nd	nd	nd	0,36	nd
2-Methylnaphthalen	0,51	1,30	nd	0,57	nd	1,14	0,35	0,52	nd	nd	0,54	nd
2-Methylphenanthren	0,29	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,18	nd	nd	nd
Naphthalen	1,03	2,66	8,60	1,20	nd	2,56	0,47	0,77	0,36	1,27	1,71	2,12
Perylen	0,11	nd	0,07	0,08	nd	nd	0,18	nd	nd	nd	nd	nd
Phenanthren	1,71	1,37	0,62	0,30	nd	nd	0,59	nd	1,64	nd	0,99	1,54
Pyren	1,88	0,43	0,37	0,15	nd	nd	nd	nd	1,46	nd	0,54	nd
SUM	21,0	8,1	13,0	3,6	0,5	5,0	2,0	1,4	10,5	3,8	6,0	6,0

Links

Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i El-lermann 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

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., Geels, C., Løfstrøm, og Christensen, J. 2008: Slutrapport "Ammoniakmålinger og modelvalidering" som en del af projektet: "Optimering af værktøj til sammenkædning af lokal og regional kvælstofdeposition og kvælstofindhold i løv":

<http://www.dmu.dk/Overvaaning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Tværgående+-undersøgelser>

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

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 samt tilhørende data under No. 07-02 på: <http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/2013/>

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 2014: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/vejret-i-danmark-aaret-2013/>

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 21 May 2008 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.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2012: Atmosfærisk deposition 2011. NO-VANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 82s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 30. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR30.pdf>.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J.H., Geels, C., Kemp, K., Mogensen, B.B., Monies, C. 2009: Atmosfærisk deposition 2007. NO-VANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 96 pp. NERI Technical report no. 708.

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

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

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Jansen, S., Massling, A. & Jensen, S.S. 2013: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 59 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. No. 67.

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

EMEP 2014: www.EMEP.int.

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.

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.

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.

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

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

Naturstyrelsen 2008: <http://www2.sns.dk/udgivelser/2003/87-7279-538-7/pdf/helepubl.pdf>

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., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. 2014. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 759 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 94. <http://dce2.au.dk/pub/SR94.pdf>

Nielsen, K., Stjernholm, M., Olsen, B.Ø., Müller-Wohlfeil D.-I., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H. S., Rolev, A. M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V. K., Hvidberg, M., Jensen, J. E., Bacher, V., Henrik Larsen, H. 2000: Areal Informations Systemet – AIS, 110 s. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_samfund/AIS/2_Rapport/ais_rapport.pdf

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).

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>

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.

Bilag 1 Måleusikkerheder 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 A1. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standardafvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau der ligger inden for fem gange den estimerede detektionsgrænse.

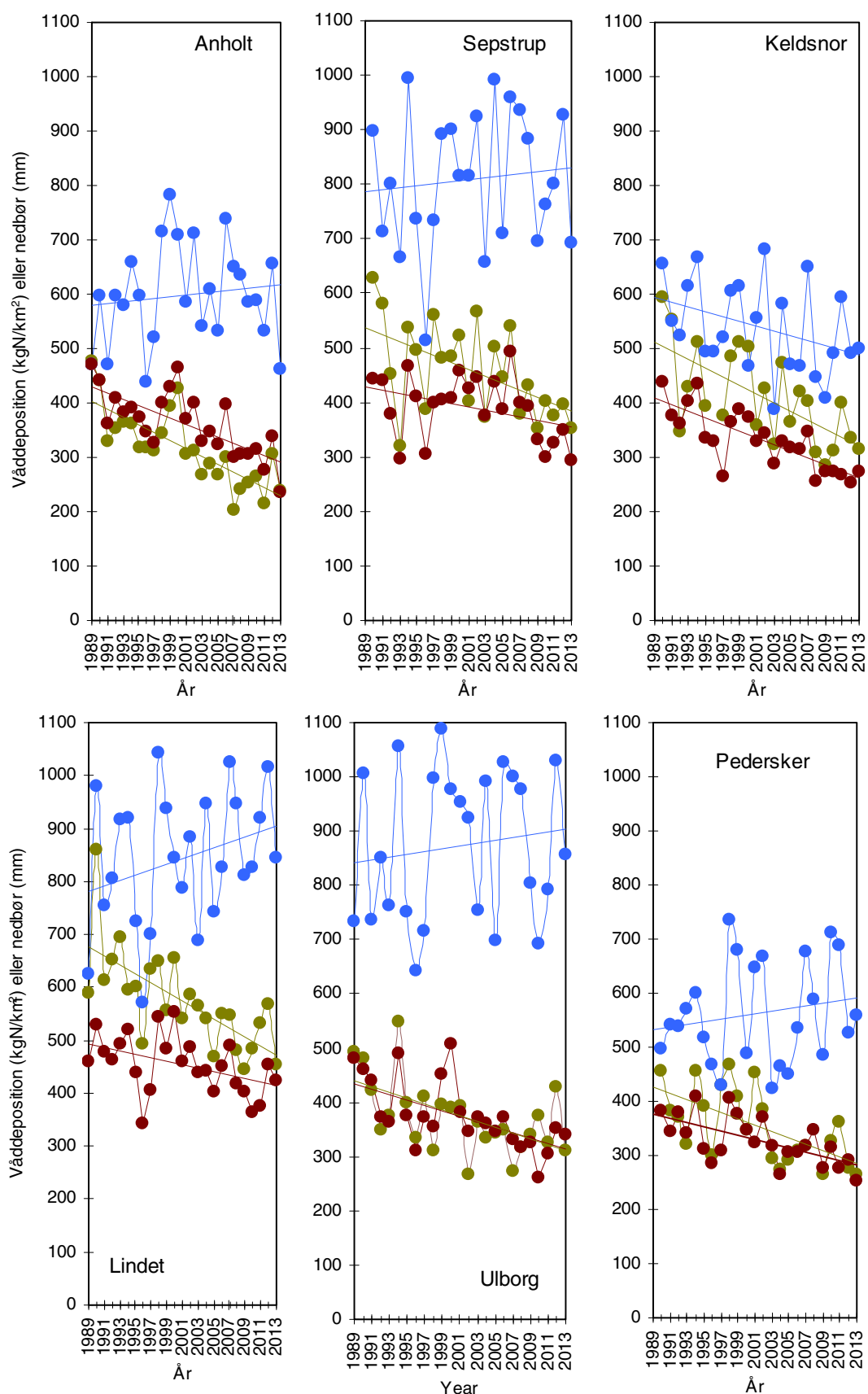
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty 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.

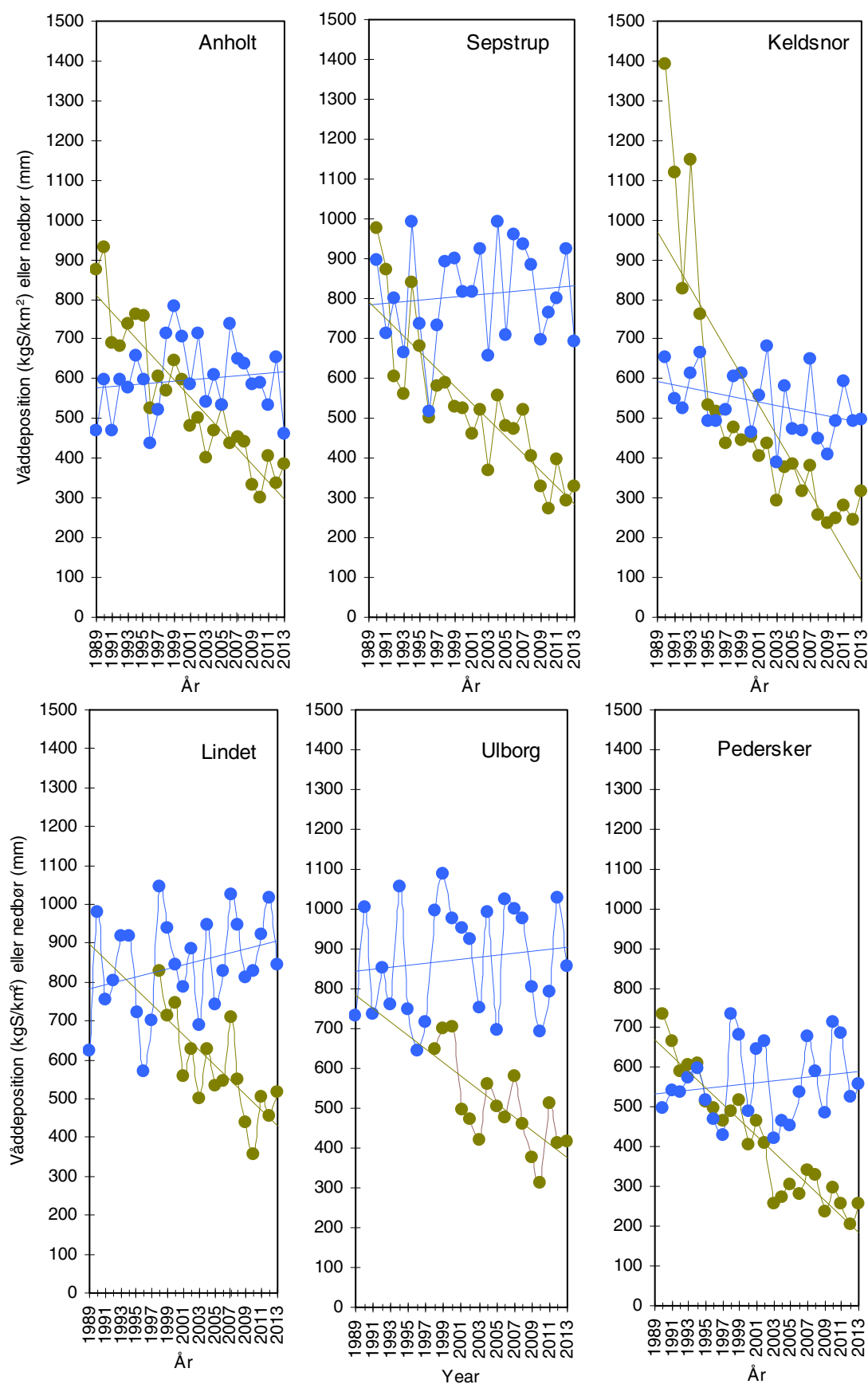
Tabel A1 Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
Atrazin*	0,005	20
Chloridazon	0,006	15
Desethylatrazin*	0,003	10
Desethylterbuthylazin*	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
Mendimethalin	0,005	33
Terbutylazin*	0,005	25

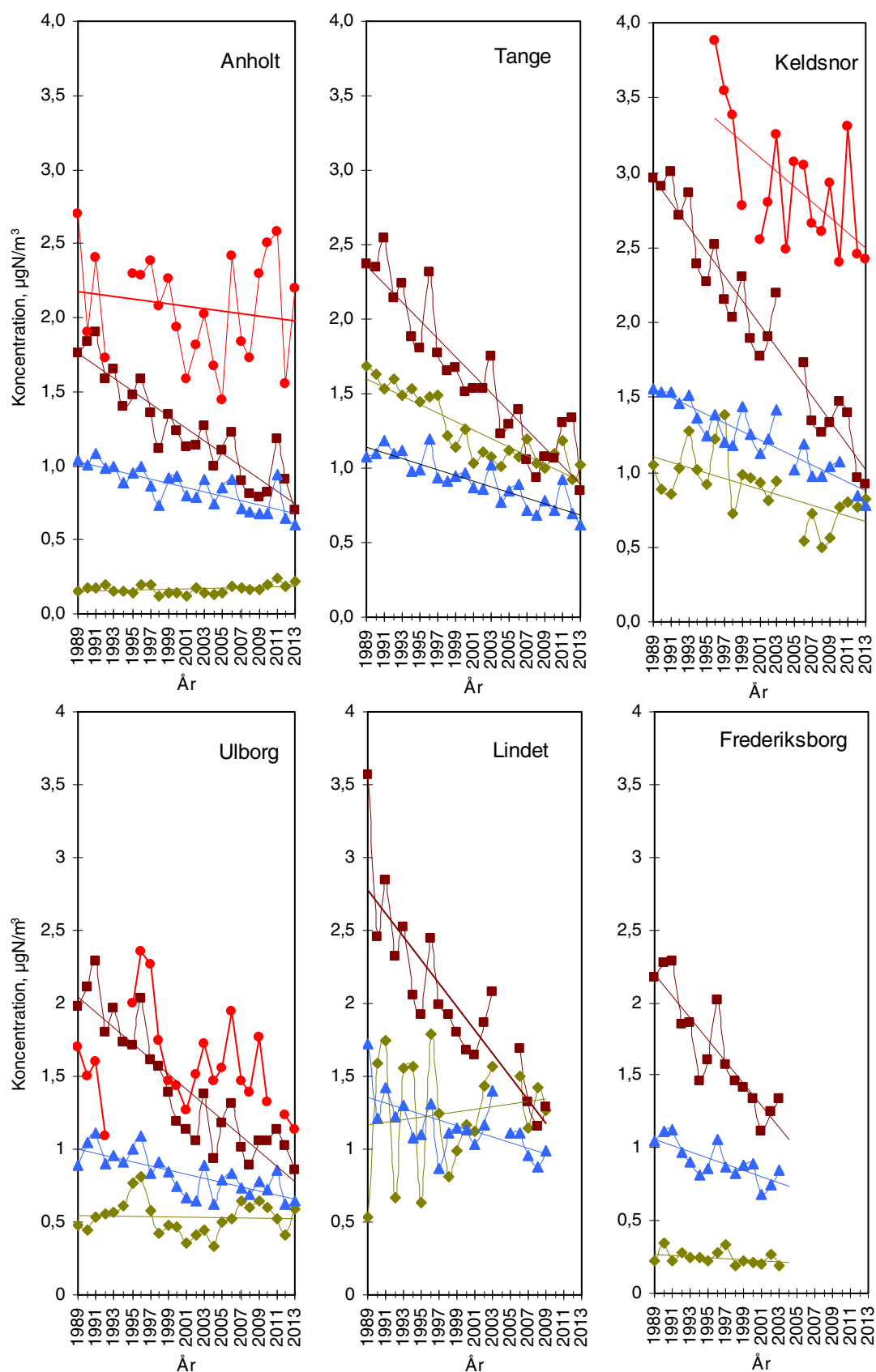
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



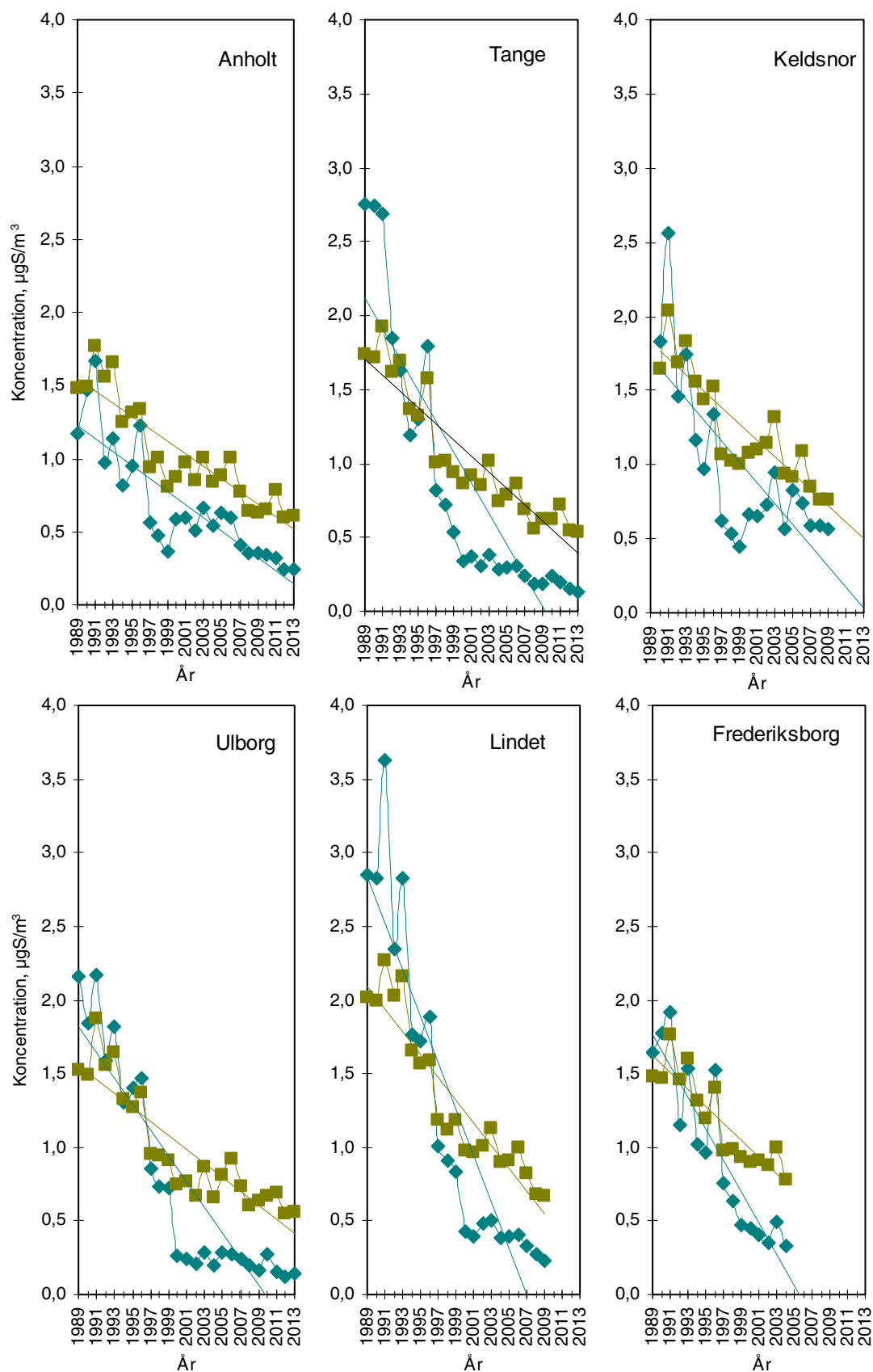
Figur 1 Årlig våddeposition (kgN/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur 2 Årlig våddeposition (kgS/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur 3 Årsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid (rød), ammoniak (grøn), partikulært ammonium (brun), og partikulært nitrat (blå). Målingerne ved Lindet og Frederiksborg er ophørt i henholdsvis 2009 og 2003. Målingerne med filterpaksopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009.



Figur 4 Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i 2010, 2009 og 2003.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2013

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2013 beregnet til hhv. 65 og 52 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 34 % siden 1989. For fosfor er depositionen estimeret til ca. 130 og 170 tons P til hhv. de indre danske farvande og landområder og der er ikke sket betydelige ændringer i depositionerne. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2013 beregnet til ca. 9,6 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1989. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2013 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om måling af ammoniakkoncentration ved Roskilde med høj tidsopløsning.