



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2014

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 163

2015



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2014

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 163

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. 163
Titel:	Atmosfærisk deposition 2014
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:	December 2015
Redaktion afsluttet:	Oktober 2015
Faglig kommentering: Quality assurance, DCE:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet 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 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 88 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163. http://dce2.au.dk/pub/SR163.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2014 beregnet til hhv. 89 og 63 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 35 % siden 1989. For fosfor er deponitionen estimeret til ca. 130 og 170 tons P til hhv. de indre danske farvande og landområder og der er ikke sket betydelige ændringer i deponitionerne. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2014 beregnet til ca. 13,7 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 70 % siden 1989. Koncentrationer og deponitioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2014 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og deponitioner 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 udviklingstendenser for koncentrationerne af svovldioxid set i lyset af reguleringen af udledninger af svovl fra skibstrafik.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Forsidefoto:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-165-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	88
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR163.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	8
1.1 Overvågningsprogrammet	8
1.2 Vejret i 2014	12
2 Kvælstof	16
2.1 Relevans	16
2.2 Målsætning	16
2.3 Kvælstofdeposition i 2014	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	23
2.9 Ammoniak og naturmålestationerne	23
2.10 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala	33
3 Fosfor	41
3.1 Relevans	41
3.2 Målsætning	41
3.3 Tilstand, udviklingstendens og årsag	41
4 Svovl	43
4.1 Relevans	43
4.2 Målsætning	43
4.3 Svovldeposition i 2014	43
4.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	44
4.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	46
4.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen	47
5 Tungmetaller	49
5.1 Relevans	49
5.2 Målsætning	49
5.3 Tilstand og årsag	49
6 Ozon og vegetation	55
6.1 Relevans	55
6.2 Målsætning	55
6.3 Tilstand, udvikling og årsag	55
7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	59
7.1 Relevans	59
7.2 Målsætning	59
7.3 Våddeposition af pesticider	59
7.4 Våddeposition af nitrophenoler	61
7.5 Våddeposition af PAH	62

8	Fokuspunkt: Effekten af svovlreduktion i skibsbrændstof på koncentrationerne af svovldioxid	64
8.1	Regulering af svovlindhold i skibsbrændstof	64
8.2	Målemetoder og modelberegninger	65
8.3	Udviklingstendens i koncentration af svovldioxid	67
8.4	Indflydelse fra udbrud i lavaområdet Holuhraun på Island i 2014	70
8.5	Sammenfatning og konklusion	72
	Referencer	74
	Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	79
	Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	80
	Bilag 3 Prosulfocarb	84

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 2014.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser, bl.a. i forhold til en række EU-direktiver inden for natur- og miljøområdet. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luftkvalitet.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljø- og Fødevarerministeriet 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 arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagcentret 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 2014, som udgives af DCE, GEUS og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra 2014. 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 2014 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM til 89 ktøns N (8,4 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 63 ktøns N (15 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med ca. 35 % i perioden 1989-2014. Faldet i kvælstofafsætningen er relativt jævnt i den første del af perioden, og er fladet noget ud i de seneste år. 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 2014 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 1989-2014.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2014 beregnet med DEHM til ca. 13,7 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 70 % 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 2014 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 24 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 2009-2014 ligger under 6.000 ppb timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). I 2014 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 2014 kun overskredet ved Risø og Ulborg.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø viser, at våddeposition i 2014 lå h.h.v. på omkring 104 og 115 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for pesticider (19 stoffer), hvoraf over 60 % alene stammer fra prosulfocarb. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på h.h.v. 815 og 1155 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og depositionen af PAH (22 stoffer) lå på h.h.v. 116 og 145 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Resultaterne fra Sepstrup Sande undervurderer den årlige våddeposition grundet tekniske vanskeligheder med udstyret i januar-februar. Kapitlet indeholder endvidere en analyse af udviklingstendenserne for prosulfocarb, som har været særligt i fokus grundet fund af prosulfocarb i forbindelse med økologisk æbleproduktion.

Rapporten afsluttes med et Fokuspunkt med analyse af udviklingstendenserne for koncentrationerne af svovldioxid set i relation til nedsættelse af det tilladte svovlindhold i skibsbrændstof i forbindelse med årsskiftet 2014/2015. Svovldioxidkoncentrationerne i januar-maj 2015 faldt med 50-60 % set i forhold til gennemsnittet fra de samme måneder i de foregående fire år, hvilket vurderes at skyldes reducerede udledninger fra skibsbrændstof. I forbindelse med analysen blev der observeret udsædvanligt høje koncentrationer af svovldioxid i efteråret 2014, som formentligt stammer fra vulkanudbrud på Island.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2014 omkring luftkvalitet og atmosfærisk deposition i relation til vandmiljø og naturen. Den anden del af programmet omkring luftkvalitet i relation til sundhed og med fokus på byerne bliver rapporteret særskilt i efteråret 2015 (Ellermann et al., 2015).

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- og svovlforbindelser, som er vigtigst i relation til eutrofiering og for-suring.
- Skøn over depositionen af fosfor.
- 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 (pesti-cider, PAH og nitrophenoler).
- Naturdelprogram med fokus på afsætning af kvælstof til følsomme na-turområder. Denne del omfatter målinger af ammoniakkoncentrationer på en lang række naturområder.
- Naturdelprogrammet omfatter også modelberegninger af kvælstofdepo-sition til udvalgte naturområder. Disse beregninger foretages med høj geografisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for am-moniakdepositionen 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 2014, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af koncen-trationer 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 til-førsel af eutrofierende, forsurende og miljøskadelige stoffer til danske øko-systemer. 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 op-fylde målsætningen er hovedparten af overvågningsprogrammet rettet mod

baggrundsområderne i Danmark (uden for byer og ikke tæt ved lokale kilder), idet det er hensigten at måleprogrammet skal afspejle de regionale niveauer, og ikke blot en enkelt nærværende 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 2014 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

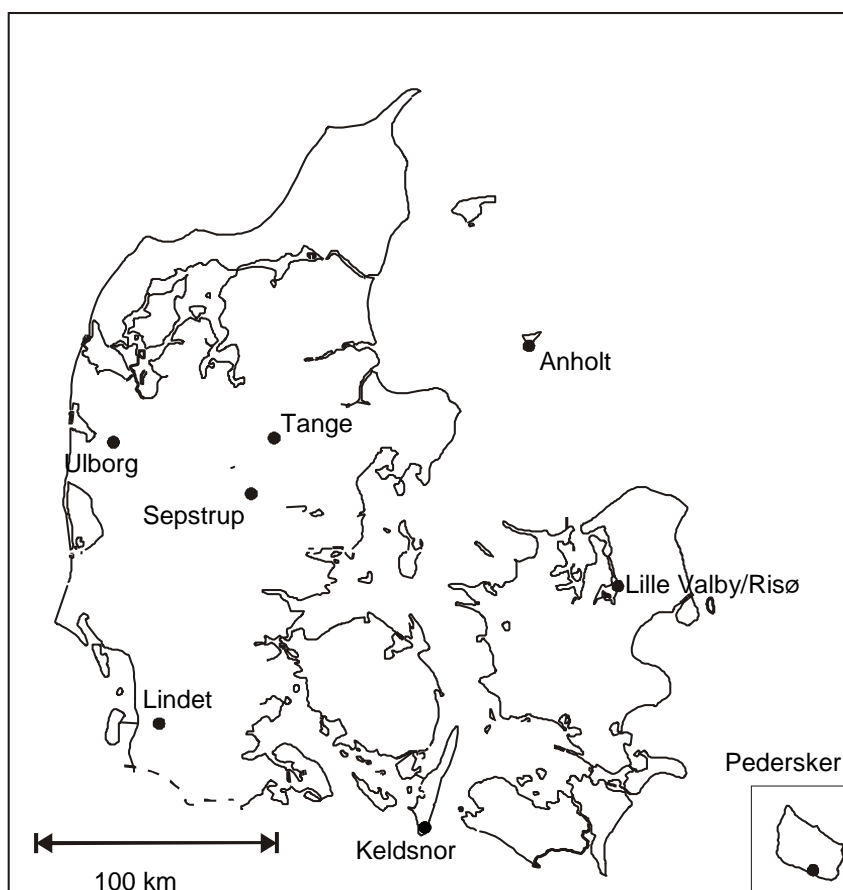
- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat, fosfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentrationer af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og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

Den ene af disse målestationer (Ulborg) var for en række af målingerne ude af drift i store dele af 2014, som en konsekvens af at stormen Bodil væltede målestationen i december 2013.

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 2014 bestod denne del af programmet af naturmålestationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmose), samt 15 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 Delprogram for luft under NOVANA.

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, 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, S, Ni, As, Cd, og Pb. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Naturstation: Denuder: måling af NH₃, HNO₃ og partikulært 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.

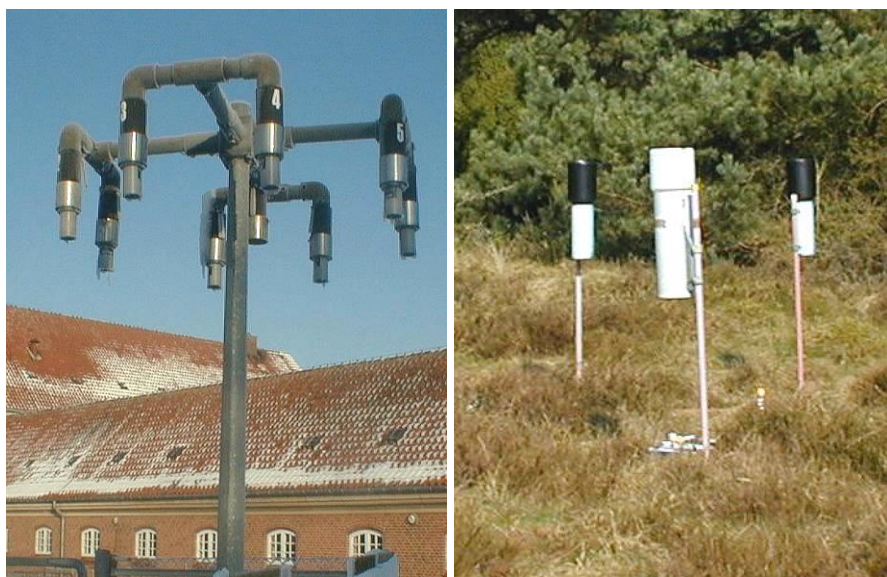
**** Grundet stormen i december 2013, blev der i 2014 ikke foretaget målinger med filterpack og af NO₂ og O₃.

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.
- Monitering under Oslo-Paris-Kommissionen (OSPARCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- Monitering 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). 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 tragt og en opsamlingsflaske monteret forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark og de danske farvandsområder (undtagen den vestligste del af Nordsøen, hvor den geografiske opløsning er på 17 km x 17 km). Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren, som er opdelt i 29 lag af gitterceller, hvor det nederste lag er relativt tyndt (12 m), hvorefter lagene stiger i tykkelsen op til de øverste lag, som er relativt tykke (2000 m). Siden rapporteringen for år 2010 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

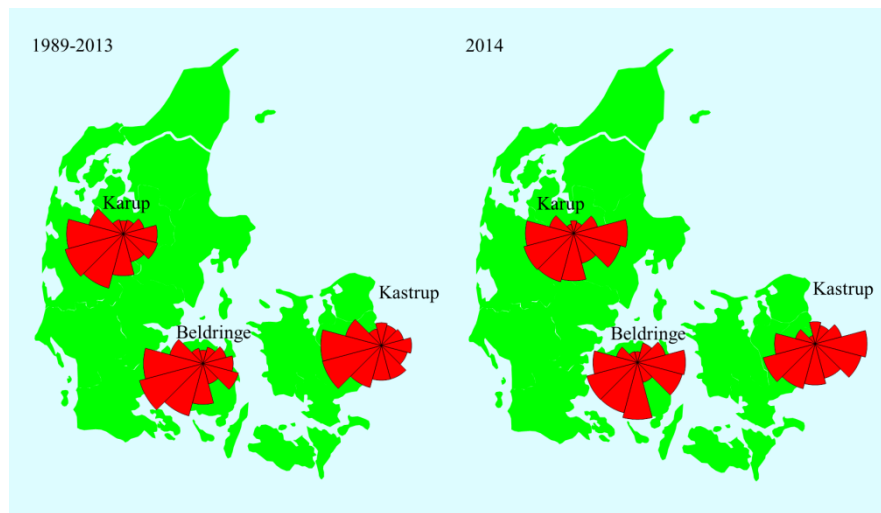
Beregningerne for 2014 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (*Grell et al. 1995*), som indgår i modelsystemet kaldet THOR (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (*Hertel et al. 2002*). Disse er baseret på 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 2014 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2013 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DCE (*Nielsen et al. 2015*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2013, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP 2015*), og som omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2013, 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, som er en kombination af DEHM og lokal-skalamodellen 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 2014

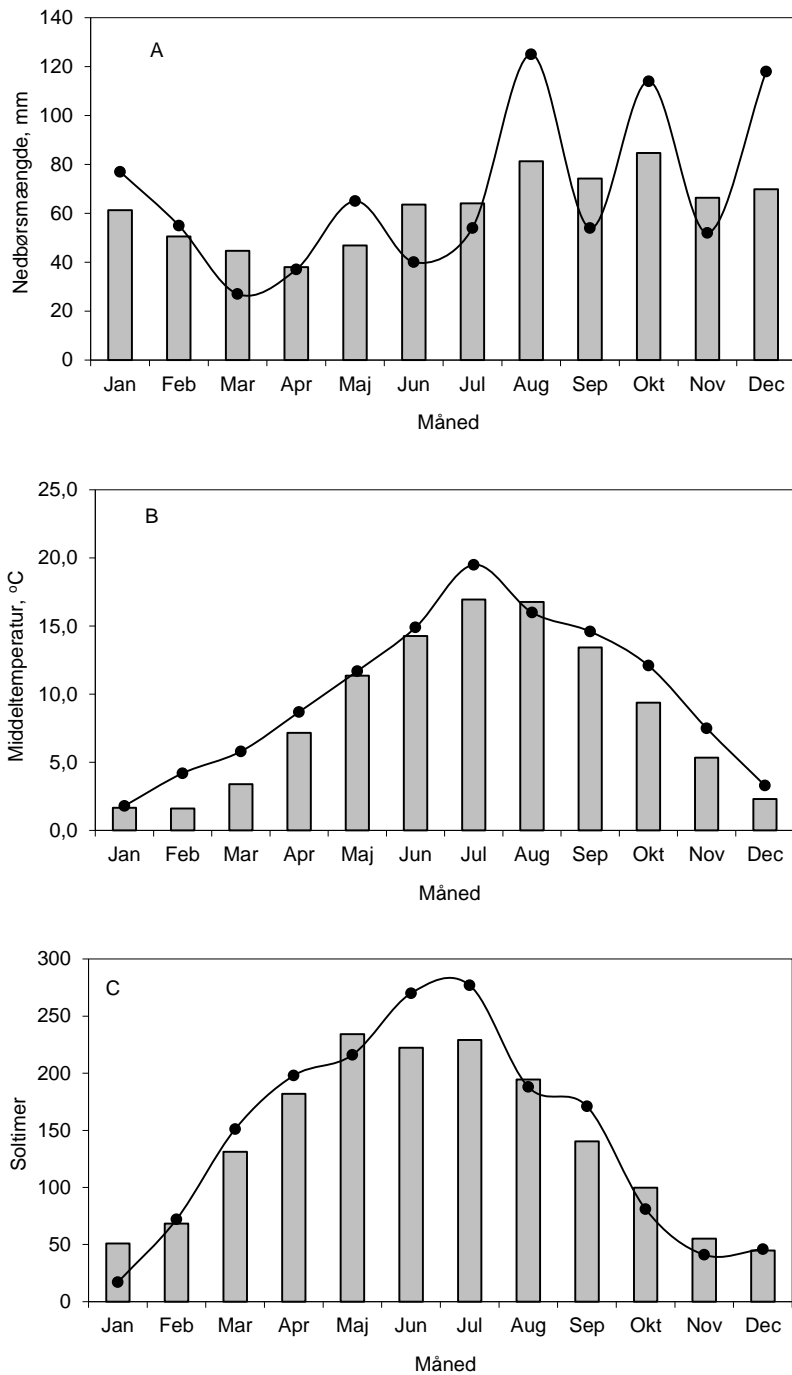
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponerer til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2014.

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 2014 var sydvest og at vindrosen for 2014 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2013. Dog var østlig, sydøstlig og sydlig vind mere hyppig i 2014 end i resten af periode. 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 2014. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (figur 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Landsgennemsnittet for nedbøren i Danmark i 2014 var med 818 mm nedbør 22 % højere end i 2013 (669 mm), 14 % højere end normalen for 1961-1990 (712 mm) og 10 % højere end gennemsnittet for perioden 1989-2014 (745 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2015). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A) med nedbørsmængder i august, oktober og december, som var tydeligt over gennemsnittet for 1989-2014, mens nedbørsmængderne i marts, juni, september og november var under gennemsnittet. I 2014 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (omkring 950 mm), hvor der til sammenligning faldt omkring 650 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 større forskel mellem farvandene i 2014 end i 2013. Der ses en stigning i nedbøren for stort set alle farvandene fra 2013 til 2014 (figur 1.5), hvor stigningen er relativt stor for Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.



Figur 1.4. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2014, mens søjlerne angiver middel for 1989-2014. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2015).

Den årlige middellufttemperatur i 2014 var 10,1 °C, og dermed blev 2014 et rekordvarmt år siden 1984. Middelttemperaturen var 1,7 °C højere end i 2013 (8,4 °C), 2,4 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7 °C (DMI 2015), og 1,5 °C højere end gennemsnittet (8,6 °C) for perioden 1989-2014, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2014). Januar-marts var betydeligt mildere end sædvanligt. Juli og oktober-december var ligeledes varmere end sædvanligt, mens den øvrige variation over året følger den typiske årsvariation (figur 1.4 B). 2014 var mere solrigt end 2013 og end normalt. Antallet af soltimer (figur 1.4 C) var på 1727 timer, hvilket er såvel over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) som over

gennemsnit for perioden 1989-2014 (1653 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2015).

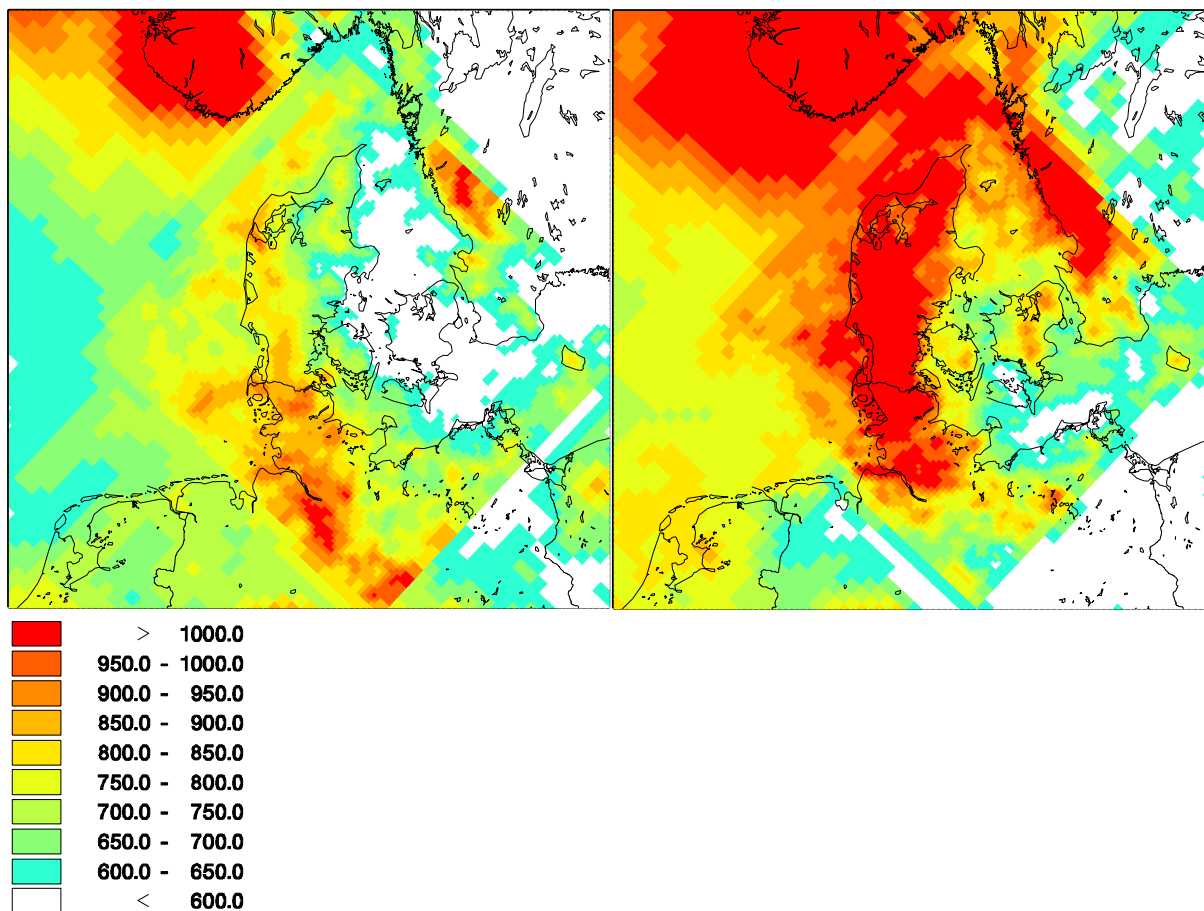
Links

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 2013 (venstre) og 2014 (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 afsættningen 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.

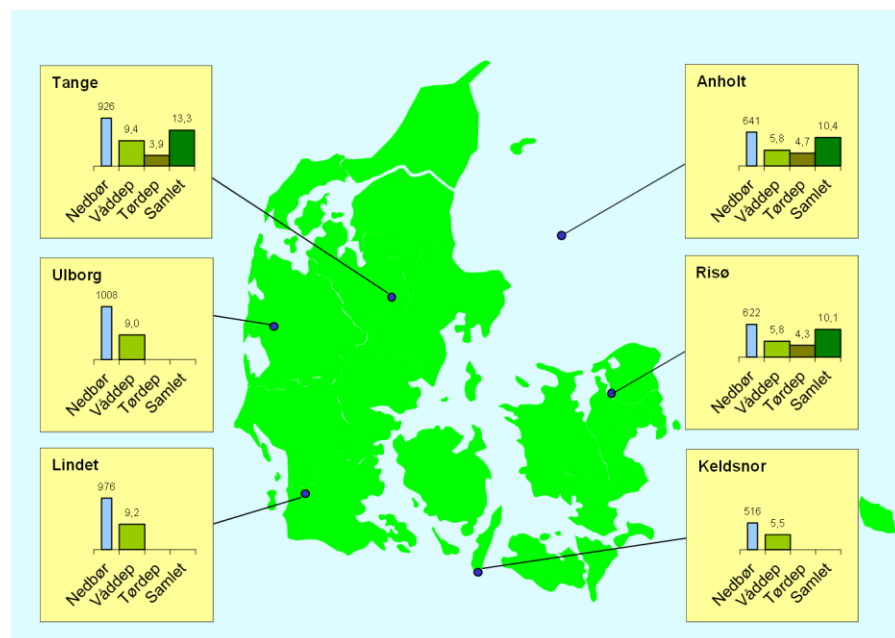
2.3 Kvælstofdeposition i 2014

I 2014 blev den samlede deposition af kvælstof (summen af våd- og tørdepositionen) målt på tre målestationer dvs. Tange, Anholt og Risø (figur 2.1). Dele af måleprogrammet på Ulborg var midlertidigt ude af drift i 2014, da målestationen blev ødelagt af stormen i december 2013. Målingerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2014 i områderne omkring hovedstationerne lå på 10-13 kg N/ha, hvilket er 20-30 % højere end deposition til landområderne i 2013. Den højere deposition skyldes primært større nedbørmængde og dermed større våddeposition. Depositionen til vandområderne ved Anholt lå på 7 kgN/ha, hvilket ligeledes er 20 % højere end i 2013 og skyldes ligeledes mere nedbør og dermed større våddeposition.

De laveste depositioner blev bestemt på Anholt, Risø og Keldsnor (kun våddeposition). Disse målestationer bliver kun udsat for begrænsede lokale landbrugspåvirkninger 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 nedbørmængder end den østlige del af landet. Forskellen mellem alle målestationerne er dog kun omkring 30 %.

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



Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2014. 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. Der er midlertidigt kun målt våddeposition ved Ulborg i 2014.

Links

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

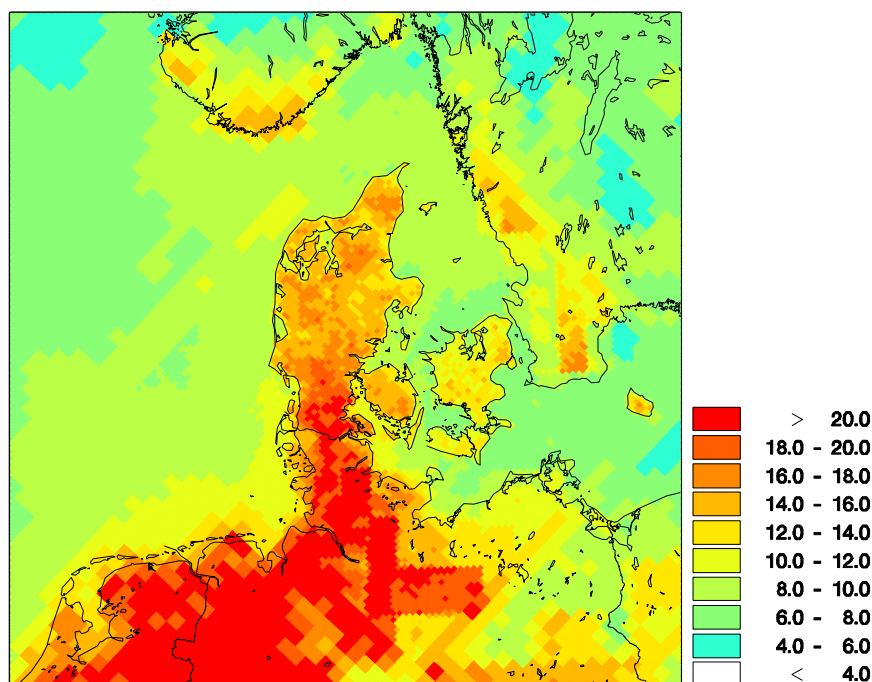
<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2014 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 89.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 8,4 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er omkring 37 % højere end rapporteret for 2013 (65.000 tons N) og omkring 10 % højere end rapporteret for 2012 (81.000 tons N). Den væsentligt højere deposition i 2014 sammenlignet med 2013 skyldes hovedsageligt en stigning i våddepositionen. Stigningen i våddepositionen skyldes primært den væsentligt højere nedbørsmængde over farvandene i 2014 sammenlignet med 2013 (Figur 1.5).

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 15 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als og Kalø Vig, mens den laveste deposition på omkring 6,5 kgN/ha er beregnet for Østersøen og Øresund. Endvidere ses en gradient med de højeste depositio-

ner 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 2014. 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 2014. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition/ areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	7,9	34	42	8,6	48.754
Skagerrak – dansk del	1,3	7,8	9,0	8,8	10.329
Kattegat – svensk del	0,8	5,1	5,9	8,8	6.743
Kattegat – dansk del	2,9	12	15	8,7	16.830
Nordlige Bælthav	0,8	2,5	3,3	8,4	3.909
Lillebælt	0,8	1,8	2,6	12	2.171
Storebælt	1,1	2,7	3,8	8,3	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,7	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,6	0,7	7,7	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,6	1,6	2,2	8,7	2.547
Østersøen - dansk del	2,4	7,8	10	6,8	14.926
Alle danske farvandsområder	18	71	89	8,4	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 2014 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 63.000 tons N (tabel 2.2), hvilket er 20 % højere end beregnet for 2013 (52.000 ton). Tilsvarende stigning blev observeret ved målestationerne (Kapitel 2.3) Det er våddepositionen, som er ændret fra 2013 til 2014 som følge af højere nedbørsmængder. Disse variationer fra år til år skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 15 kgN/ha, hvilket er 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 7 kgN/ha og omkring 21 kgN/ha beregnet som gennemsnit for modellens gitterceller på 6 km x 6 km (figur 2.2). Årsagen til den store variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af landoverfladens karakter og 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. Mindst deposition ses på Sjælland 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 2014.

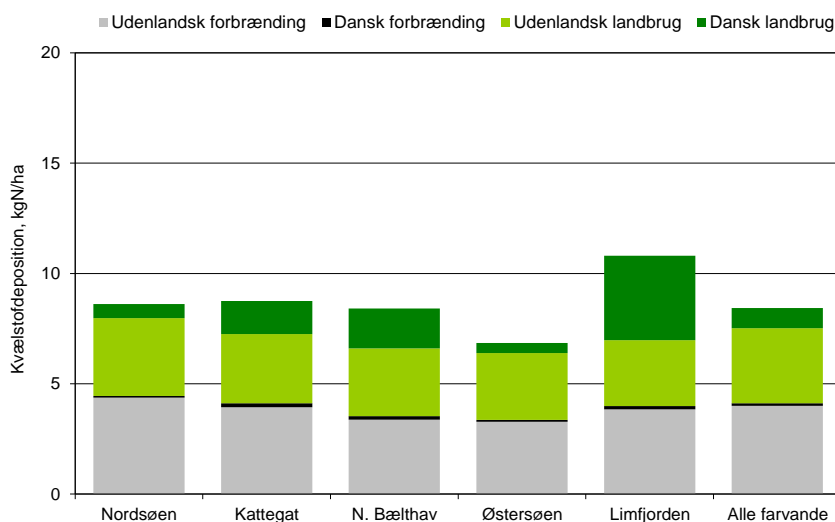
	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordjylland	5,0	6,6	12	15	7.907
Midtjylland	8,7	11	19	15	13.093
Syddanmark	9,3	11	20	17	12.130
Sjælland	4,5	4,5	8,5	12	7.268
Hovedstaden	1,5	1,6	3,1	12	2.567
Hele Landet	28	34	63	15	42.927

2.6 Kilder til kvælstofdeposition

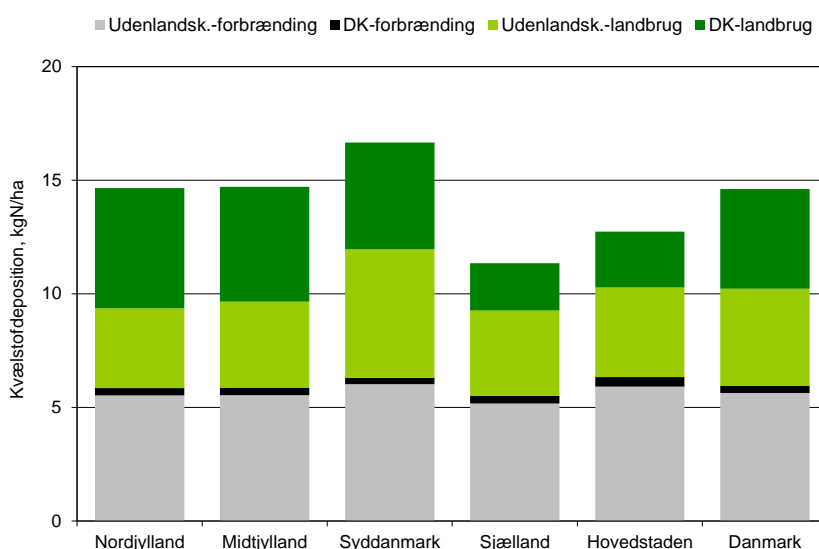
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion) og udslip, som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissi-

onerne 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 i Danmark stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2014 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 2014 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 2014 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 de-

positionen til de åbne danske farvande estimeret til kun at være på ca. 12% i 2014, mens den i 2013 og 2012 lå på henholdsvis 16 % og 13%. Disse små variationer mellem årene skyldes naturlige variationer i nedbørsmængderne, som giver variation i mængden af våddeposition, som fortrinsvis kommer fra udenlandske kilder. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (24 %), Lillebælt (22%), Storebælt (20%) og Kattegat (19%) og den mindste i Nordsøen (9%) 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. 37 % 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. 32 %, hvilket er omkring 10% lavere sammenlignet med 2013, hvilket hænger sammen med den større andel af våddeposition, som hovedsageligt kommer fra udenlandske kilder. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 37-38% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 23%. 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. 35 % siden 1989.

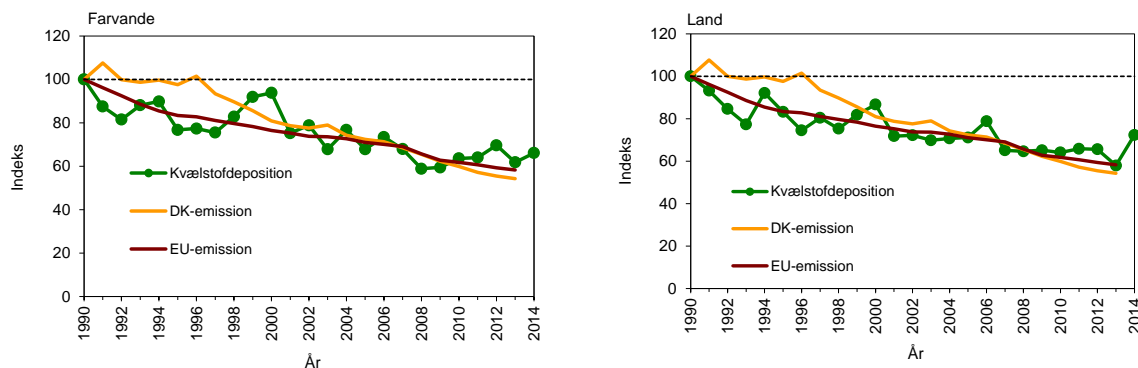
Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være betydelige afvigelser fra det generelle billede. Årsag til dette er navnlig deposition af ammoniak, som udgør en betydelig del af den samlede kvælstofdeposition og som varierer fra 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. Variationerne fra år til år skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold, hvilket f.eks. kan ses for 2014, hvor stigningen i nedbør er hovedårsagen bag stigningen fra 2013 til 2014. Navnlig for deposition til farvandene ses betydelige variationer mellem årene. 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 normalt ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne. Stigning af 2013 til 2014 er dog en undtagelse fra dette billede.

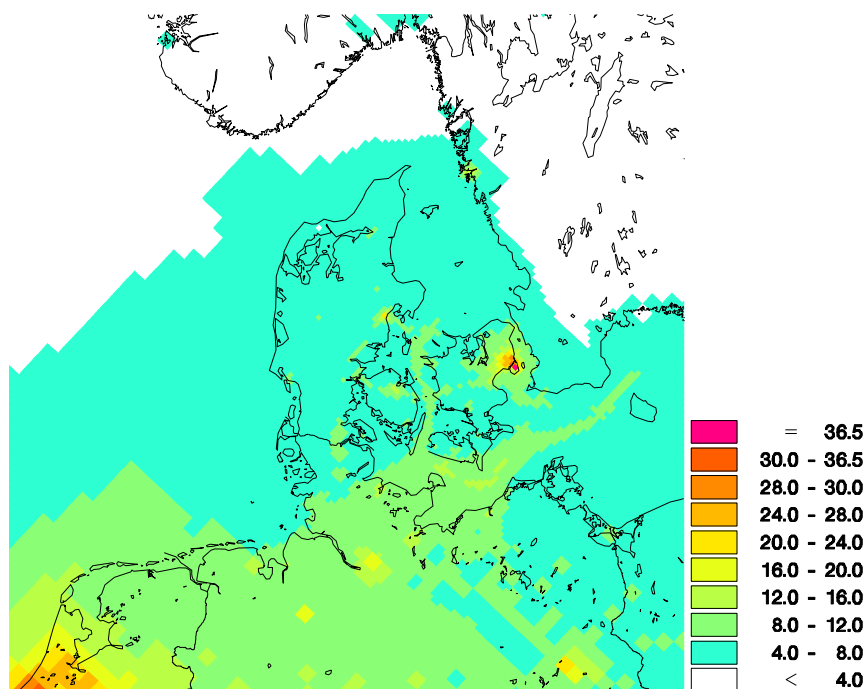
De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposition foretaget ud fra målinger af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



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 i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. 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. Opgørelsen af emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen et al. 2015) og fra EU-landene fra EMEP (EMEP 2015).

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 µg/m³ som årsmiddelværdi. Resultater for 2014 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddelkoncentrationerne under 12 µg/m³, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2014.



Figur 2.6. Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2014 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er 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 (1/2-1 måned) af ammoniakkoncentrationen på kvælstof-følsomme 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 2014 er der målt ammoniakkoncentrationer på i alt 15 naturmålestationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmose, hængesæk og sure overdrev. Målingerne på nogle af de sure overdrev er, i modsætning til hovedparten af de øvrige lokaliteter, placeret nær marker og dermed også tættere på kildeområder i forbindelse med udbringning af gødning.

Belastningen ses oftest i sammenhæng med "tålegrænser" (Critical Load, 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.

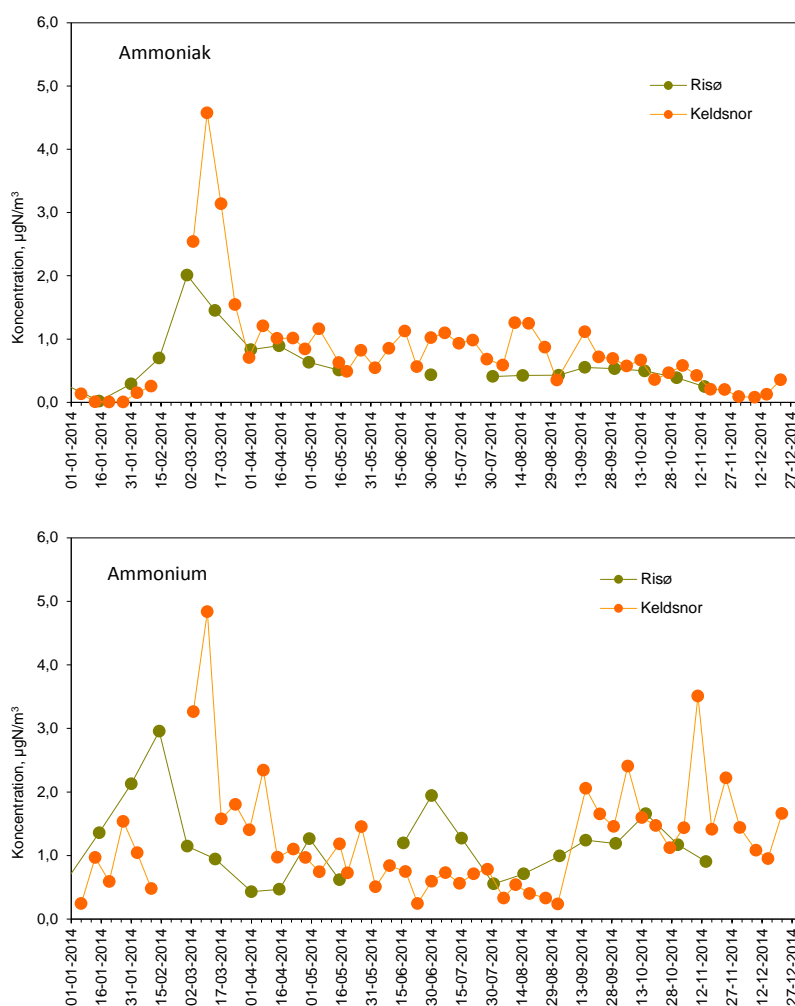
For ammoniak er der fastsat kritiske luftkoncentrationer (Critical Level), hvor koncentrationer over disse grænser giver skade på naturområder. I 2010 blev en revision af Critical Levels for ammoniak vedtaget i regi af Göteborgkonventionen om langtransporteret luftforurening under UNECE (EMEP 2010). Ved denne revision er niveauet for skadevirkning sat væsentlig ned. Som årsmiddelværdi er Critical Level (long term) for ammoniak sat til $0,8 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ 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 filterpackopsamleren (se afsnit 1.1). Fra og med 2010 er koncentrationsmålingerne af ammoniak/ammonium med denudermetoden nedlagt på to stationer (Anholt og Lindet), mens der er oprettet en station på Risø ved Roskilde. På 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 2014 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. Dog er der i 2014 et mere markant forårsmaksimum på Keldsnor end Risø, hvilket formentligt skyldes at Keldsnor er placeret tættere på landbrug end Risø. De laveste ammoniakkoncentrationer ses i vintermånederne, hvor niveauerne er nogenlunde som i vinterperioden i 2013. På både Keldsnor og Risø ses forårsmaksimum at optræde i slutningen af marts, hvilket er en måned tidligere end i 2013 og skyldes den milde vinter i 2014 (afsnit 1.2). Herefter falder værdierne til et lidt lavere niveau hen over sommeren. I august og september ses kun en mindre stigning i ammoniakkoncentrationerne, hvor der tidligere år er observeret en mere tydelig effekt af 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 (ligesom for ammoniak) skyldes det langtransport af ammonium fra udenlandske kilder. I 2014 ligger årsmiddelværdien på

Keldsnor omtrent på niveau med 2013, mens der på Risø ses en mindre stigning i koncentrationerne. Stigning 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.



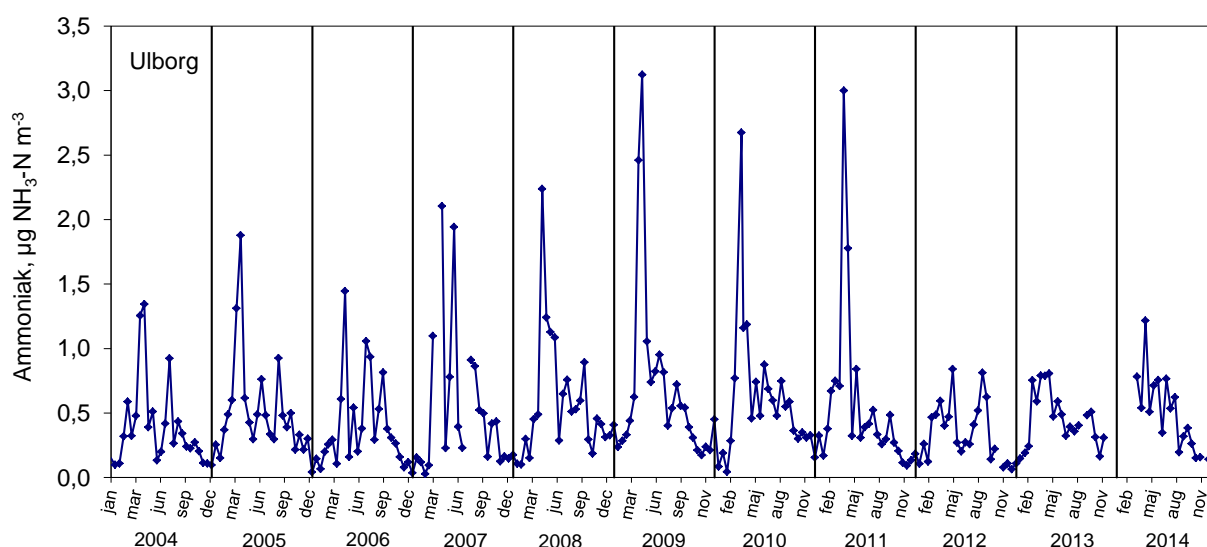
Figur 2.7. Koncentration af gasformig ammoniak (NH_3) og partikulært ammonium (NH_4^+) målt på Keldsnor og Risø i 2014. Målingerne fra Risø er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode), mens målingerne fra Keldsnor er ugemiddelværdier, som for sammenlignelighedens skyld er blevet midlet til to-ugersmiddel.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2014. Årsmiddelværdien i 2014 er $0,47 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, hvilket er på niveau med 2013. Der mangler dog data for januar og februar, hvilket normalt er måneder med lav koncentration, så værdien ligger for højt i forhold til den rigtige årsmiddelværdi i 2014.

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 ses også en svag koncentrationsforøgelse i oktober/november (2005, 2007 og

2008). Alle år ses minimum i koncentrationsniveauerne i vintermånederne. Der er lidt varierende koncentrationsniveauer om vinteren og det kan muligvis skyldes varierende temperaturer, da øget temperatur, alt andet lige, vil betyde øget koncentration. Det kan også skyldes forskellig hyppighed af nordlige vinde, idet lokaliteten kan være påvirket af udledninger fra husdyrproduktion mod nordøst.

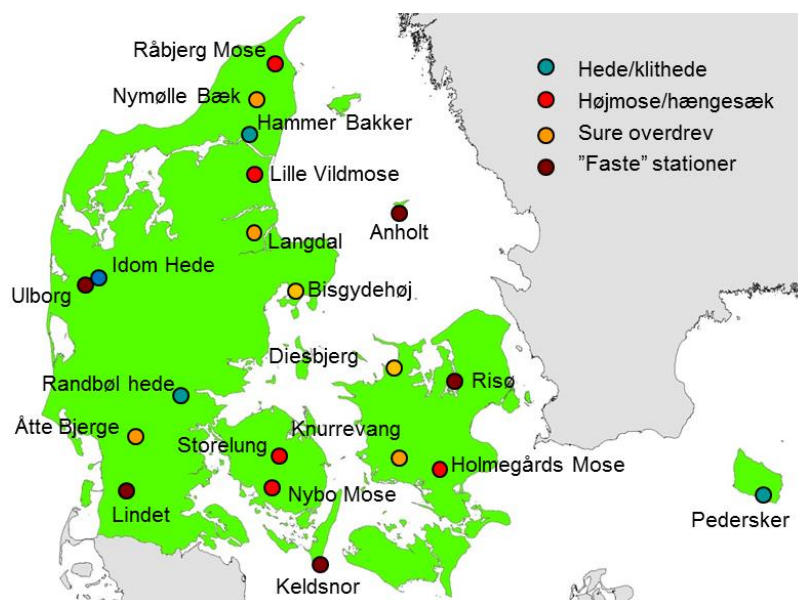
2012 og 2013 varierer tydeligt fra de seneste år. Den mest markante forskel mellem 2012-2013 og de seneste år er, at den markante forårstop er meget mindre tydelig end tidligere og at koncentrationen i sommermånederne er lav sammenlignet med tidligere. Årsag til, at den markante forårstop ikke ses så tydeligt i 2012 og 2013 er formentligt de meteorologiske forhold i forbindelse med forårsudbringning af gødning. 2014 viser i en vis grad den samme tendens, men her ses dog en forårstop, men på et lavere niveau end i perioden før 2012.



Figur 2.8. Koncentrationer af gasformig ammoniak målt på Ulborg i perioden 2004-2014. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode). De manglende data for december 2013 til marts 2014 skyldes stormvejret, som ødelagde målestationen i december 2013.

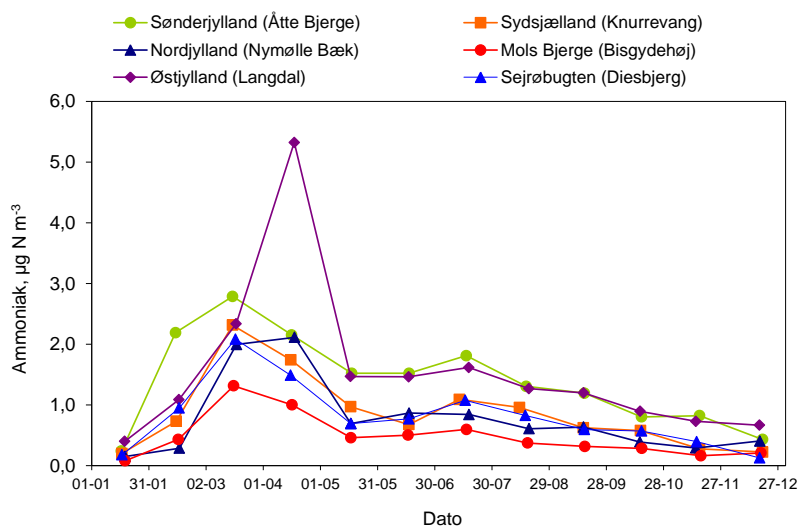
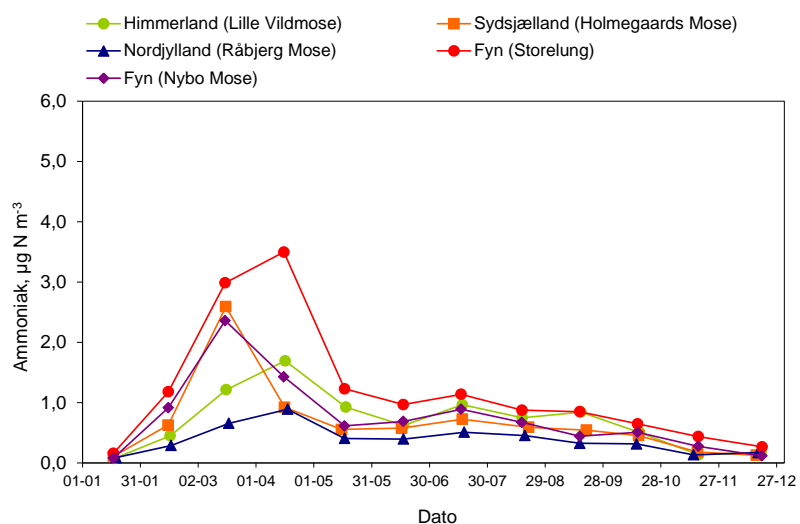
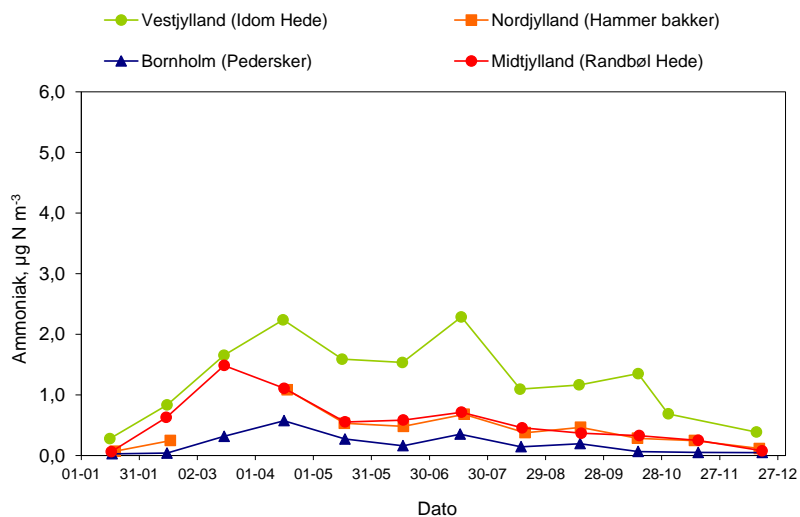
Naturstationer

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 månedsmiddelkoncentrationer af ammoniak (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 2014 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 2014 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 2014 er månedsmiddel fra d. 1. til d. 1. måneden efter.



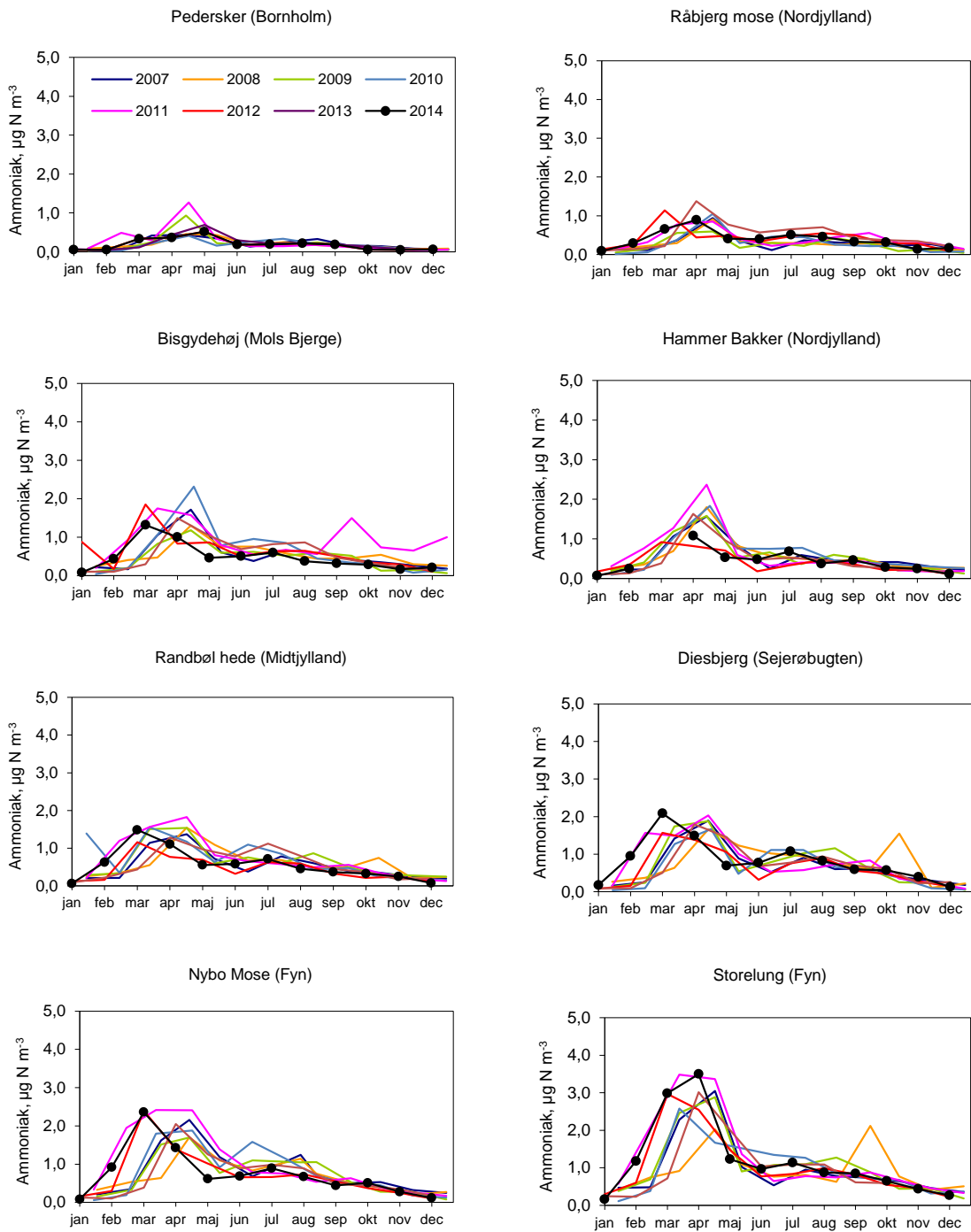
Figur 2.10. Koncentrationer af gasformig ammoniak i 2014 på en række naturlokaliteter fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddelværdier markeret ved midten af opsamlingsperioden. Bemærk de forskellige y-akseinddelinger. Øverst: hede (Idom Hede: månedsmiddelværdierne er midlet fra målinger på halvmånedsbasis). Midt: højmoser og hængesæk. Nederst: sure overdrev.

Niveauerne for højmoserne adskiller sig kun lidt mellem 2013 og 2014, hvor eneste forskel er en 20% stigning målt på Storelung. 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 2014 som den eneste over niveauet, mens de øvrige ligger lige under Critical Level-niveauet.

Årsmiddelværdien i 2014 for overdrevslokaliteterne ligger også stort set på niveau med niveauet i 2013, hvor den eneste markante ændring er et fald ved Langdal, der efter et højt koncentrationsniveau i 2013 ($2,1 \mu\text{gN}/\text{m}^3$) nu er tilbage omkring niveauet fra 2012. 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 ($1,6-3,3 \mu\text{g N m}^{-3}$).

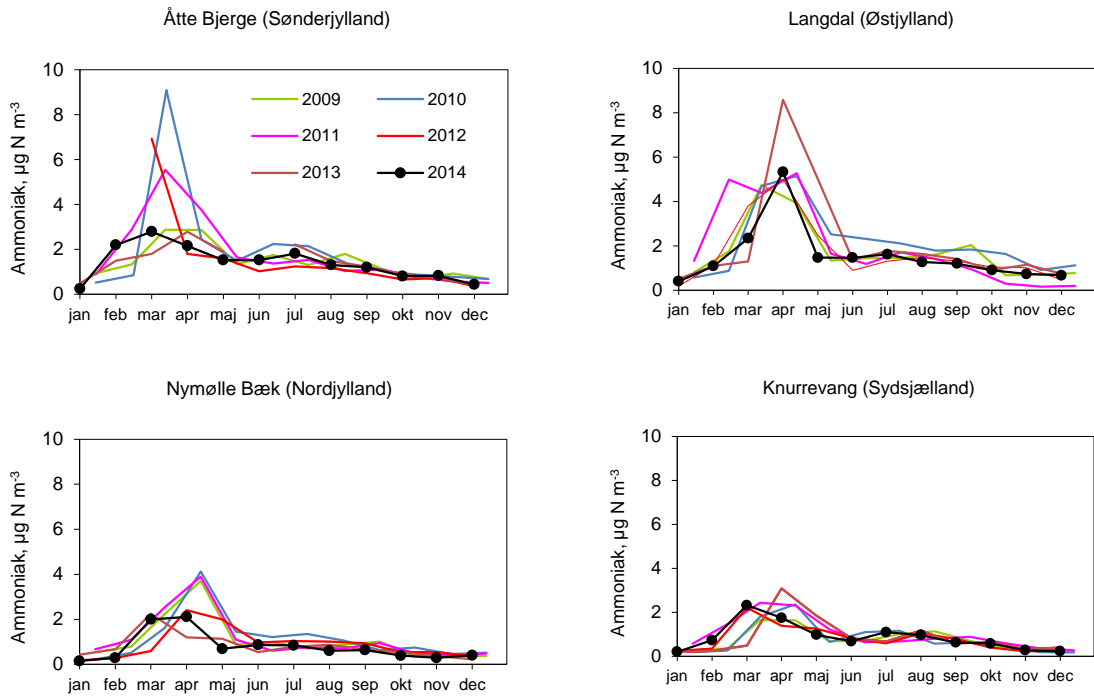
I 2014 lå årsmiddelkoncentrationerne ved Ulborg og Lindet på henholdsvis $0,4$ og $1,2 \mu\text{g N}/\text{m}^3$. Ved Lindet ligger koncentrationerne over niveauet for Critical Level for lav og mos.

Figur 2.11 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2007-2014 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 yderpunkter (Diesbjerg oktober/november 2008, Storelung september/oktober 2008, Randbøl Hede januar/februar 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 i de pågældende lokalområder.



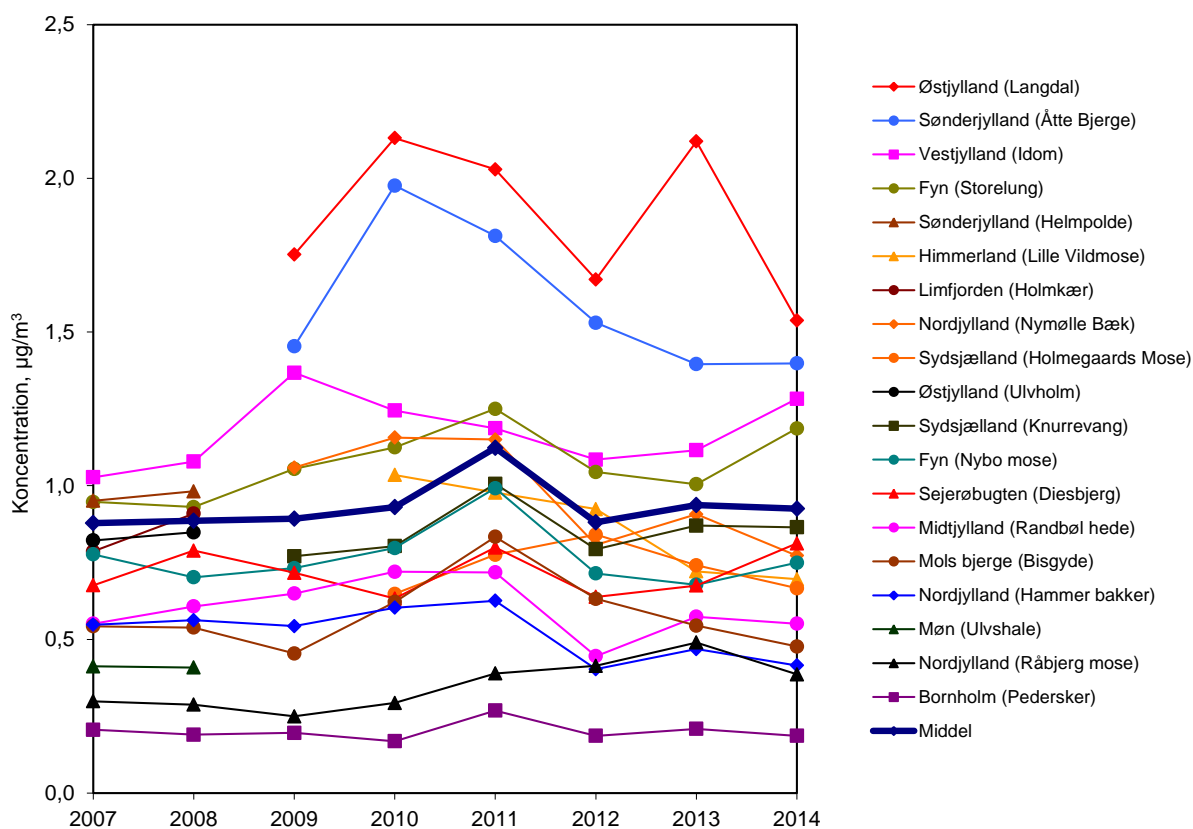
Figur 2.11. Koncentrationer af ammoniak på en række stationer i årene 2007-2014. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012-2014.

Figur 2.12 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2009-2014 på fire af overdrevsstationerne, der alle ligger tæt ved landbrugsområder (bemærk at opsamlingsperioderne er forskubbet en halv måned i 2012-2014 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 2009-2014. Målingerne er månedsmiddelværdier og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012-2014.

Da målingerne af ammoniak efterhånden har været foretaget på de samme målestationer i op til 8 år, er der i år gennemført en analyse af udviklingstendensen for ammoniakkoncentrationen på målestationerne. I figur 2.13 ses de målte koncentrationer i perioden fra 2007 til 2014, hvor der på en række målestationer først er påbegyndt målinger i 2009 eller 2010. Først og fremmest ses store år til år variationer på målestationerne, hvilket hænger sammen med de naturlige variationer i de meteorologiske forhold og variationerne i landbrugsaktiviteterne. Dernæst ses stor forskel i udviklingen på målestationerne. Nogle målestationer viser en tendens til en stigning, mens andre viser samme niveau og andre igen viser en tendens til et fald. I figur 2.13 er der i tillæg angivet en beregnet gennemsnitlig udviklingstendens, som viser at der ikke er sket en målbar ændring i koncentrationerne. Dette er i relativt god overensstemmelse med ændringerne i de danske ammoniakemissioner, som viser et fald på kun 11 % i perioden fra 2007 til 2013 (Nielsen et al., 2015).



Figur 2.13. Årsmiddelkoncentrationer af ammoniak i perioden fra 2007 til 2014 på en række naturlokaliteter fordelt over landet. Middel repræsenterer en vægtet middel af den gennemsnitlige udviklingstendens for målestationer, som har været aktive fra 2007-2014.

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 land-overfladens 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 2014 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 128 udvalgte naturområder. DCE's målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne. De resterende naturområder er valgt blandt 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 regionalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved DMU (nu Institut for Miljøvidenskab, AU) (Olesen *et al.* 2007, Sommer *et al.* 2009, Christensen 1997, Brandt *et al.* 2012, Geels *et al.* 2012a, Geels *et al.* 2012b). 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 med inddragelse af kilderne både i og udenfor beregningsområdet. Øvrige deposition af primært langtransporterede kvælstofkomponenter beregnes med DEHM og er et gennemsnit for et 6 km x 6 km stort område. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstof og partikelbundet kvælstof samt våddeposition af kvælstof.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2014 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell et al. 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2013 med hensyn til den totale emission og for år 2012 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, Skjøth et al. 2004, Skjøth et al. 2011). 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 2014 til naturområderne ses i tabel 2.4, hvor også naturtypen er angivet. Alle områderne findes også i beregningerne for 2013. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition af kvælstof. Årsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen i luften er også angivet, idet koncentrationen relaterer til Critical Level nævnt i forrige afsnit 2.9. Lokaliteterne er grupperet således, at DCE's målestationer listes først og dernæst lokaliteterne opdelt efter naturtype. Inden for hver naturtype er lokaliteten sorteret efter størrelsen af den totale deposition. UTM-koordinaterne for lokaliteten er også angivet.

I 2014 varierer det deponerede kvælstof fra ammoniak fra ca. ½ kg til 5 kg N/ha ligesom i 2013. 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 9 og 23 kg N/ha, hvilket er 1-4 kg N/ha højere end i 2013 og skyldes hovedsageligt en større våddeposition. Tallene i tabellen angiver depositionen beregnet til selve naturtypen, hvilket f.eks. giver den høje deposition til naturområder med skov, som har den højeste overfladeruhed.

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 2014. 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	7	11	0,18
Frederiksborg	709275	6206200	Nåleskov	1	7	6	15	0,39
Keldsnor	611830	6067965	Landbrug	2	2	7	11	0,74
Lindet	492639	6110572	Nåleskov	5	8	10	23	1,63
Tange	537179	6245564	Løvskov	4	8	8	20	1,21
Ulborg	464574	6238511	Nåleskov	3	7	7	17	0,97
Lønborg Hede	464133	6191766	Hede (4010, 4030)	2	2	7	11	1,13
Helm Polde	495609	6113550	Hede (4010, 4030)	3	2	10	15	1,54
Raghammer	879904	6112511	Hede, tør (4030)	2	3	6	10	0,84
Idom Hede	468009	6241232	Hede, tør (4030)	2	2	8	11	1,29
Hammer Bakker	562818	6332218	Hede, tør (4030)	2	1	9	12	0,98
Ovstrup Hede	495731	6233560	Hede, tør (4030)	3	2	9	13	1,37
Randbøl Hede (V)	507386	6168544	Hede, tør (4030)	2	2	10	13	0,92
Råbjerg Mose	581317	6379869	Hængesæk (7140)	2	2	7	11	0,89
Holmegårds Mose	677828	6131314	Højmoser (7110)	2	2	7	10	0,82
Lille Vildmose	571532	6303179	Højmoser (7110)	1	2	8	11	0,81
Nybo Mose	587270	6110479	Højmoser (7110)	2	2	8	12	0,98
Storelung	579830	6123909	Højmoser (7110)	3	2	8	13	1,54
Ulvshale	708637	6104115	Kystklit (2250)	1	2	6	9	0,40
Husby Klit	446257	6239001	Kystklit (2130)	1	2	7	10	0,59
Hansted (S)	473296	6323196	Klit (2140)	1	2	9	11	0,45
Diesebjerg	652261	6189135	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	9	0,64
Bisgyde Høj	595529	6232299	Overdrev, sure (6230)	1	2	7	11	0,68
Knurrevang	666223	6133857	Overdrev, sure (6230)	2	2	7	11	1,05
Langdal	567852	6269019	Overdrev, sure (6230)	4	2	8	13	2,14
Nymølle Bæk	573936	6351438	Overdrev, sure (6230)	3	1	10	14	1,67
Åtte Bjerge	498415	6145321	Overdrev, sure (6230)	4	2	11	16	2,16
Melby Overdrev	686757	6212102	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,34
Ellinge Lyng	658370	6195478	Klithede (2140)	1	2	6	9	0,54
Eskebjerg Vesterlyng	642771	6178465	Klithede (2140)	2	2	6	9	0,72

Tabel 2.4. Fortsat.

Lokalitet	UTM-E	UTM-N	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposition	Øvrige tør- deposition	Våd- deposition	Total deposition	Årsmiddel- koncentration
Præstesø	580286	6388159	Kliithede (2140)	1	2	7	9	0,33
Præstø Fed	697991	6115808	Kliithede (2140)	1	2	6	9	0,49
Hulsig	587503	6394564	Kliithede (2140)	0	2	7	9	0,16
Pælebakke Klit	588945	6397567	Kliithede (2140)	0	2	7	10	0,14
Bulbjerg	501381	6333960	Kliithede (2140)	1	2	7	10	0,38
Skavemose	446606	6237954	Kliithede (2140)	1	2	7	10	0,65
Damsted Klit	592840	6397414	Kliithede (2140)	0	2	7	10	0,14
Nissekær, Glæde	494245	6330636	Kliithede (2140)	1	2	8	10	0,37
Lild Strand	497213	6333713	Kliithede (2140)	1	2	8	10	0,30
Nørre Fjand	447497	6243169	Kliithede (2140)	1	2	7	10	0,66
Madsbøl Plantage	492687	6329512	Kliithede (2140)	1	2	8	10	0,40
Rødhus Klit	531309	6338939	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,58
Simon Skrivners Klit og Møklitten	580042	6385832	Kliithede (2140)	2	2	7	11	1,00
Ejstrup Strand	526990	6336917	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,53
Husby Klit II	446444	6232347	Kliithede (2140)	2	2	7	11	0,73
Hvidbjerg Klitplantage	461017	6303248	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,62
Grærup Hede	446638	6167328	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,51
Nygå II	447481	6192813	Kliithede (2140)	1	3	7	11	0,47
Nygå	447452	6192964	Kliithede (2140)	1	3	7	11	0,48
Glæde v, Frøstrup	496513	6329224	Kliithede (2140)	2	2	8	11	0,74
Holmsland Klit, Bjerregård Øst	448626	6193367	Kliithede (2140)	1	3	7	11	0,62
Grovsø	449665	6164717	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,57
Hans, Nymindegab	448447	6186337	Kliithede (2140)	1	2	7	11	0,60
Henne Strand (N)	448510	6178266	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,59
Bredesande v, Tranum Klit	530147	6335480	Kliithede (2140)	2	2	8	11	0,74
Filsø Hede	448557	6174231	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,58
Henne Strand (S)	448175	6176588	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,57
Topperbjerg, Vejers	446425	6163023	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,46
Vint	447947	6197093	Kliithede (2140)	1	3	7	11	0,52
Nordstrand, Anholt	656618	6289049	Kliithede (2140)	1	3	7	11	0,18
Vint II	447448	6197125	Kliithede (2140)	1	3	7	11	0,51
Krogsande	448793	6156169	Kliithede (2140)	1	2	8	11	0,48
Blåbjerg	451928	6177691	Kliithede (2140)	2	2	8	11	0,85
Halen, Fanø	464446	6143382	Kliithede (2140)	2	2	8	11	0,68
Havrvig	447075	6199157	Kliithede (2140)	2	3	7	11	0,69
Bjålum Klit	450390	6188459	Kliithede (2140)	2	2	7	11	0,87
Grønnestrånd	516576	6332901	Kliithede (2140)	1	2	9	11	0,54

Tabel 2.4. Fortsat.

Lokalitet	UTM-E	UTM-N	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposition	Øvrige tør- deposition	Våd- deposition	Total deposition	Årsmiddel- koncentration
Fogedens Eng (s), Fanø	464862	6141926	Klithede (2140)	2	2	8	11	0,75
Korsø	486160	6325334	Klithede (2140)	2	2	8	11	0,90
Underlien v. Slettestrand	523804	6333393	Klithede (2140)	2	2	8	12	0,72
Fanø Bad (N)	459392	6144580	Klithede (2140)	1	3	8	12	0,57
Hansted (N)	476453	6328949	Klithede (2140)	2	2	8	12	0,69
Fårdam Sande v. Klim	511158	6330655	Klithede (2140)	2	2	8	12	0,79
Bredevangsbakker v. Kollerup	515913	6331156	Klithede (2140)	1	2	9	12	0,69
Anerbjerger, Gødelen	451392	6186600	Klithede (2140)	2	2	7	12	1,16
Kokkjær Vand	479437	6324366	Klithede (2140)	2	2	8	12	0,90
Høstbjerg, Rømø	470260	6112234	Klithede (2140)	2	2	8	13	0,68
Havrvig (NØ)	447054	6199851	Klithede (2140)	3	3	7	13	1,22
Klibjerg, Rømø	467627	6109206	Klithede (2140)	2	2	9	13	0,61
Sidselsbjerg	446058	6224223	Klithede (2140)	4	3	7	14	1,88
Ulkestrup Lyng	659276	6164239	Hede, våd (4010)	2	2	6	9	1,00
Løvenholm	591583	6257138	Hede, våd (4010)	1	1	7	10	0,68
Kærene, Læsø	618226	6350698	Hede, våd (4010)	1	2	7	10	0,36
Klatrup v. Mou	576626	6311394	Hede, våd (4010)	1	2	7	10	0,65
Galgebakken	544073	6213917	Hede, våd (4010)	1	1	8	10	0,74
Egedalsmosen	542505	6232158	Hede, våd (4010)	2	1	7	11	1,17
Jerup Hede	581924	6378722	Hede, våd (4010)	2	2	7	11	0,95
Husby Plantage nord, Hage	446716	6242563	Hede, våd (4010)	2	2	7	11	0,75
Sellegårde, Tofte Skov	575861	6298775	Hede, våd (4010)	1	2	8	11	0,60
Skærbæk Plantage	527272	6214831	Hede, våd (4010)	1	1	8	11	0,73
Sømose, Lønborg	462534	6191550	Hede, våd (4010)	2	2	7	11	1,10
Lønborg Hede (V)	463674	6191038	Hede, våd (4010)	2	2	7	11	1,14
Galtrimmen v, Hou	580138	6325418	Hede, våd (4010)	2	2	8	12	1,13
Lønborg Hede (S)	464653	6190651	Hede, våd (4010)	2	2	7	12	1,24
Hallundbæk	511434	6209825	Hede, våd (4010)	2	2	9	12	0,84
Søndre Feldborg Plantage	497657	6242041	Hede, våd (4010)	2	1	8	12	1,20
Katsig Bakker v. Tolne	580261	6368519	Hede, våd (4010)	2	2	8	12	1,16
Stakroge/Bøvl	493414	6192823	Hede, våd (4010)	2	2	8	12	1,17
Rørbæk Sø	523791	6197064	Hede, våd (4010)	2	2	9	12	1,03
Resen Bæk	509237	6247994	Hede, våd (4010)	3	2	8	12	1,39
Søbylund	510456	6212044	Hede, våd (4010)	2	2	9	12	1,06
Rauf Hede v, Madum Sø	556571	6297095	Hede, våd (4010)	2	1	9	12	1,11
St. Råbjerg/Grene Sande	502192	6175226	Hede, våd (4010)	2	2	9	13	1,25

Tabel 2.4. Fortsat.

Lokalitet	UTM-E	UTM-N	Naturtype	NH ₃ -N tør- deposition	Øvrige tør- deposition	Våd- deposition	Total deposition	Årsmiddel- koncentration
Varde Sdr. Hede	466851	6159984	Hede, våd (4010)	3	2	8	13	1,43
Grammarkvej, Rømø	469526	6106977	Hede, våd (4010)	2	2	9	13	0,64
Bormose, Jenle Plantage	529819	6299691	Hede, våd (4010)	3	1	9	13	1,86
Navnsø	527875	6304490	Hede, våd (4010)	3	1	9	13	1,89
Randbøl Hede	509373	6168142	Hede, våd (4010)	2	2	10	13	0,89
Store Vorslunde	505796	6190339	Hede, våd (4010)	3	2	9	13	1,49
Hestlund-Pilkmose	508883	6192958	Hede, våd (4010)	3	2	9	14	1,55
Ballumbjerg	496489	6124991	Hede, våd (4010)	3	2	10	14	1,38
Rejsby Østermark	482995	6119755	Hede, våd (4010)	4	2	9	14	2,09
Ålbæk	477614	6095736	Hede, våd (4010)	4	2	10	15	1,87
Klelund	498352	6159971	Hede, våd (4010)	4	2	10	16	2,10
Løgumkloster	496577	6098797	Hede, våd (4010)	3	2	10	16	1,86
Høstemark (s), Lille Vildmose	575076	6309912	Højmose (7110)	1	2	8	10	0,65
Toftesø, Lille Vildmose	574539	6303639	Højmose (7110)	1	2	8	11	0,69
Velling Skov	533551	6210463	Højmose (7110)	2	1	8	11	0,81
Paraplymosen og Portland Mose	571757	6310984	Højmose (7110)	2	2	8	11	1,02
Damfenner, St Vildmose	547014	6338194	Højmose (7110)	2	2	8	12	1,14
Boest	528463	6205603	Højmose (7110)	2	1	8	12	1,00
Nørhoved	525749	6205395	Højmose (7110)	2	1	8	12	1,04
Knebel Bakker	555732	6298135	Højmose (7110)	2	1	9	12	1,00
Farsø Mose, St. og Ll. Øksø	551992	6295439	Højmose (7110)	2	1	9	12	0,84
Grevens Ris, St. Vildmose	549790	6344887	Højmose (7110)	2	2	9	13	1,48
Sønder Kollemørten	523676	6190257	Højmose (7110)	3	2	9	13	1,62
Træm	477216	6220719	Højmose (7110)	4	2	9	14	1,91
Bradstrup Hede v. Ravnkilde	544798	6288703	Højmose (7110)	5	2	10	16	2,64

I gennemsnit er ændringerne i depositionen for lokaliteterne fra 2010 til 2014 vist i tabel 2.5. I forhold til 2013 er tørdeposition af ammoniak øget med 0,1 kg N/ha, øvrig tørdeposition er øget med 0,2 kg N/ha og våddeposition er øget med 2,1 kg N/ha. Samlet er kvælstofdepositionen øget med i gennemsnit 2,3 kg N/ha. Ændringerne er på niveau med tidligere år og skyldes primært meteorologiske forhold med øget nedbør (Afsnit 1.2) og dermed større våddepositionen.

Tabel 2.5. Årlige ændringer i kvælstofdeposition (kg N/ha). Total deposition er beregnet med decimaltal fra de tre bidrag og derefter afrundet.

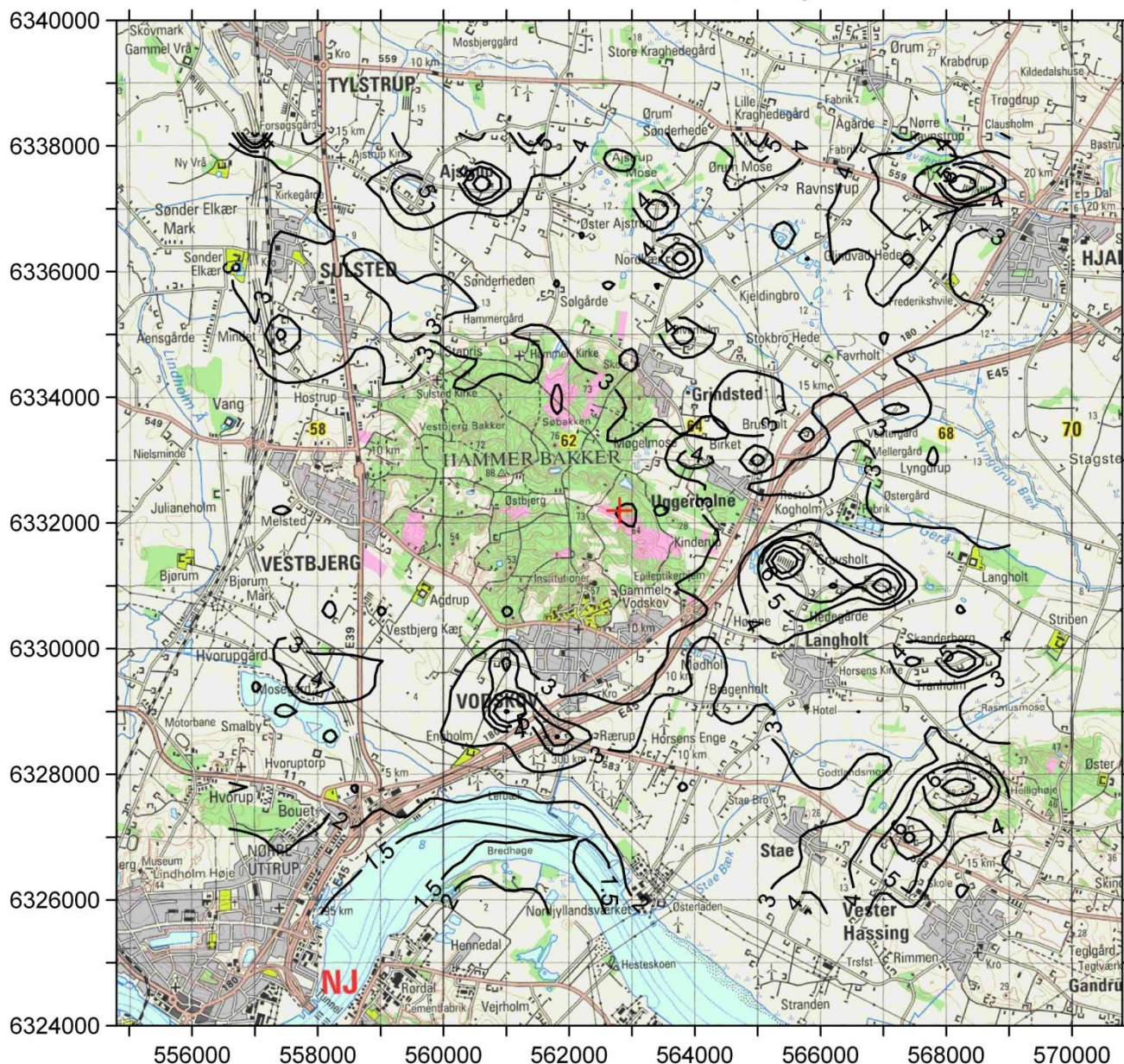
År	2010 til 2011	Til 2012	Til 2013	Til 2014
NH ₃ -tørdeposition	0,2	-0,1	0,1	0,1
Øvrige N-tørdepos.	0,3	-0,3	-0,2	0,2
Våddeposition	0,8	0,6	-1,7	2,1
Total deposition	1,3	0,1	-1,7	2,3

Et eksempel på hvordan den lokale tørdeposition af ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.14. Her er der for 2014 vist den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i området omkring Hammer Bakker nord for Nørresundby. Centralt i kortet ligger naturpunktet Hammer Bakker (tør hede), 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 3 kg NH₃-N/ha. I naturpunktet (det røde kryds) er depositionen noget mindre på ca. 2 kg NH₃-N/ha. Den lavere deposition skyldes placeringen i det indre af et større naturområde, som giver afstand til kildeområderne i landbruget. På Limfjorden er depositionen ca. 1,5 NH₃-N/ha, idet overfladens ruhed er lavere her.

Hammer Bakker (kg NH₃-N/ha)



Figur 2.14 Den beregnede geografiske variation af tørdeponeret ammoniak i 2014 i et 16 km x 16 km område nord for Nørresundby. 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 Hammer Bakker (naturtypen Hede, tør (4030)) i tabel 2.4. er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord).

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 2014 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 2014 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 2013. 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 endnu ikke fundet. Derfor er der ikke foretaget målinger af partikulært fosfor i 2014. 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 filterpack-opsamlere 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. fugleklatte 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 %.

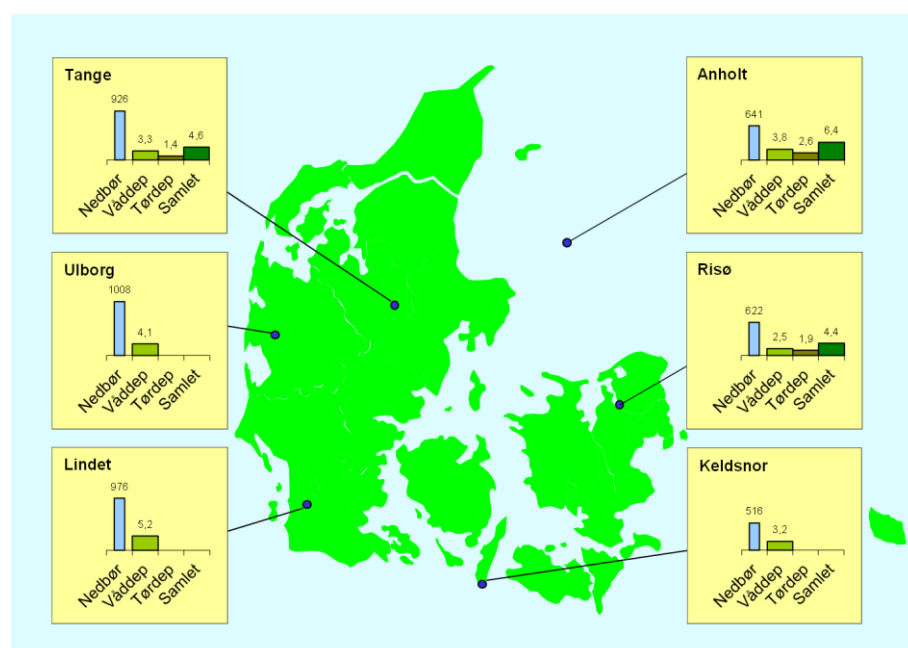
4.3 Svovldeposition i 2014

Resultaterne i 2014 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 4,4-6,4 kgS/ha for deposition til landområderne (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 10 % højere end i 2013. Årsagen til variationerne er primært år til år variationer i de meteorologiske forhold. I 2014 var nedbøren væsentligt højere end i 2013, hvilket gav højere deposition i 2014 end i 2013..

De højeste depositioner blev i 2014 bestemt ved Anholt og den mindste deposition ved Risø og Tange. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til målestationerne. 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 sammen med en høj nedbørsmængde er forklaringen på, at der måles høj vådafsætning af svovl i den sydlige del af Jylland. Tøraftsætning på Anholt skyldes formentligt for en stor andel skibstrafik på Kattegat og havsalt.

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.



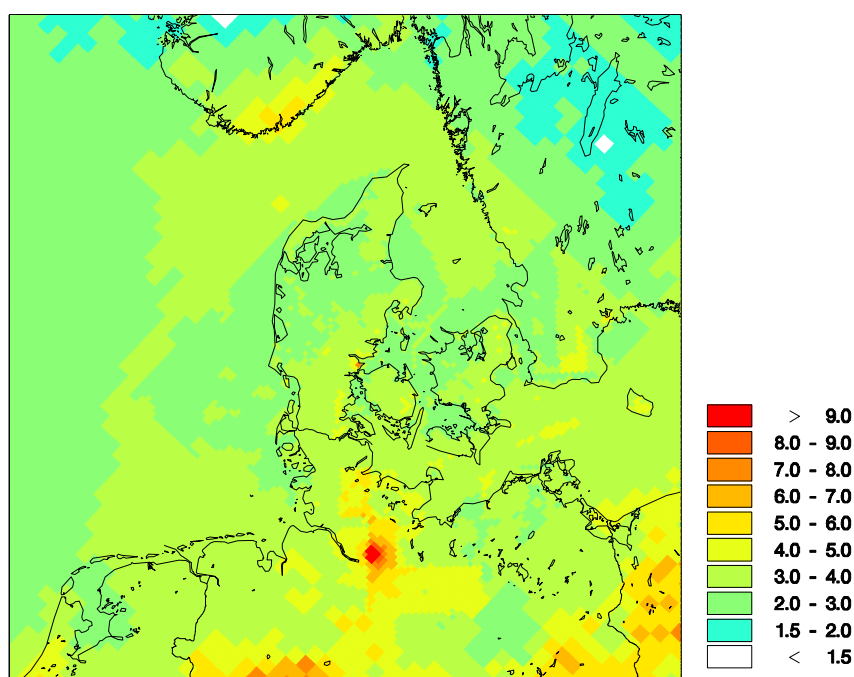
Figur 4.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2014. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Der bliver ikke målt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet. Der er endvidere ikke målt tørdeposition ved Ulborg, da målestationen først i slutningen af 2014 blev fuldt reetableret efter stormen i december 2013, som ødelagde målestationen.

4.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2014 beregnet til 13.700 tons S, hvilket er ca. 11 % højere end rapporteret for 2013, 22 % højere end 2012 og ca. på niveau med 2011. Den højere deposition i 2014 i forhold til 2013, som også ses på målingerne, skyldes hovedsageligt højere våddeposition grundet højere nedbørsmængder. 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. dobbelt så høj som den danske emission af svovl. Denne lå i 2013 på 6.800 tons S (Nielsen *et al.* 2015).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 3,2 kg S/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,4 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsurening på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev, 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak 2003). Skadelige effekter af forsurening afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af 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 omkring 10 % af den samlede deposition. Det danske bidrag varierer kun meget lidt mellem regionerne (9 - 11 %).



Figur 4.2. Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2014. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. Den 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 målestationerne viser, at havsalt bidrager med ca. 10-30 % af den samlede antropogene og naturlige deposition.

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

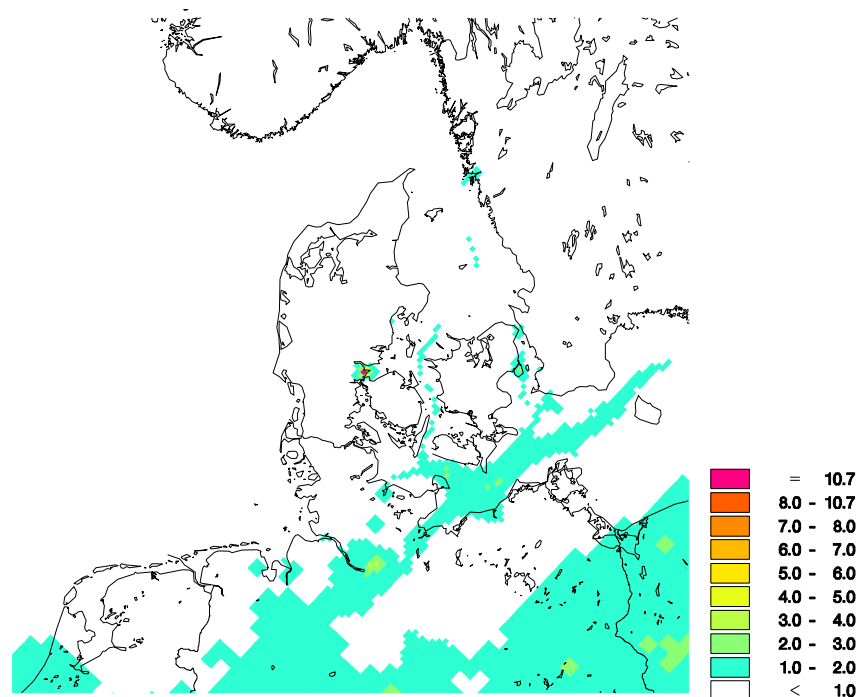
Tabel 4.1. Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2014.

	Tørdeposition 1000 ton S	Våddeposition 1000 ton S	Totaldeposition 1000 ton S	Total deposition per areal kgS/ha	Areal km ²
Nordjylland	0,7	1,7	2,4	3,1	7908
Midtjylland	1,4	2,5	3,9	3,0	13094
Syddanmark	1,6	2,6	4,2	3,4	12130
Sjælland	1,1	1,3	2,3	3,2	7268
Hovedstaden	0,4	0,5	0,9	3,6	2568
Hele landet	5,1	8,6	13,7	3,2	42927

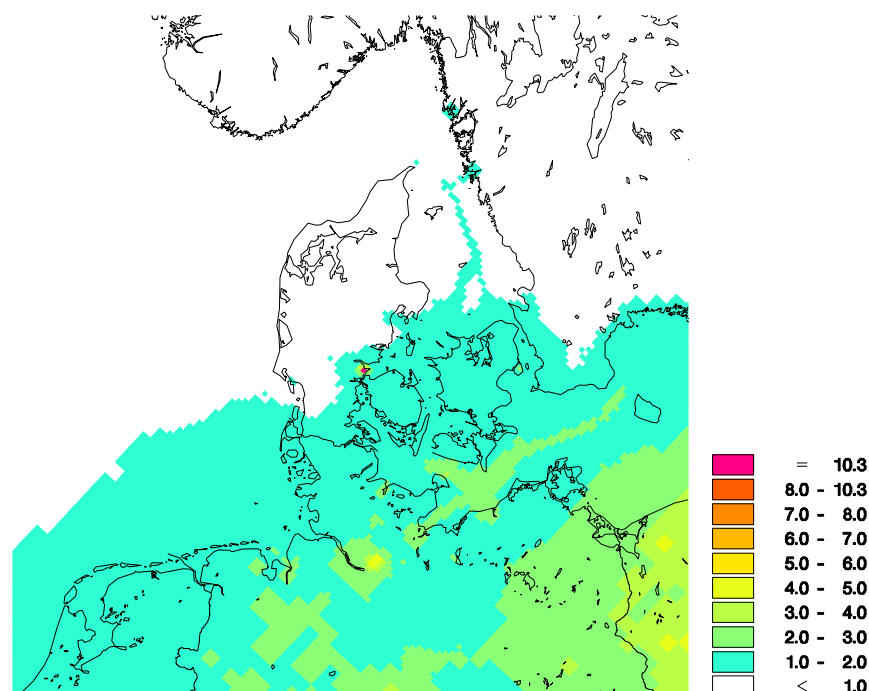
4.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 µg SO₂/m³ for både års- og vintermiddelkoncentrationerne (1. oktober til 31. marts) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige effekter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved Anholt, Tange og Risø viser en årlig middelkoncentration på mellem 0,4-0,8 µg SO₂/m³, hvilket er mere end 20 gange mindre end grænseværdierne.

Luftforureningsmodellen DEHM anvendes til beregning af den geografiske variation i koncentrationerne af SO₂. Figur 4.3 og 4.4 viser henholdsvis 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 3 µg SO₂/m³. De relativt set højere koncentrationer disse steder skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og dels indflydelse fra skibstrafik. De højere koncentrationer, som ses i en række bånd gennem farvandene skyldes udledninger fra skibstrafik i forbindelse med sejlruterne.



Figur 4.3. Årsmiddelkoncentrationer af SO₂ i 2014 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet.



Figur 4.4. Vintermiddelkoncentrationer (1. oktober – 31. marts) af SO₂ i 2014 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet.

4.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen

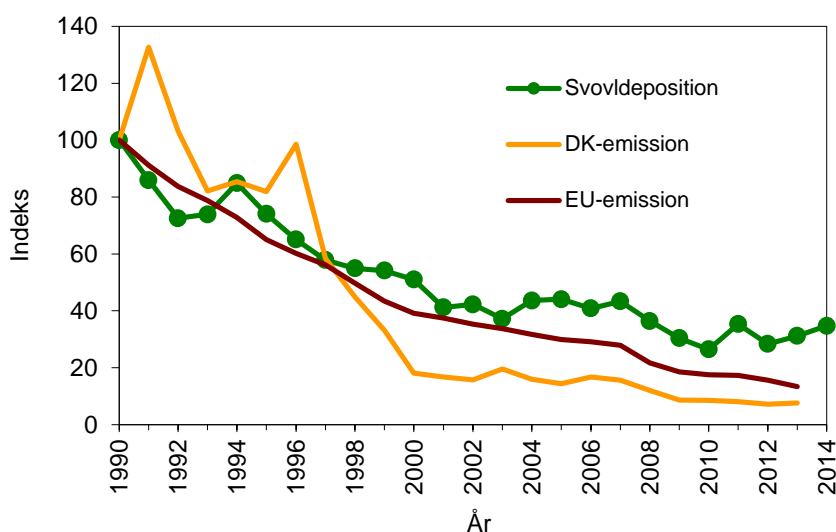
Figur 4.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1989 er depositionen reduceret med ca. 70 %. Det største fald er målt i perioden 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 anven-

delse af brændstof med 0,1 % svovl i havne fra 1. januar 2010. Nedsættelse af svovlindholdet i 2007 og 2010 er formentlig en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2014. Fra 1. januar 2015 er det tilladte svovlindhold yderligere sænket til 0,1 % for Nordsøen og Østersøen. Effekten af dette gennemgås i Fokuspunktet (Kapitel 8).

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 og så 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. Fra 2011 indgår Risø også i tidsserien, da dette fortsat giver en sammenhængende tidsserie og da der opnås en mere dækkende vurdering af udviklingstendensen. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Opgørelsen af emissionerne fra Danmark er fra DCE (*Nielsen et al. 2015*) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (*EMEP 2015*).

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 tungmetallindholdet 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

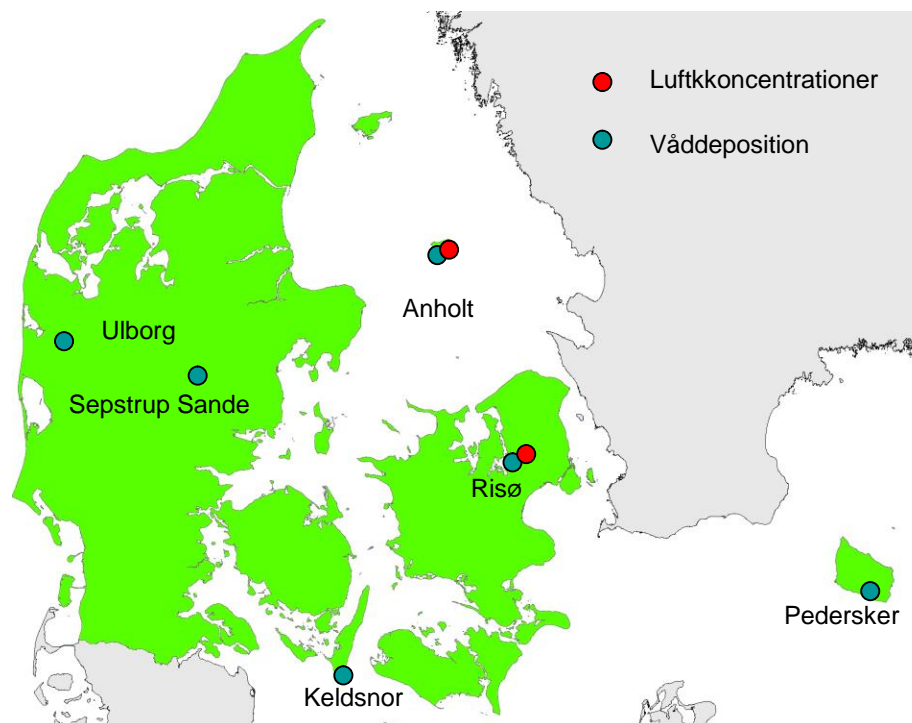
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet er målingerne af våddepositionen af tungmetaller ændret således, 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 for tungmetaller 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.

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 be-

stemte 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 2014.

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 bulkopsamlerne være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært svovl, som bidrager med under 10 % af den våddeponerede svovlmængde. Det må derfor anses for at spille en meget lille rolle, at målingerne af bulkdeposition omfatter en mindre del tørdeposition, når øvrige usikkerheder på estimererne af våddeposition tages med i betragtning.

Store partikler af især ikke-industriell oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning "falde" ned i 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 estimererne 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 målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til $\pm 80\%$). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til vand og 20-30 % til land), 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.

Table 5.1. Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition estimeret 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 2014. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2013 (DCE 2015).

Stof	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder	Indre farvande	Danske kilder
	$\mu\text{g}/\text{m}^2$	$\mu\text{g}/\text{m}^2$	(43.000 km^2) ton/år	(31.500 km^2) ton/år	ton/år
Cr, chrom	170	150	7	5	1,5
Ni, nikkel	230	200	10	6	4,2
Cu, kobber	680	650	29	20	43
Zn, zink	6800	6700	290	210	56
As, arsen	120	110	5	3	0,4
Cd, cadmium	28	26	1	1	0,6
Pb, bly	900	840	39	27	12
Fe, jern	48000	46000	2100	1500	-

Udviklingen i luftens indhold af en række tungmetaller (målt på partikkel-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 tungmetalfald over Danmark. Denne emission har generelt været nedadgående de seneste årtier. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin og en generelt bedre rensning af røggasser.

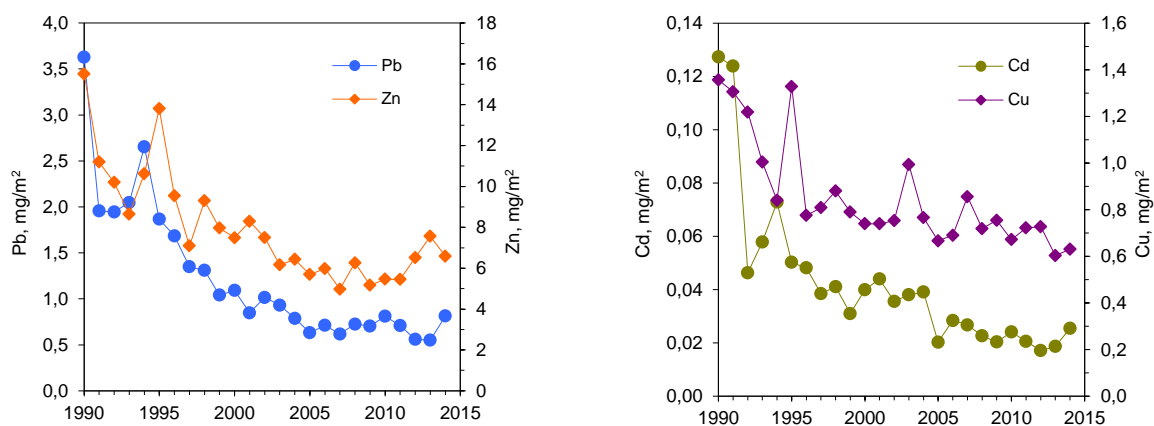
I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990; EMEP 2015) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket 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.

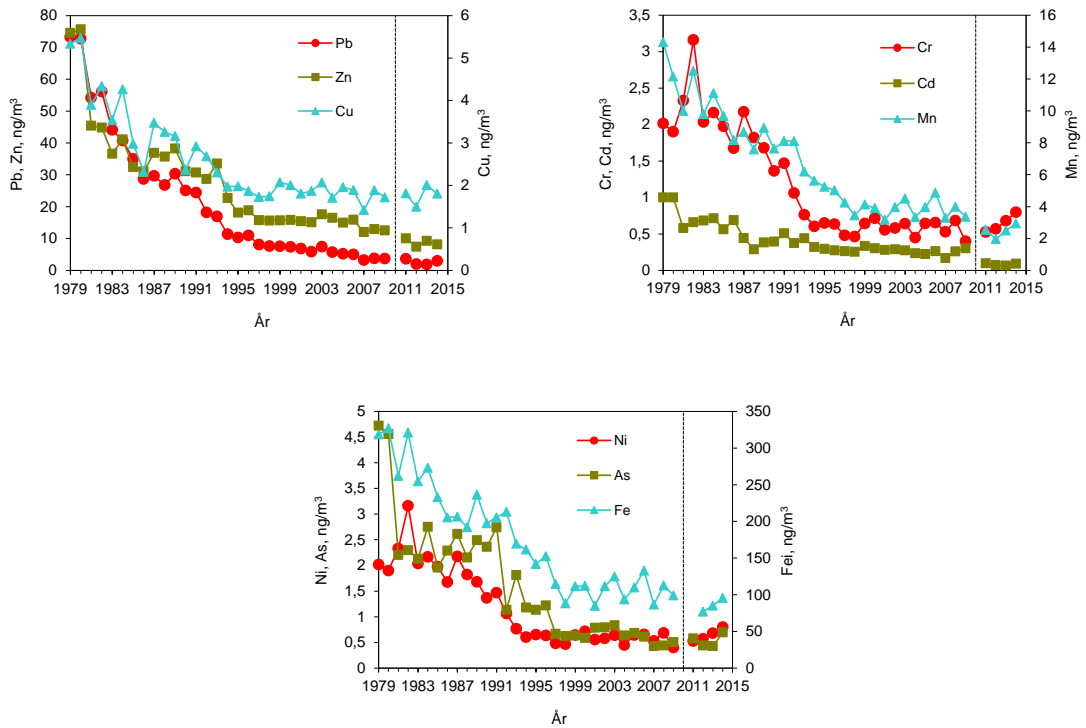
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

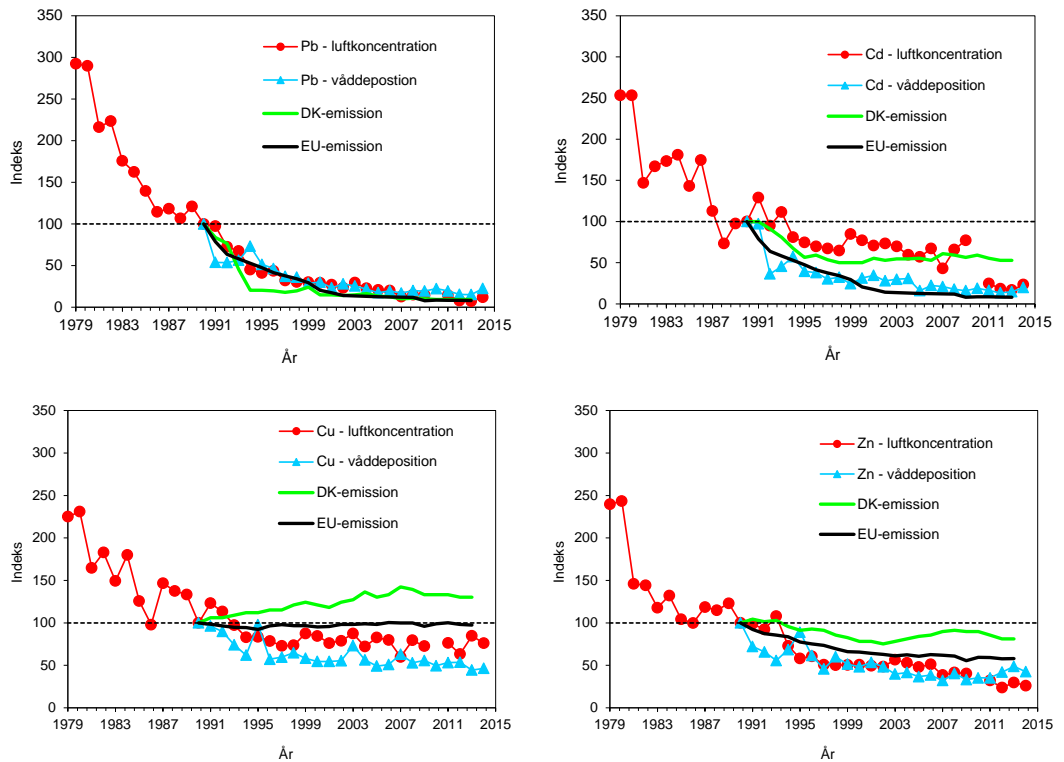
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu i 1995 (figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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 25-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 Keldsør og Tange i perioden før 2010, mens 2011-2014 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 partikkelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP 2015). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er luftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsør 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

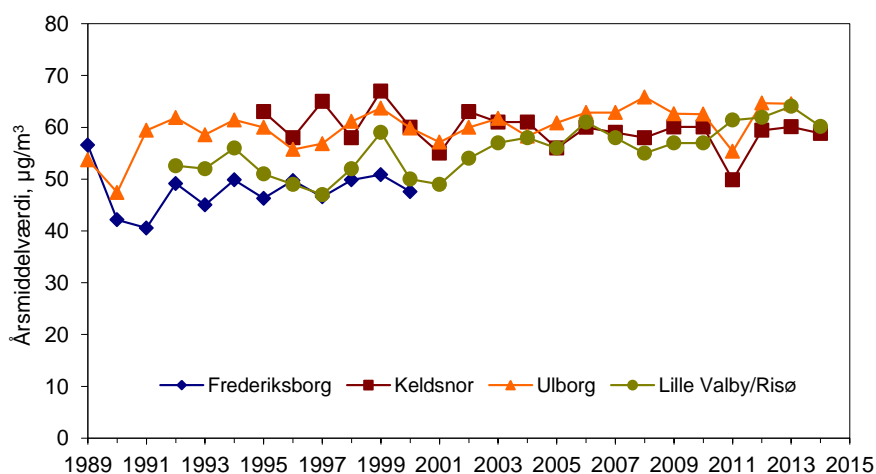
I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker (EC 2008). Der er fastsat en kritisk belastningsgrænse (critical level) for effekter af ozon på væksten af træer og anden vegetation. Det er valgt at bruge et index, der kaldes AOT40, som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppbv ozon. Er der f.eks. 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 (EC 2008) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppbv·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 ppbv·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. I år 2014 har der dog ikke været målinger i Ulborg, da målestationen var ude af funktion. Figur 6.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2014 ligger årsgennemsnittet på 59-60 µg/m³ (svarende til 29,5-30 ppbv), hvilket svarer til niveauet gennem de seneste ti år. Det ses, at koncentrationen har en vis år til år variation, og at der de fleste år er en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2014 er der dog stort set ingen forskel på koncentrationerne. 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, hvilket er forklaringen på at der er så lille forskel mellem målestationerne. I løbet af årene er der 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.

Der ses endvidere en svag stigning i koncentrationerne af ozon på målestationerne i Danmark. 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 tørve- 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 lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO₂) 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 ozonkoncentration, fordi der er mindre kvælstofmonoxid tilstede til nedbrydning af ozon.

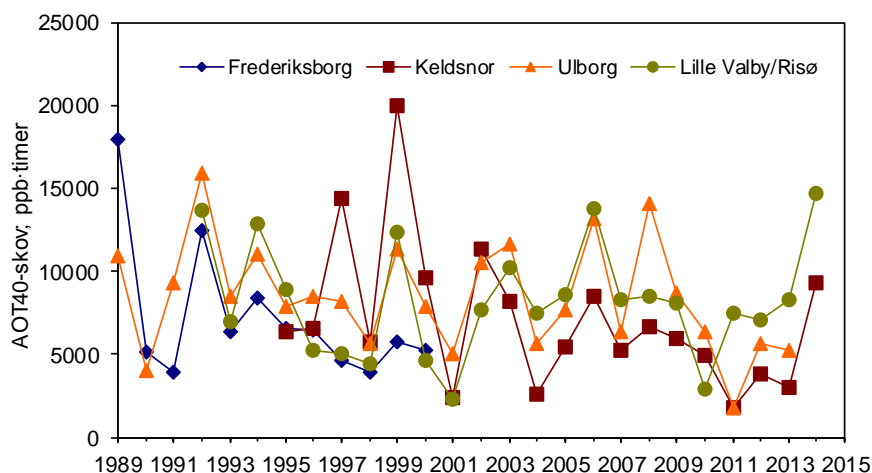


Figur 6.1. Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. På Ulborg er der ingen målinger i 2014, da målestationen midlertidigt var ude af drift grundet stormødelæggelserne i december 2013.

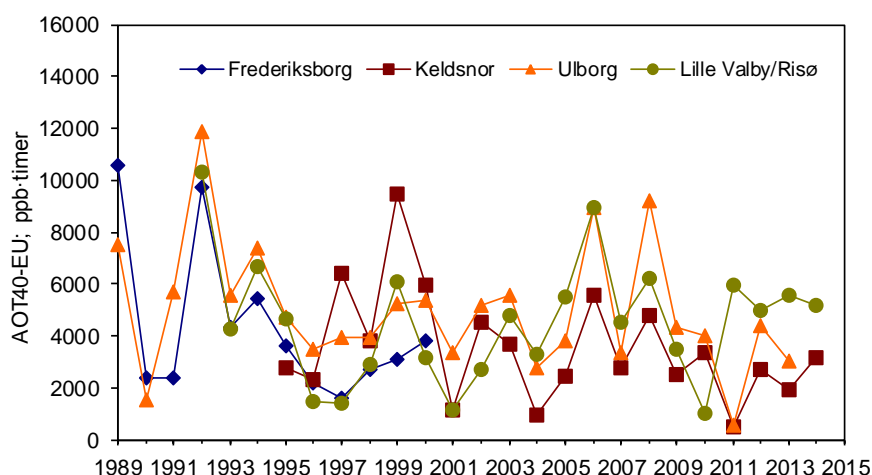
Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. Der er midlertidigt ingen målinger ved Ulborg i 2014. For Keldsnors og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2014 ligger AOT40-værdien for Keldsnor og Risø på ca. 9300 og 14600 ppb-timer. Dermed ligger værdien på Risø over den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppb-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 år ligget lavere end perioden før 2009. Dog med undtagelse af de høje værdier i 2014, som grundet de meteorologiske forhold i 2014 lå højt.

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 ppb-timer, hvilket er over målværdien (en form for grænseværdi) på 9.000 ppb-timer (EC 2008). I 2014 var AOT40 ved Keldsnor og Risø på henholdsvis 3200 og 5200 ppb-timer. Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2014. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2010-2014 under målværdien og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC 2008) er overskredet ved Keldsnor og Risø i 2014. Denne målsætning er endnu ikke trådt i kraft. Ligesom for AOT40 for skov ses en tendens til, at AOT40 for vegetation i de seneste år har ligget lavere end perioden før 2009, dog med undtagelsen i 2014.

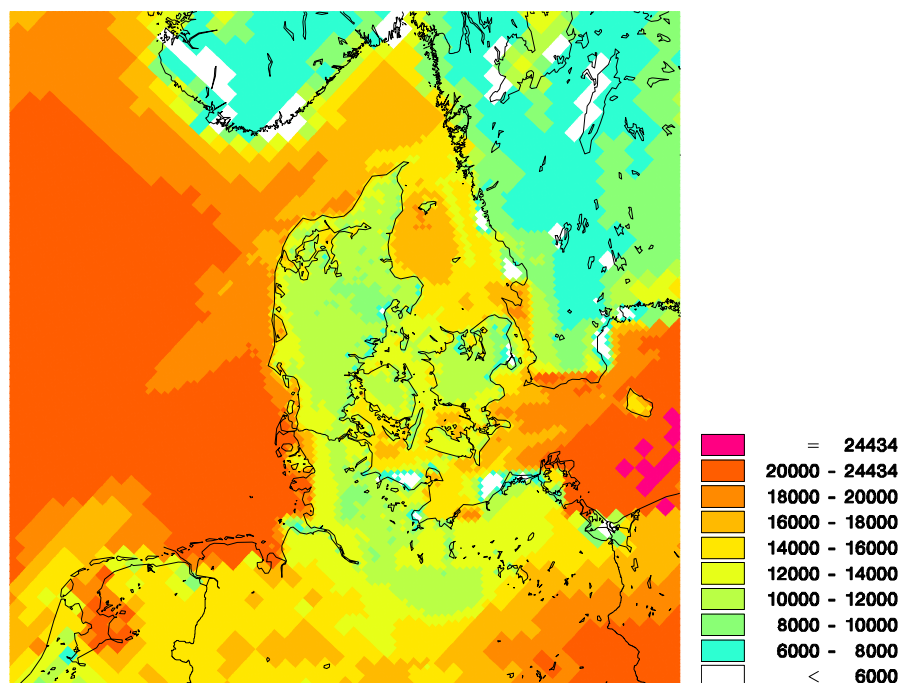


Figur 6.2. AOT40-værdier for skov (enhed ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september. På Ulborg er der ingen målinger i 2014, da målestationen midlertidigt var ude af drift grundet stormødelæggelserne i december 2013.



Figur 6.3. AOT40-værdier for vegetation (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. På Ulborg er der ingen målinger i 2014, da målestationen midlertidigt var ude af drift grundet stormødelæggelserne i december 2013.

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 Danmark ligger AOT40 under 12.000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{timer}$ svarende til under 6.000 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 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{timer}$.



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

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al. 2015: The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2014*

<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.

Pesticider i regnvandet kan potentielt påvirke naturområder og flora og fauna i de danske vandområder. Ved sprøjtning med pesticider kan disse overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, og dels gennem fordampning af stofferne fra jord og planteoverflader. De pesticider, der indgår i måleprogrammet, alle har en vis evne til at fordampe. Der analyseres for i alt 12 pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. En del af pesticiderne anvendes fortsat i Danmark eller i vore nabolande.

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 udledes 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 (2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol), har tidligere været anvendt i Danmark som ukrudtsmidler. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 6 forskellige nitrophenoler.

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) er en gruppe organiske forbindelser, der udledes 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 forskellige 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 12 udvalgte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter herfra. De stoffer, der indgår i måleprogram, blev valgt i 2004 på basis af en pilot undersøgelse foretaget i perioden fra januar 2000 til juli 2001 (Asman et al., 2005). Der er ved valget af stoffer taget hensyn til, at stofferne med en vis sandsynlighed kan findes i luften på gasform, partikulært bundet eller opløst i regn- og skydråber. Endelig er der også taget hensyn til, at visse analysemetoder omfatter mange miljøfremmede organiske stoffer på en gang, således at antallet af undersøgte stoffer, maksimeres i forhold til de økonomiske udgifter. Listen med pesticider er blevet revideret

undervejs. Pesticider, som ikke blev detekteret i de første 3-4 år, blev slettet af listen (chloridazone, fenpropimorph), mens prosulfocarb, som blev anset for at være relevant på grund af stoffets fordampning blev tilføjet listen.

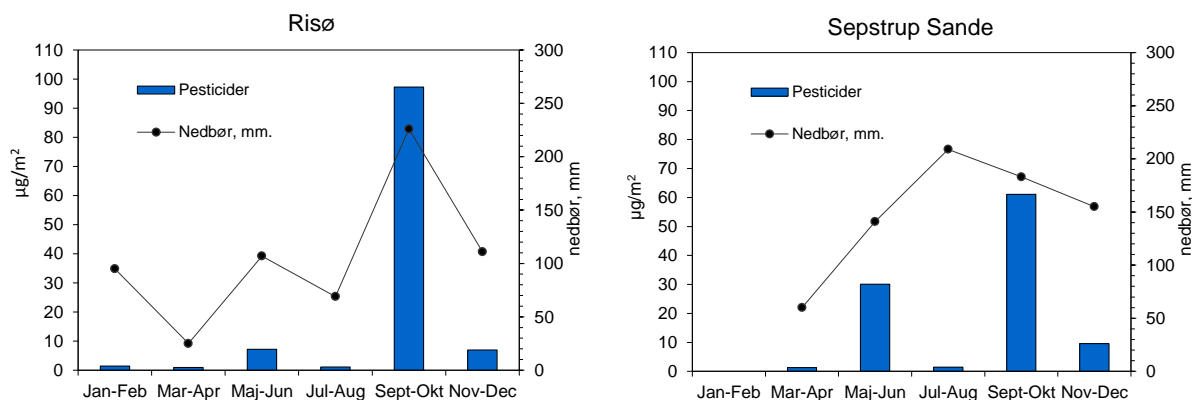
Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå af-dampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen pr. arealenhed er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand. Tørdepositionen indgår ikke i måleprogrammet.

Tabel 7.1 og Figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2014 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 7.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2014. Atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, hydroxyatrazin, hydroxysimazin, mechlorprop, og metazachlor blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen. For atrazin og simazin og de fire nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sammen med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

I 2014 lå den samlede deposition af pesticider på 115 og 104 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul). I resultatet for Sepstrup Sande indgår ikke den deposition, der er sket i januar/februar grundet tekniske problemer med opsamleren. Erfaringsmæssigt er depositionen af pesticider i denne periode lav, og det vurderes derfor at have ringe betydning for den samlede deposition for året.

Terbutylazin og dets nedbrydningsprodukt desethylterbutylazin samt isoproturon og metazachlor er ikke godkendt til anvendelse i Danmark. Disse stoffer må derfor antages at være transporteret luftbårent til Danmark fra udlandet.

De største bidrag til deposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra prosulfocarb, pendimethalin, terbuthylazine og nedbrydningsproduktet desethylterbuthylazin. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker i perioden september-oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen. I Bilag 3 gennemgås udviklingstendensen for våddeposition af prosulfocarb. Dette stof har særlig interesse, fordi der i 2013 blev fundet prosulfocarb ved en undersøgelse af økologisk producerede æbler.



Figur 7.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2014 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

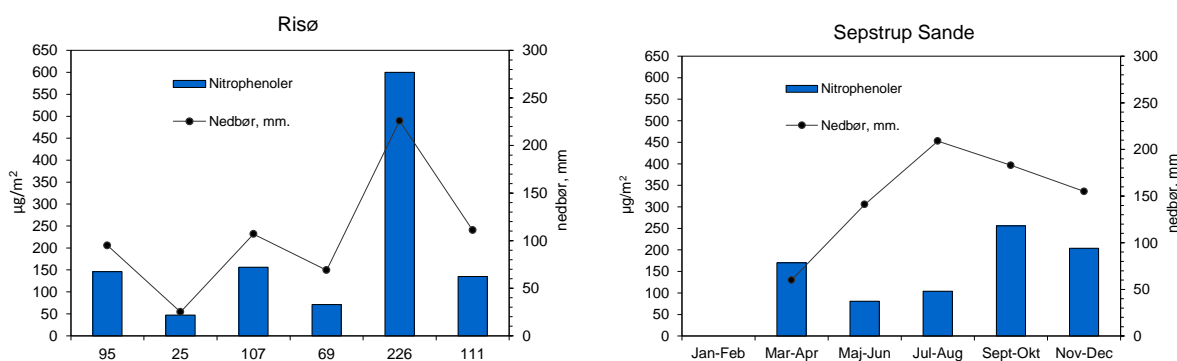
Tabel 7.1. Våddeposition i 2014 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2014. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Desethylerbutylazine	nd	-	nd	nd	1,7	22	0,2	0,8	nd	nd	nd	nd	1,9	23,1
Ethofumesate	nd	-	nd	nd	0,3	nd	nd	nd	0,7	0,6	nd	nd	1,0	0,6
Isoproturon	nd	-	0,2	0,2	nd	nd	nd	nd	1,8	1,3	0,7	nd	2,7	1,5
MCPA	nd	-	0,3	0,2	2,1	1,0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,4	1,2
Metamitron	nd	-	0,2	nd	0,2	0,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	0,4
Metazachlor	nd	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,4	0,6	nd	nd	1,4	0,6
Pendimethalin	0,9	-	0,08	0,4	0,4	0,3	0,8	0,4	9,5	3,5	0,9	0,6	12,5	5,2
Prosulfocarb	0,6	-	0,3	0,5	1,8	1,7	0,1	0,2	84	55	5,4	9,0	92,2	66,7
Terbutylazine	nd	-	nd	nd	0,5	4,5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,5	4,5
Sum	1,4	-	1,0	1,3	7,2	30	1,1	1,5	97	61	7,0	9,6	115	104

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 7 udvalgte nitrophenoler (Tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af nitrophenolerne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.2 og tabel 7.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2014, som lå på 1155 og 815 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø og Sepstrup Sande. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige på de 2 stationer. Bemærk dog at der ikke er tal for Sepstrup Sande i januar-februar, hvilket fører til en for lav årlig deposition i 2014.



Figur 7.2. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2014 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

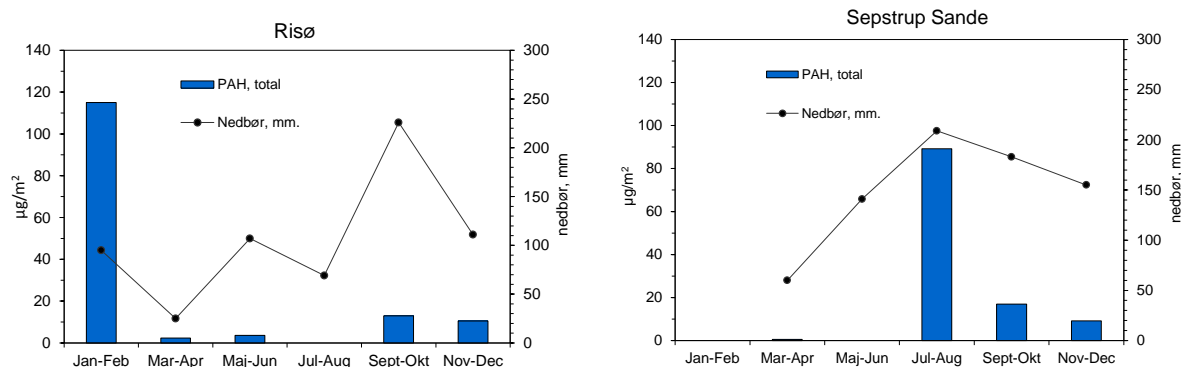
Tabel 7.2. Våddeposition i 2014 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	13	-	1,2	63,4	118	5,4	42	20	261	100	17	36	452	226
2,4-Dinitrophenol	72	-	27,7	74,2	16	54	19	63	215	80	35	91	386	362
2,6-Dinitrophenol	4,7	-	0,6	1,4	0,9	1,0	1,7	4,0	3,6	6,6	nd	8,1	12	21
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	15,0	-	1,1	5,5	6,5	1,4	1,1	2,9	30	9,7	19	12	72	32
3-Methyl-4-nitrophenol	4,1	-	5,1	7,4	8,1	2,7	3,0	5,0	32	17	36	23	89	55
DNOC	37	-	11,5	17,0	6,3	17	3,3	9,2	58	43	27	34	144	119
Dinoseb	nd	-	0,1	0,1	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,1	0,1
SUM	146-		47	170	156	81	71	104	600	256	135	204	1155	815

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 7.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.3 og tabel 7.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2014, som samlet lå på 145 og 116 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø og Sepstrup Sande. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioden januar-februar på Risø, hvilket formentligt hænger sammen med højere udledninger i disse måneder som følge af, at det er de koldeste måneder på året. Der er gundet fejl på opsamlere ingen depositionsstal for Sepstrup Sande i perioden januar-februar, hvilket giver en for lav årlig deposition for Sepstrup Sande i 2014.



Figur 7.3. Samlet våddeposition af PAH i 2014 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 7.3. Våddeposition i 2014 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthen	0,9	-	0,2	0,3	0,4	nd	nd	1,5	0,9	5,3	nd	nd	2,4	7,1
Acenaphthylen	3,8	-	0,1	0,3	nd	nd	nd	1,1	2,0	5,9	0,8	1,1	6,7	8,3
Anthracen	0,7	-	0,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	nd
Benz(a)anthracen	3,4	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3,4	nd
Benz(a)pyren	2,0	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,3	nd	2,2	nd
Benz(e)pyren	2,5	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,7	0,6	3,2	0,6
Benz(ghi)perylene	6,2	-	0,1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6,3	nd
Benz(b+j+k)fluoranthener	8,0	-	0,2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,3	nd	9,5	nd
Chrysen+triphenylen	11	-	0,2	nd	nd	nd	nd	nd	1,4	nd	1,6	1,2	14	1,2
Dibenz[a,h]anthracen	0,6	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,6	nd
Dibenzothiophene	0,7	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,7	nd
3,6-Dimethylphenanthren	nd	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fluoranthren	17	-	0,4	nd	0,8	nd	nd	0,8	2,0	1,3	1,9	2,0	22	4,1
Fluoren	0,6	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,6	nd
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6,6	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	nd	7,6	nd
1-Methylnaphthalen	5,3	-	nd	nd	nd	nd	nd	20	nd	1,8	nd	nd	5,3	22
2-Methylnaphthalen	9,5	-	nd	nd	nd	nd	nd	35	1,4	1,7	nd	nd	11	36
2-Methylphenanthren	1,7	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,7	nd
Naphthalen	16	-	nd	nd	nd	nd	nd	29	1,6	nd	nd	1,1	18	30
Perylen	0,4	-	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	nd	nd	nd	nd	0,4	0,4
Phenanthren	8,0	-	0,5	nd	2,5	nd	nd	nd	2,0	nd	1,7	1,7	15	1,7
Pyren	12	-	0,3	nd	nd	nd	nd	1,3	1,6	1,1	1,3	1,4	15	3,8
SUM	116	-	2,3	0,6	3,6	nd	nd	89	13	17	10	9	145	116

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

8 Fokuspunkt: Effekten af svovlreduktion i skibsbrændstof på koncentrationerne af svovldioxid

Nordsøen og Østersøen er begge udpegede til Sulphur Emission Control Areas (SECA's) under den Internationale Søfartsorganisations (IMO) MARPOL konvention (International Convention for the Prevention of Pollution From Ships). Målet med SECA er at sikre en reduktion af udledningerne af svovl fra skibstrafikken i disse områder og derigennem mindske skibsemissionernes indvirkning på luftkvaliteten i de omkring liggende lande. Den 1. januar 2015 trådte et nyt trin i reguleringen i kraft inden for SECA, hvor det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof blev reduceret med en faktor 10. Da denne regulering antages at have ført til en stor reduktion i udledningerne fra skibstrafikken, har Miljøstyrelsen anmodet DCE om at undersøge om reduktionen kan registreres i måledata fra overvågningen af koncentrationerne af svovldioxid på de danske målestationer under NOVANA (Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen). DCE har belyst dette gennem at:

- analysere udviklingstendenser for svovldioxid frem til og med maj 2015 målt på målestationerne Anholt, Tange og Risø,
- sammenholde disse udviklingstendenser med viden om ændringerne i emissionerne,
- og ved at sammenholde udviklingstendenserne med resultater fra modelberegninger af skibsemissionernes andel af svovldioxidkoncentrationerne i Danmark.

Resultaterne, som præsenteres i nærværende Fokuspunkt, viser et tydeligt fald i koncentrationerne af svovldioxid (et fald i størrelsesordenen 50-60 %) i forbindelse med indførelse af de skrappe krav til indholdet af svovl i skibsbrændstof.

8.1 Regulering af svovlindhold i skibsbrændstof

Indtil 2006 har der i praksis ikke været nogen regulering af indholdet af svovl i tung fuelolie til skibstrafik. I forbindelse med MARPOL Annex VI og EU's direktiv 2005/33 kom der en regulering af det tilladte svovlindhold inden for SECA-områderne, hvilket omfatter Østersøen (fra 2006) og Nordsøen (fra 2007), og dermed dækker alle danske farvandsområder. Reguleringen af det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof inden for SECA er foretaget i flere trin. Disse trin er angivet i Tabel 8.1.

Table 8.1. Oversigt over reguleringen af svovlindhold i skibsbrændstof (tung fuelolie)

Lovgivning		Tung fuelolie S-%	Ikrafttrædelsesdato
EU-direktiv 93/12		Ingen	
EU-direktiv 1999/32		Ingen	
EU-direktiv 2005/33	SECA – Østersøen	1,5	11.08.2006
	SECA – Nordsøen	1,5	11.08.2007
	Udenfor SECA	Ingen	
EU-direktiv 2012/33	SECA's	1,0	18.06.2014
	SECA's	0,1	01.01.2015
	Udenfor SECA	3,5	18.06.2014
	Uden for SECA	0,5	01.01.2020
MARPOL Annex VI	SECA – Østersøen	1,5	19.05.2006
	SECA – Nordsøen	1,5	21.11.2007
	Udenfor SECA	4,5	19.05.2006
MARPOL Annex VI amendments	SECA's	1,0	01.07.2010
	SECA's	0,1	01.01.2015
	Udenfor SECA	3,5	01.01.2012
	Udenfor SECA	0,5	01.01.2020*

- Afhængigt af resultatet af en revision, der skal gennemføres i 2018 om tilgængeligheden af den nødvendige brændselsolie, kan datoen udskydes til den 1. januar 2025.

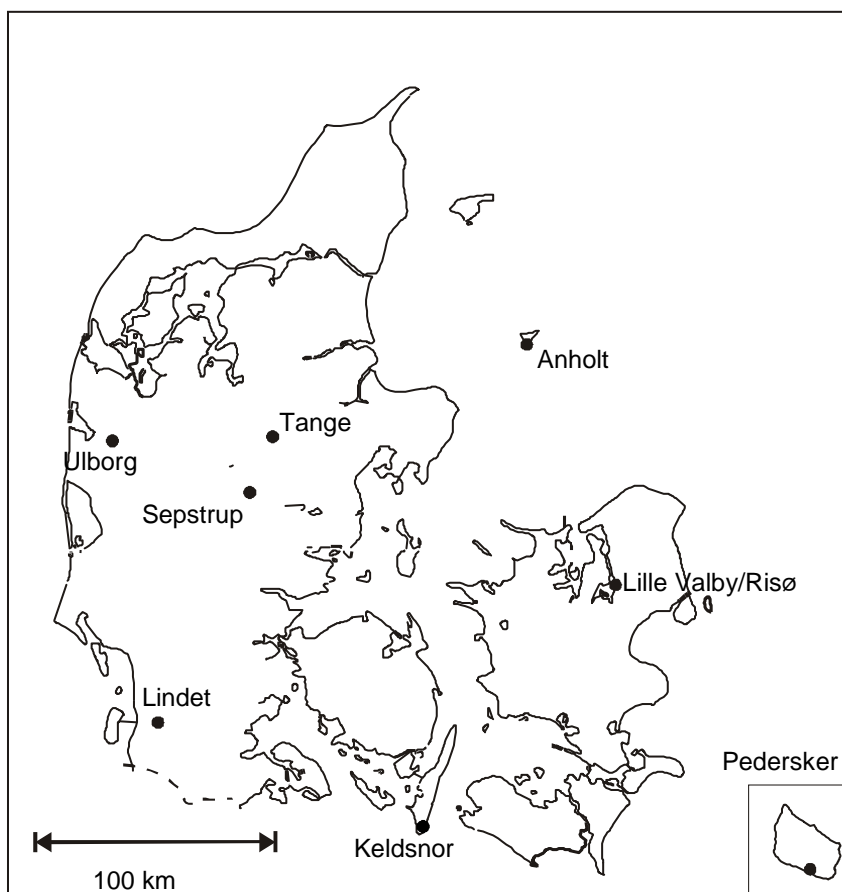
Inden disse reguleringer trådte i kraft og udenfor SECA har det typiske skibsbrændstof indeholdt omkring 2,7 % svovl (Cofala et al. 2007).

Udledningen af svovl frigivet fra forbrænding af skibsbrændstof sker næsten udelukkende i form af svovldioxid, mens kun en mindre andel udledes i form af partikulært sulfat. Endvidere er udledningen proportional med svovlprocenten i skibsbrændstof, hvilket betyder, at der ved årsskiftet 2014/2015 kan forventes en udledning af svovldioxid fra skibstrafik i Nordsøen og Østersøen, som er omkring 10 gange mindre efter årsskiftet end før årsskiftet, hvis alle skibe overholder de gældende regler.

8.2 Målemetoder og modelberegninger

Målingerne af svovldioxid foretages med filterpack-metoden, hvor svovldioxid opsamles på et filter imprægneret med kaliumhydroxid, som anvendes til kemisk at binde svovldioxiden til filtret. Prøverne opsamles på døgnbasis til bestemmelse af døgnmiddelkoncentrationer på de tre målestationer ved Risø og Tange og på Anholt (figur 1.1). Ved Ulborg måles normalt også svovldioxid med filterpack-metoden. Imidlertid blev denne målestation væltet i december 2013 af stormen Bodil og har herefter skullet genetableres. Derfor er der ingen målinger i 2014, hvilket er begrundelsen for, at der ikke er anvendt resultater fra Ulborg i denne undersøgelse.

Det skal bemærkes, at resultaterne fra 2015 endnu ikke er fuldt kvalitetskontrollerede, da det på nuværende tidspunkt ikke har været muligt at gennemføre dette fuldt ud for data for 2015. Det forventes dog ikke, at denne kvalitetskontrol vil rykke på konklusionerne præsenteret i dette Fokuspunkt, men der vil kunne komme mindre ændringer i de præsenterede middelkoncentrationer.



Figur 8.1. De faste større målestationer i 2011-2015. Måling af svovldioxid med filterpack-metoden anvendes kun på Risø, Tange, Ulborg og Anholt. Ulborg er ikke inddraget i denne undersøgelse, da stationen var ude af drift i 2014.

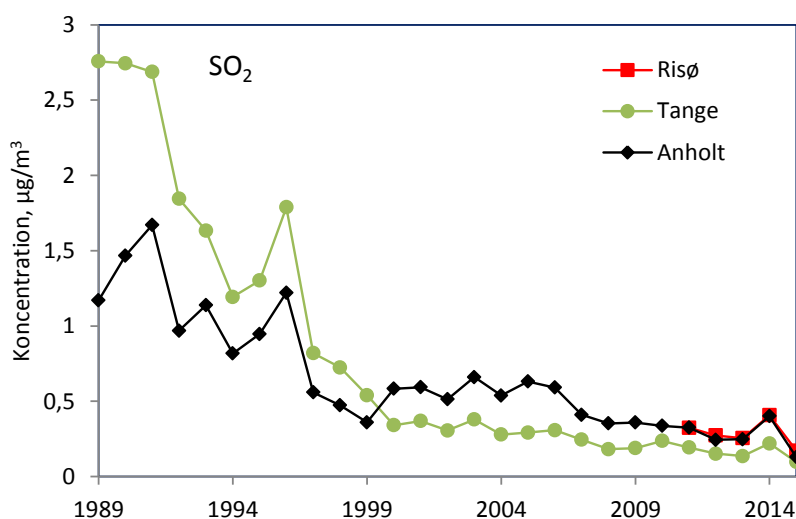
I Delprogram for luft under NOVANA (Ellermann et al., 2015) foretages endvidere målinger af svovldioxid med monitorer på gademålestationerne i Aalborg og på H.C. Andersens Boulevard i København. Koncentrationsniveauet for svovldioxid er i dag så lavt, at disse målinger ikke kan anvendes til at bestemme middelmålingerne af svovldioxid. Dette skyldes, at koncentrationen af svovldioxid i dag ligger langt under detektionsgrænsen for denne type måleinstrumenter. Derfor indgår disse målinger ikke i denne undersøgelse.

I undersøgelsen af effekten af de reducerede udledninger af svovldioxid fra skibstrafik indgår tillige modelberegninger af den andel af den luftbårne svovldioxid, som stammer fra skibstrafik. Disse beregninger er foretaget med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). 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 i det aktuelle år, som der laves modelberegninger for. Beregningen af andelen af svovldioxid fra skibstrafik foretages ved at "slukke" for udledningen af svovldioxid fra skibstrafik i modellen. Ved at sammenligne resultaterne fra denne beregning med en beregning, hvor alle kilder indgår, kan andelen af svovldioxid, som stammer fra skibstrafik, bestemmes.

8.3 Udviklingstendens i koncentration af svovldioxid

8.3.1 Årsmiddelværdier

Ændringen i årsmiddelmålinger af svovldioxid siden 1989 kan ses i figur 8.2. De største fald i koncentrationerne fandt sted i 1990'erne. Faldet i koncentrationerne skete betydeligt hurtigere ved Tange end på Anholt. Dette skyldes effekt af reduktioner i de landbaserede kilder, som påvirker Tange mere end Anholt. De landbaserede kilder blev reguleret via nationale og internationale tiltag i 1980'erne og 1990'erne, mens udledningerne fra skibstrafikken først blev reguleret i Østersøen fra maj 2006 og fra Nordsøen i august 2007. Som det fremgår af målinger var Tange i 1990'erne i høj grad påvirket af de landbaserede udledninger. Anholt, med sin placering midt i Kattegat, ligger længere væk fra de større landbaserede kilder, men omvendt ligger øen tæt ved de stærkt trafikerede skibsruter i Kattegat. Dette er baggrunden for at udledningerne af svovldioxid fra skibstrafik har spillet en større rolle for koncentrationsniveauerne på Anholt end det har været tilfældet for Tange. Forskellen i tidspunktet for regulering af landbaserede kilder og skibstrafik ses derfor i, hvornår faldet i svovldioxidkoncentrationerne slår igennem på de to målestationer. Koncentrationerne af svovldioxid var således størst på Tange i 1990'erne, mens koncentrationerne efter 2000 har været størst på Anholt.



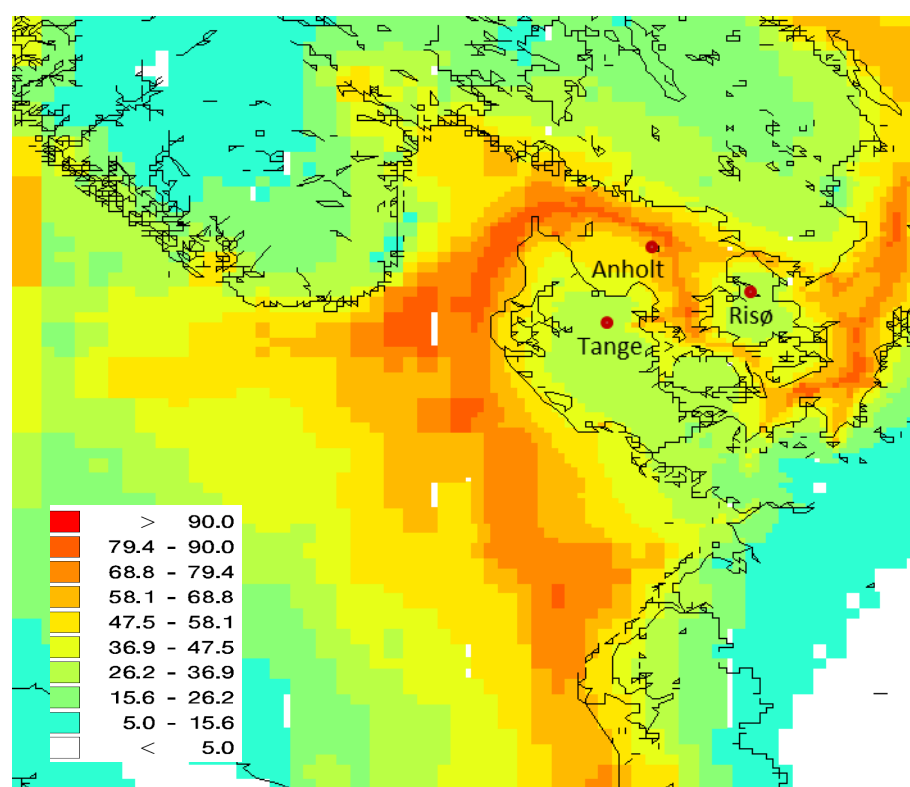
Figur 8.2. Årsmiddelmålinger af svovldioxid angivet som $\mu\text{g S/m}^3$. Data for 2015 dækker kun perioden fra januar til maj.

I perioden fra 2000 til 2006 var der et relativt stabilt koncentrationsniveau på både Anholt og Tange, hvorefter der ses et relativt stort fald fra 2006 til 2007, hvor faldet er størst på Anholt og lidt mindre på Tange. Dette fald i koncentrationerne er sammenfaldende med den første regulering af udledningerne fra skibstrafik, hvor indholdet af svovl i skibsbrændstof er reduceret fra omkring 2,7 % i gennemsnit til et maksimalt tilladt indhold på 1,5 % efter den 1. januar 2007.

Faldet i koncentrationsniveauerne mellem 2006 og 2007 er større på Anholt end ved Tange. Dette hænger igen sammen med andelen af svovldioxid fra skibstrafik. Figur 8.3 viser resultater fra modelberegninger af andelen af svovldioxid relateret til skibstrafik i 2007. På Anholt stammer omkring to tredjedele af svovldioxiden fra skibstrafik, mens det kun er omkring en tredjedel ved Tange. Derfor må det forventes, at faldet i svovldioxid er størst på Anholt og noget mindre ved Tange.

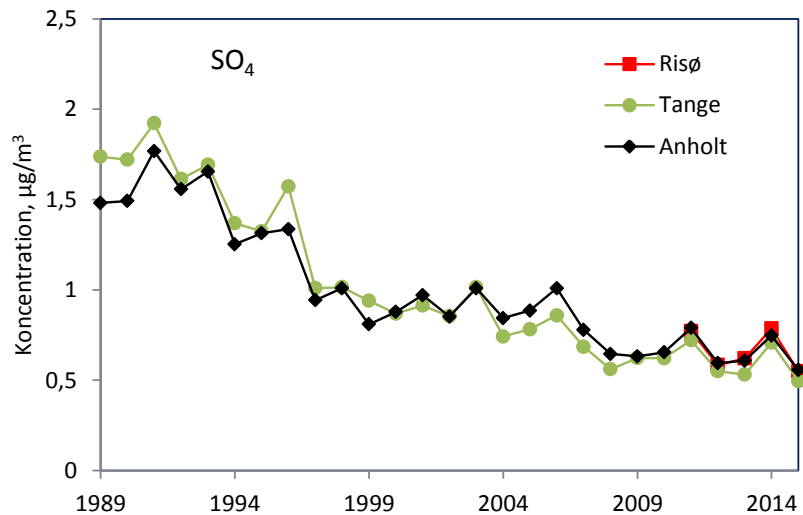
I 2010 indførtes andet trin i reguleringen af svovl i skibsbrændstof. Denne gang var der tale om en reduktion i det tilladte svovlindhold i fuelolie til skibstrafik fra 1,5 % til 1 %, som trådte i kraft 1. marts 2010. På Anholt ses et svagt fald i årsmiddelkoncentrationerne mellem 2009 og 2010, mens der registreres en mindre stigning i niveauerne ved Tange. Omkring 2010 ses derfor ikke noget sammenfald mellem de målte ændringer i koncentrationerne og den forventede nedgang i udledningerne. Det er den mindste nedsættelse af det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof, hvilket sammen med de naturlige variationer i de meteorologiske forhold må antages at være årsagen til at det forventede fald i udledningerne ikke slår igennem i målingerne.

Den 1. januar 2015 kom det tredje trin i nedsættelsen af svovludledningerne. Denne gang var der tale om et fald på en faktor 10 i det tilladte svovlindhold i fuelolie til skibstrafik fra 1,0 % til 0,1 %. Som det ses af figur 8.2 er koncentrationerne på alle målestationer mindre end i 2014 og de foregående fire år, hvilket viser, at nedsættelsen af svovl i skibsbrændstof har haft effekt. Faldet er størst på Anholt, hvilket underbygger, at der er tale om et fald som følge af reduktion i udledningen af svovldioxid fra skibstrafik.



Figur 8.3. Resultat fra modelberegning af andelen (%) af svovldioxidkoncentrationen, som i 2007 stammede fra skibstrafik (Olesen et al., 2009).

En lille del (omkring 5 %) af svovlindholdet i skibsbrændstof udledes direkte som partikulært sulfat. Den udledte svovldioxid vil også via kemiske reaktioner i atmosfæren omdannes til sulfat. Figur 8.4 viser udviklingstendenserne for sulfat, hvor der til forskel fra svovldioxid ses et meget ens fald i koncentrationerne på alle målestationer. Dette skyldes, at levetiden for sulfat i atmosfæren er lang, og dermed kommer størstedelen af sulfat på de danske målestationer som langtransport fra kilder udenfor Danmark. Derfor træder effekten af reduktionerne i udledningerne af svovl i skibsbrændstof i Nordsøen og Østersøen ikke tydeligt frem i målingerne på de danske målestationer.

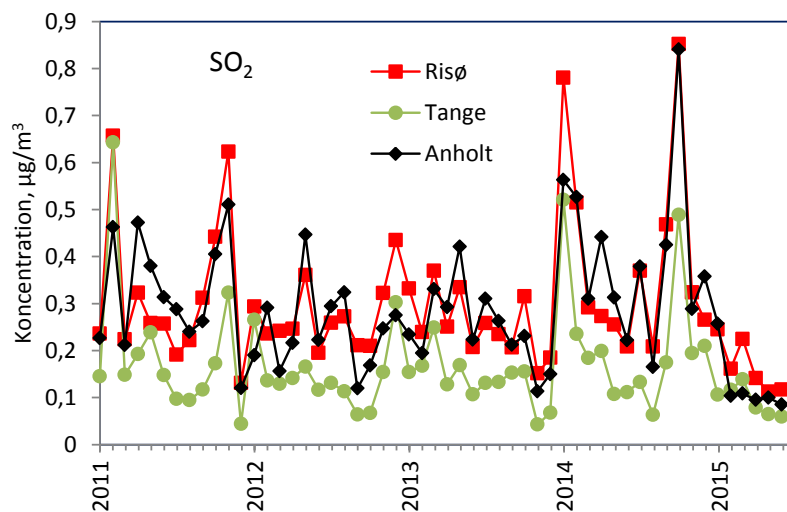


Figur 8.4. Årsmiddelkoncentrationer af partikulært sulfat angivet som $\mu\text{g S/m}^3$. Data for 2015 dækker kun perioden fra januar til maj.

8.3.2 Månedsmiddelværdier

Data for 2015 i figur 8.2 omfatter kun målinger foretaget i de første fem måneder af 2015. Da der er en vis årstidsvariation i udledningerne af svovldioxid, så vil en sammenligning af middelværdierne for januar-maj 2015 med årsmiddelværdierne for de tidligere år give fejl i forhold til vurdering af effekten af reduktionen af svovlindhold i skibsbrændstof. En sammenligning baseret på middelværdier for perioden fra januar til maj giver derfor en bedre vurdering af effekten.

På figur 8.5 ses udviklingstendensen for månedsmiddelværdierne for 2011 og frem. For alle tre målestationer ses et markant fald i månedsmiddelværdierne efter årsskiftet 2014/2015. Faldet er mest markant for Anholt, hvor der i 2015 måles de laveste værdier siden 2011. Det mindste fald ses for Tange, hvor der i de foregående år har været tilsvarende lave månedsmiddelværdier som i 2015. Den større ændring i niveauerne for Anholt sammenlignet med de øvrige målestationer skyldes den større andel, som skibsudledningerne udgør af koncentrationerne af svovldioxid på Anholt.



Figur 8.5. Udviklingstendens for månedsmiddelværdierne for svovldioxid. Koncentrationerne er angivet som $\mu\text{g S/m}^3$.

På figur 8.5 ses endvidere, at der ofte kan være relativt stor forskel mellem månedsmiddelværdierne. Oftest skyldes variationerne mellem månederne de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Dette er for eksempel tilfældet for de høje værdier i januar 2014. Beregninger af luftmassernes bevægelser (NILU, 2015; se endvidere kapitel 8.4 for yderligere forklaring omkring disse beregninger) viser, at der formentligt er tale om en episode, hvor transport af luft fra Polen i gennem nogle dage har givet anledning til de høje værdier. Polen har fortsat en væsentligt højere udledning af svovldioxid end de øvrige omgivende lande (EMEP, 2015).

Når ændringerne i 2015 vurderes til at skyldes andre årsager end de meteorologiske forhold er det på grund af følgende:

- Koncentrationerne har aldrig været så lave på Anholt tidligere.
- Mønsteret er forandret og det ser ud til, at de naturlige variationer i 2015 svinger omkring et betydeligt lavere niveau.
- Forholdet mellem målestationerne er ændret. Hvor Anholt tidligere har svinget med koncentrationer, som generelt lå væsentligt højere end Tange, så ligger Anholt i 2015 mere på niveau med Tange.

I tabel 8.2 ses middelværdierne for januar-maj for perioden fra 2011 til 2015. Det fremgår tydeligt, at middelværdierne for alle tre målestationer er væsentligt lavere i 2015 end de tidligere fire år. Faldet har været størst for Anholt, hvor middelkoncentrationen er faldet med 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ set i forhold til middelværdien for perioden 2011-2014, svarende til et fald på 60 %. Faldet er omkring 50 % på de to øvrige målestationer, hvor andelen af svovldioxid fra skibstrafik er noget mindre end på Anholt.

Tabel 8.2. Middelværdier af svovldioxid ($\mu\text{g S}/\text{m}^3$) for januar-maj for perioden fra 2011 til 2015, samt middelværdi for perioden januar-maj i 2011 – 2014 og ændring i 2015 i forhold til denne middelværdi.

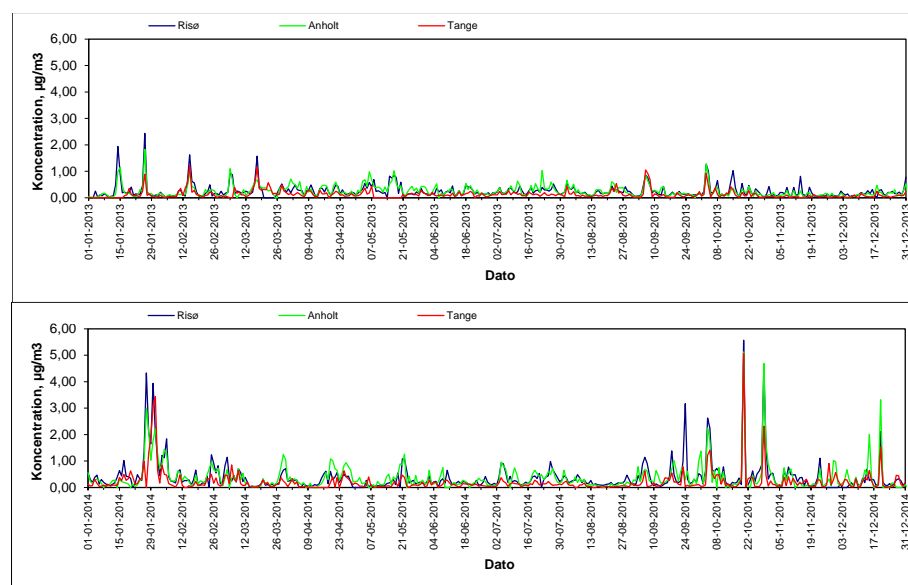
	Anholt $\mu\text{g m}^3$	Risø $\mu\text{g m}^3$	Tange $\mu\text{g m}^3$
2011	0,35	0,34	0,27
2012	0,26	0,28	0,17
2013	0,29	0,31	0,17
2014	0,43	0,42	0,25
2015	0,13	0,18	0,10
Middel 2011-2014	0,33	0,34	0,22
Faldet med ($\mu\text{g m}^3$)	0,20	0,16	0,11
Ændring %	60	47	53

8.4 Indflydelse fra udbrud i lavaområdet Holuhraun på Island i 2014

I forbindelse med undersøgelserne af udviklingstendenser for svovldioxid er det blevet tydeligt, at de lave koncentrationer i 2015 ikke er de eneste usædvanlige ændringer i koncentrationerne i løbet af det seneste års tid. De højeste månedsmiddelkoncentrationer siden 2010 er blevet målt i oktober og november 2014, og der er en bemærkelsesværdig stor forskel i koncentrationerne fra oktober/november 2014 til januar/februar 2015 (figur 8.5). For at underbygge at de observerede ændringer i 2015 ikke på en eller anden måde hænger sammen med særlige forhold i 2014, som f.eks. udsædvanlige natur-

lige variationer i de meteorologiske forhold, er de høje koncentrationer i anden halvdel af 2014 blevet analyseret nærmere.

Figur 8.6 viser døgnmiddelkoncentrationer af svovldioxid i 2013 og 2014. Det ses tydeligt, at der i oktober og november 2014 er en række toppe med høje koncentrationer på alle målestationer. Disse toppe er væsentligt højere i 2014 end i 2013. Navnlig er der meget høje koncentrationer på alle tre målestationer den 20. og 29. oktober, hvilket peger på, at disse toppe ikke er relateret til lokale kilder men derimod må relateres til langtransporteret luftforurening.

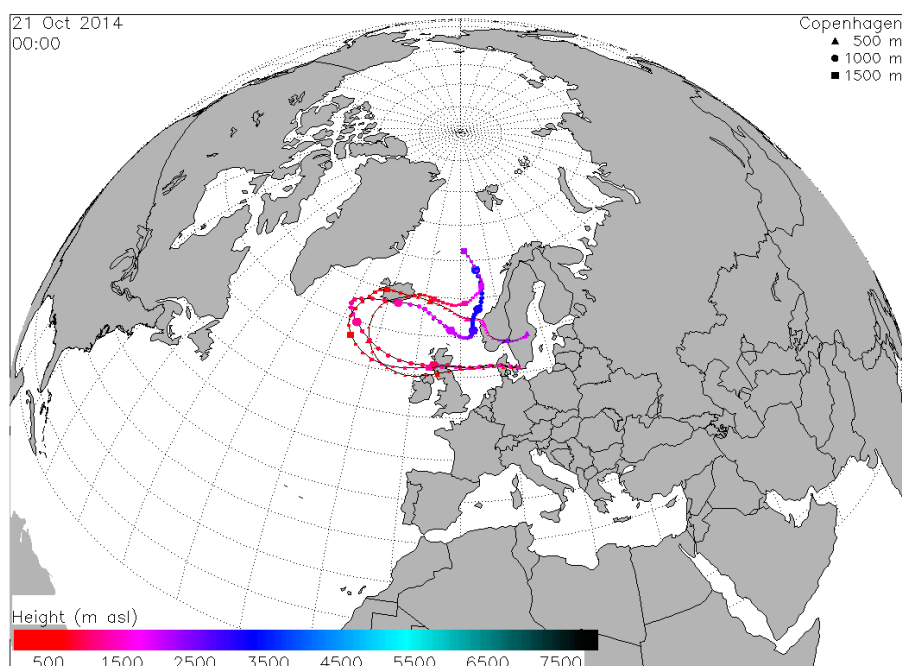


Figur 8.6. Døgnmiddelkoncentrationer af svovldioxid ($\mu\text{g S/m}^3$) målt med filterpackmetoden. Et døgn strækker sig fra kl 8.00 på den angivne dato til kl 8.00 den efterfølgende dag.

Et godt bud på kilden til disse usædvanligt høje koncentrationer kunne være de store udledninger af svovldioxid fra udbrud i lavaområdet Holuhraun på Island (Sara Barsotti, 2015). Udbruddet varede fra august 2014 til februar 2015 (Vedur, 2015). I Norge og Tyskland er der observeret episoder med usædvanligt høje svovldioxidkoncentrationer i september 2014, og det er i den forbindelse blevet vurderet, at udledningerne på Island er kilden til disse høje episoder. Dette er med til at underbygge, at transport af svovldioxid fra Holuhraun, Island til Europa kan finde sted, og at dette kan være årsagen til de høje koncentrationer observeret i oktober og november 2014 i Danmark.

Figur 8.6 viser såkaldte trajektorieberegninger, hvor det beregnes, hvor luftmasserne i København på en given dag er kommet fra. Disse beregninger viser, at luftmasserne, som ankommer til København den 21. oktober kl. 00.00, tidligere har passeret hen over Island. De målte middelværdier dækker fra kl 8.00 til kl 8.00 den efterfølgende dag, så trajektorien svarer til døgnmiddelværdien for den 20. oktober, hvor der blev målt meget høje koncentrationer på alle målestationerne (figur 8.5). Tilsvarende trajektorieberegninger for de andre toppe i oktober og november 2014 viser ligeledes transport af luft fra Island til Danmark. Udledningerne af svovldioxid fra Holuhraun på Island er derfor formentligt årsagen til de høje koncentrationer observeret i efteråret 2014 på de tre målestationer i Danmark. Modelberegninger med DCE's luftkvalitesmodeller vil kunne underbygge dette yder-

ligere, men det har af tidsmæssige årsager ikke været muligt at gennemføre sådanne beregninger i forbindelse med denne undersøgelse.



Figur 8.7. Resultat af trajektorieberegninger af transport af luftmasserne frem mod et angivet punkt. Beregningerne foretages ved, at der fra et valgt ankomststed og -tidspunkt regnes baglæns, således at man opnår en viden om, hvordan luftmaserne er transporteret frem mod det valgte ankomststed. De viste trajektorier er beregnet af NILU (2015).

8.5 Sammenfatning og konklusion

Nordsøen og Østersøen er begge udnævnt til Sulphur Emission Control Areas (SECA's) under den Internationale Søfartsorganisations (IMO) MARPOL konvention (International Convention for the Prevention of Pollution From Ships). Den 1. januar 2015 trådte et nyt trin i reguleringen i kraft, hvor det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof blev reduceret med en faktor 10. Målet med denne undersøgelse er at vurdere, om den forventede store ændring i udledningerne kan ses i målingerne af svovldioxid i Danmark.

Udviklingstendensen for koncentrationerne af svovldioxid på de tre baggrundsmålestationer Anholt, Tange og Risø viser et stort fald i koncentrationerne af svovldioxid på de tre målestationer i forbindelse med nytårsskiftet 2014/2015. Faldet er størst på Anholt, hvor middelkoncentrationen er faldet med $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ set i forhold til middel af 2011-2014, svarende til et fald på 60 %. Faldet er omkring 50 % på de to øvrige målestationer, hvor andelen af svovldioxid fra skibstrafik er noget mindre end på Anholt. Det er derfor DCE's konklusion, at de lavere tilladte grænser for indhold af svovl i skibsbrændstof har givet anledning til en reduktion af udledningerne, og at dette er årsag til det store fald i koncentrationerne.

Det skal bemærkes, at data fra 2015 endnu ikke er fuldt kvalitetskontrollerede, men da faldet er så markant, forventes det ikke at påvirke denne konklusion.

En del af det observerede fald i koncentrationerne af svovldioxid kan skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Om variationer i de

meteorologiske forhold spiller ind kan først fuldt ud vurderes til næste år, da det er nødvendigt med en længere tidsserie for at kunne vurdere denne effekt. Det vil imidlertid være meget uventet, hvis de nu observerede meget lave koncentrationer af svovldioxid udelukkende skulle skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

I forbindelse med undersøgelsen har det vist sig, at der i efteråret 2014 har været en række episoder med særdeles høje koncentrationer af svovldioxid i Danmark. Kilden til disse undersøgelser har formentligt været de store udledninger af svovl fra lavaområdet Holuhraun på Island, som i perioden fra august 2014 til februar 2015 har udledt store mængder svovldioxid.

Referencer

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. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, DK-4000 Roskilde, Denmark. 42 pp. NERI Technical report no. 730

Asman, W.A.H., Jørgensen, A., Bossi, R., Vejrup, K.V., Mogensen, B.B. & Glasius, M. 2005: Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. *Chemosphere* 59, 1023-1031.

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

Brandt J., Silver J., Frohn L.M., Geels C., Gross A., Hansen A.B., Hansen K.M., Hedegaard G.B., Skjøth C.A., Villadsen H., Zare A., Christensen J.H. 2012: An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport of air pollution. *Atmos Environ* 53:156-176. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011

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.

Cofala, J., Amann, M., Heyes, C., Wagner, F., Klimont, Z., Posch, M., Schöpp, W., Tarrasón, L., Jonson, J., Whall, C. and Stavradi, A. (2007): Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceiling Directive, Final Report, IIASA Contract No 06-107, April 2007.

DCE 2015:
http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air_pollutants/

DMI 2015: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>

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. NOVANA. 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. NOVANA. 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., Ketznel, 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.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, 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.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. 2015. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2014. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, xx pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 162. <http://dce2.au.dk/pub/SR162.pdf>

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

EMEP 2015: EMEP emissions database. http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/

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

Geels C., Andersen H.V., Ambelas Skjøth C., Christensen J.H., Ellermann T., Løfstrøm P., Gyldenkerne S., Brandt J., Hansen K.M., Frohn L.M., Hertel O.

2012a: Improved modelling of atmospheric ammonia over Denmark using the coupled modelling system DAMOS. *Biogeosciences* 9 (7):2625-2647

Geels C., Hansen K.M., Christensen J.H., Skjøth C.A., Ellermann T., Hedegaard G.B., Hertel O., Frohn L.M., Gross A., Brandt J. 2012b: Projected change in atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea towards 2020. *Atmos Chem Phys* 12 (5):2615-2629

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.

Jensen, A.R., Spliid, N.H. & Svensmark, B. 2007: Determination of volatilization (dissipation) and secondary deposition of pesticides in a field study using passive dosimeters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 87, 913-926.

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

Kreuger 2015: Personlig kommunikation med Jenny Kreuger, Sveriges Lantbruksuniversitet, Sverige.

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

MST 2014: Bekæmpelsesmiddel statistik 2013, Behandlingshyppighed og belastning, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6, 2014. www.mst.dk

MST 2015: Personlig kommunikation med Vibeke Møller, Miljøstyrelsen.

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

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

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

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2015. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2013. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 482 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 145. <http://dce2.au.dk/pub/SR145.pdf>

NILU 2015: Flextra - Air mass trajectories. <http://www.nilu.no/projects/ccc/trajectories/>

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/sites/cost729.ceh.ac.uk/files/webfm/N2K%20Workshop/Nitrogen-Deposition-and-Natura-2000-Full-Book.pdf>

Olesen, H. R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J. og Plejdrup, M. 2009: Ship emissions and air pollution in Denmark, Present situation and future scenarios. Report from Danish Environmental Protection Agency, Environmental Project No. 1307 2009, Miljøprojekt. 134 p. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf>

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>

Sara Barsotti 2014: 100 days of gas release at Holuhraun <http://en.vedur.is/pollution-and-radiation/volcanic-gas/measurements/nr/3036>

Skjøth, C.A., Geels, C., Berge, H., Gyldenkerne, S., Fagerli, H., Ellermann, T., Frohn, L., Christensen, J.H., Hansen, K.M., Hansen, K., Hertel, O., 2011. Spatial and temporal variations in ammonia emissions - a freely accessible model code for Europe. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, Vol. 11, Nr. 1, 2011, s. 2123-2159.

Skjøth, C.A., 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.

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.

Vedur 2015: Islands Meteorologiske Institut. <http://en.vedur.is/-earthquakes-and-volcanism/volcanic-eruptions/holuhraun/>

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.

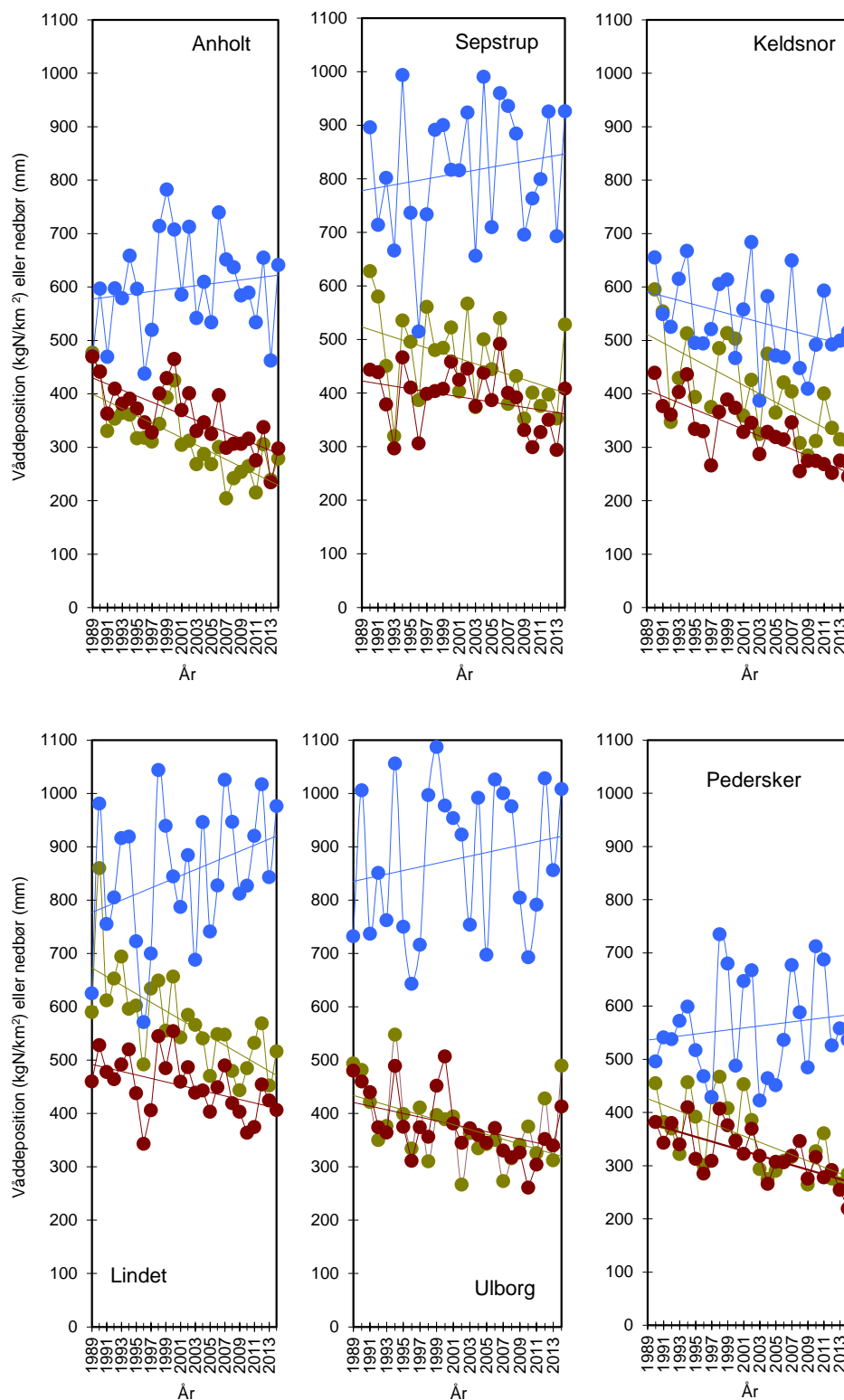
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty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

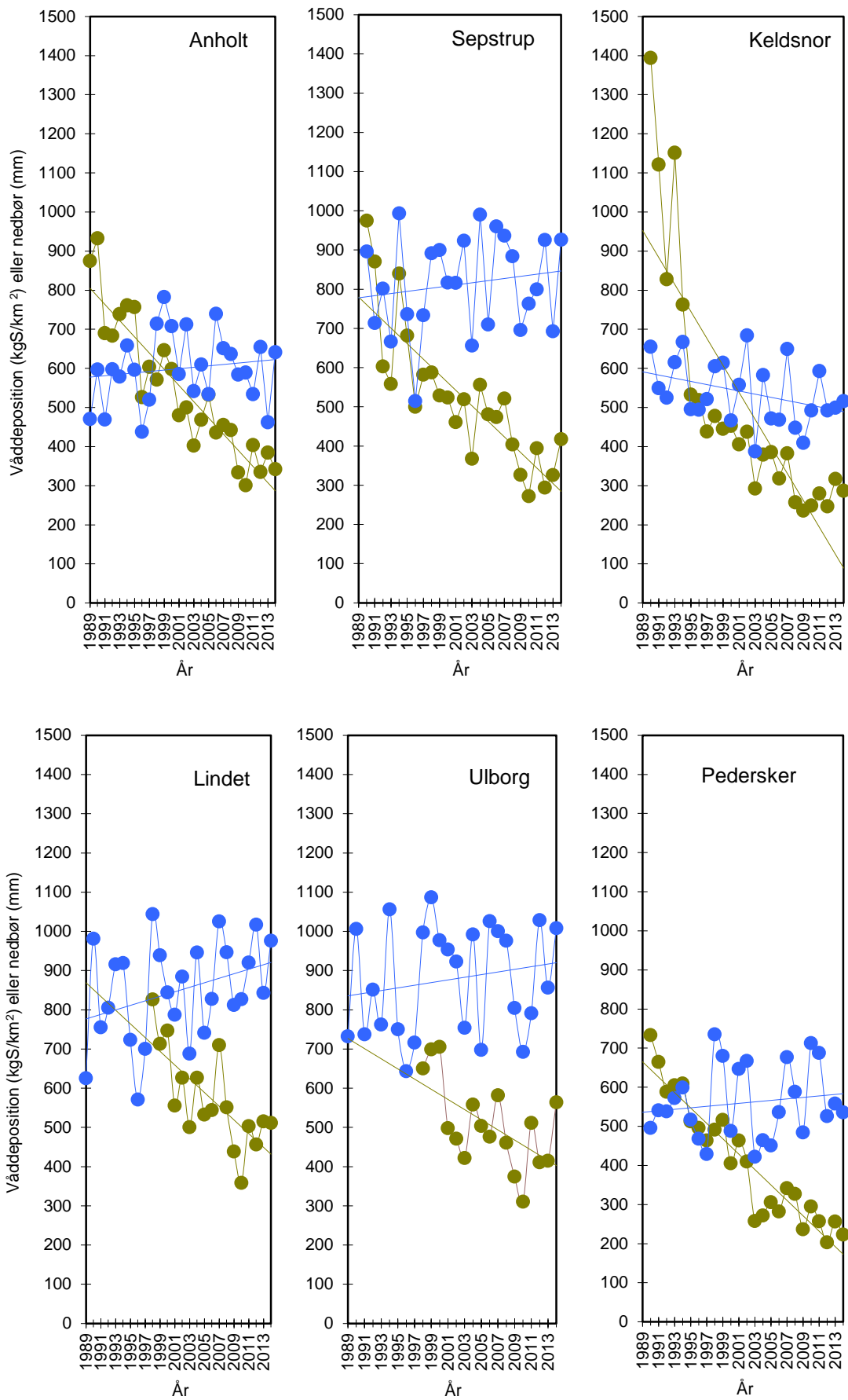
Tabel A1. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
Atrazin*	0,001	20
Desethylatrazin*	0,002	10
Desethylterbuthylazin*	0,002	40
Desisopropylatrazin*	0,006	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*	0,001	15
DNOC*	0,006	40
Ethofumesat*	0,002	40
Hydroxy-atrazin*	0,002	30
Hydroxy-simazin	0,002	60
Isoproturon*	0,002	50
MCPA*	0,003	30
Mechlorprop*	0,002	40
Metamitron*	0,005	30
Metazachlor*	0,002	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	15
Pendimethalin	0,001	33
Prosulfocarb	0,001	33
Terbutylazin*	0,002	25

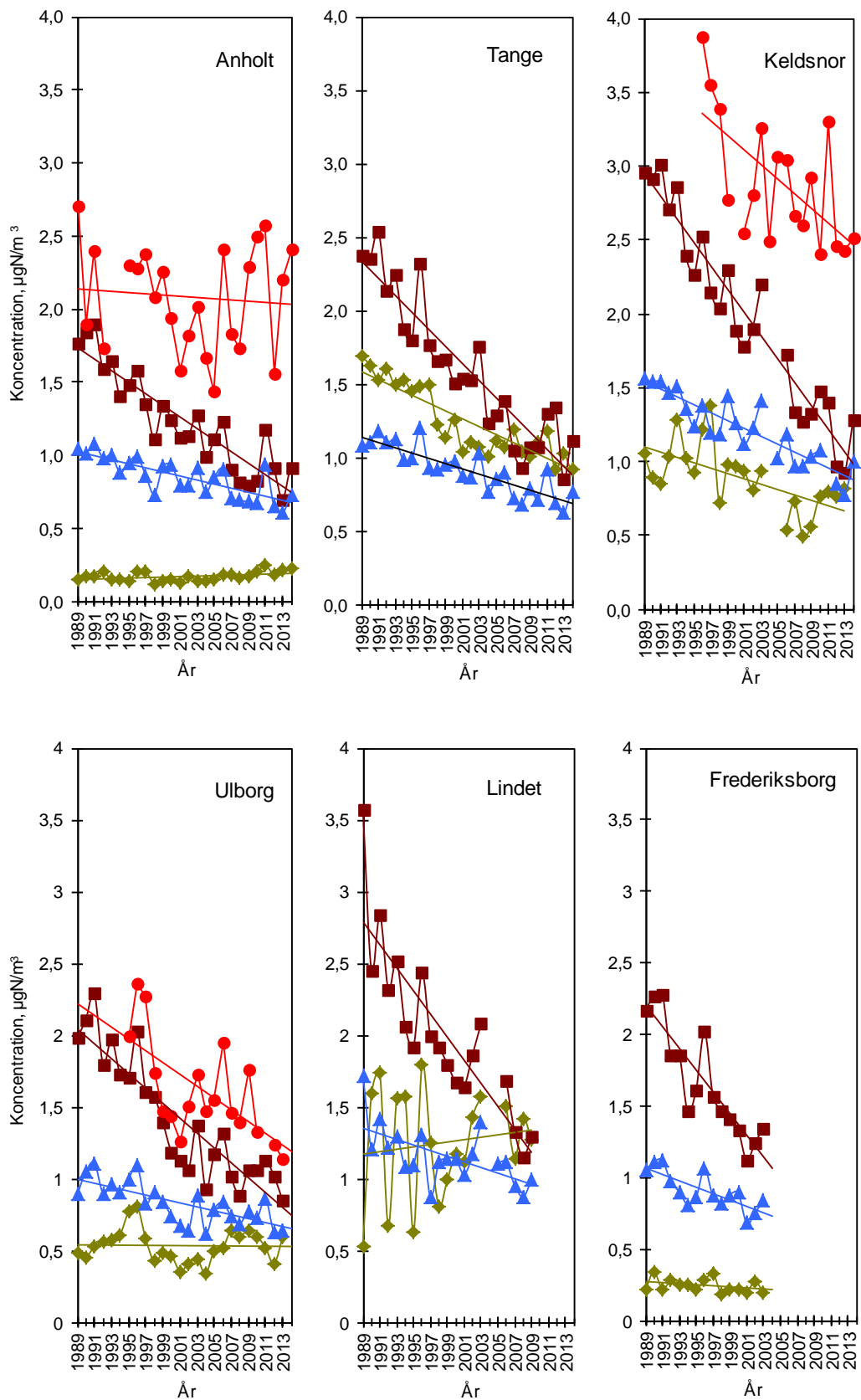
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



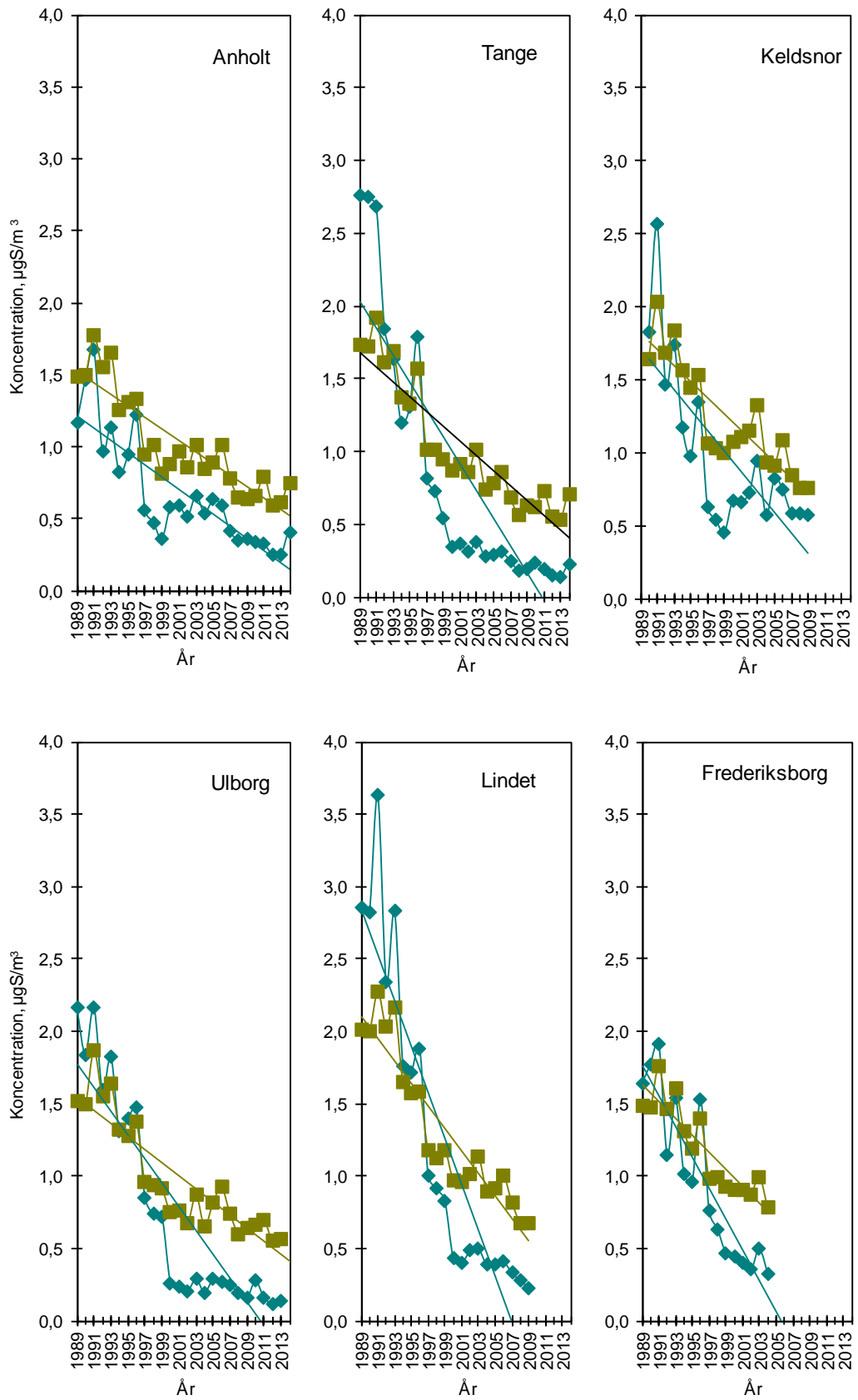
Figur A1. Årlig våddeposition (kgN/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur A2. 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 A3. 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 filterpakkopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009.



Figur A4. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i 2010, 2009 og 2003.

Bilag 3 Prosulfocarb

I 2013 blev der fundet prosulfocarb ved en test af økologisk producerede æbler, hvilket har sat fokus på forekomsten af prosulfocarb i nedbør. Miljøstyrelsen har derfor indført skærpede krav til udsprøjtningmetoden i forbindelse med anvendelse af prosulfocarb i 2014. Disse tiltag skal medvirke til at reducere spredningen ved afdrift og fordampning (MST 2015).

Prosulfocarb er et ukrudtsmiddel, som hovedsageligt anvendes i vinterafgrøde. Behandlingen sker ved udsprøjtning lige efter såning. Ifølge Bekæmpelsesmiddelstatistik (MST, 2014), var prosulfocarb i 2013 det næst mest solgte ukrudtsmiddel i Danmark efter glyphosat. I 2012 var prosulfocarb det mest solgte ukrudtsmiddel med 2.047 tons aktivstof, hvilket var væsentlig mere end de foregående år. Stigningen i salget skyldes sandsynligvis et varsel om differentiering af afgiften i forhold til miljø- og sundhedsbelastning, og en deraf følgende højere afgift på prosulfocarb. Afgiftsstigningen afspejlede sig i et lavere salg af prosulfocarb i 2013 og 2014 på henholdsvis 529 og 144 tons (MST, 2015). Det må forventes, at den store mængde solgt i 2012, må betragtes som "indkøb til lager" til anvendelse i de efterfølgende år.

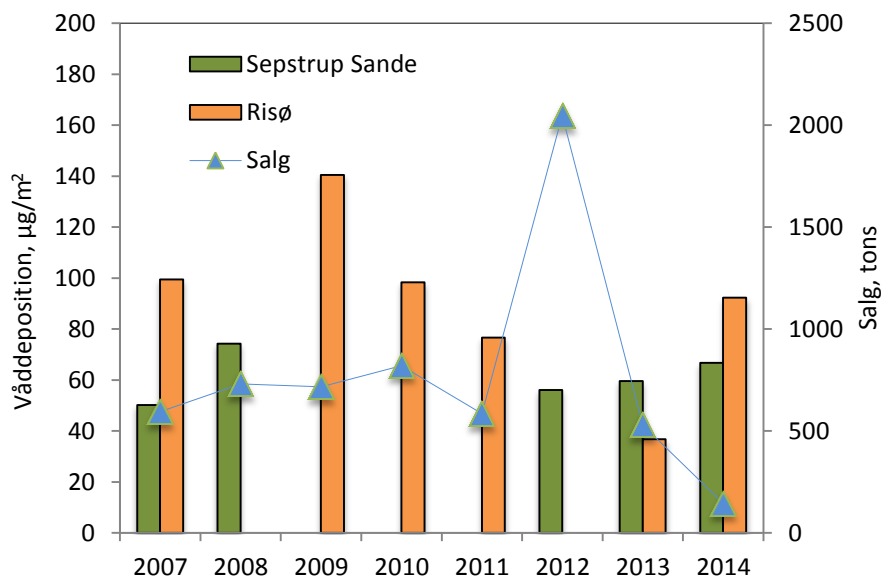
Blandt pesticider er især prosulfocarb relevant i forhold til forekomst i nedbør, fordi stoffet har et høj fordampningspotentiale som følge af dets høje damptryk (6,9 mPa ved 25°C). Et studie udført i Danmark med passive dosimetre viste, at 80% af prosulfocarb fordamper indenfor 48 timer efter sprøjtning (Jensen et al., 2007). Fordampning af stoffet skete hovedsageligt fra bladene, mens der ikke blev registreret fordampning fra jord. Studiet viste, at deposition af prosulfocarb hovedsageligt skyldes fordampning fra sprøjtede overflader og meget lidt fra direkte spray drift.

Deposition af prosulfocarb til jordoverfalden, planter m.m. kan ske via to afsætningsveje. Dels våddeposition, hvor prosulfocarb optages i vanddråber i luften og afsættes på overfladerne i forbindelse med nedbør, og dels tørdeposition, hvor prosulfocarb (på gasform) direkte afsættes via luftens kontakt med overfladerne. For mange luftforureningskomponenter er det de relativt lokale kilder, som er årsag til tørdepositionen, mens våddepositionen normalt er relateret til udledninger fra kilder relativt langt fra den specifikke lokalitet, og ofte er der tale om udenlandske kilder. Dette mønster ses bl.a. for kvælstof og svovl, mens der for prosulfocarb i Danmark kun foreligger meget begrænset viden om fordelingen mellem lokale, regionale og udenlandske kilder.

I forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA er der siden 2007 målt våddeposition af prosulfocarb, mens der ikke måles luftkoncentrationer og tørdeposition. Målingerne foretages på to målestationer (Risø og Sepstrup Sande) med bestemmelse af våddeposition som gennemsnit for to måneder. Den årlige deposition beregnes som summen af koncentrationerne i de seks to-måneders prøver, der opsamles i løbet af et år.

Omkring 90 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (se Tabel 7.1), og hvor den højeste våddeposition sker i september-oktober, dvs. lige efter sprøjtning i vintersæd. Den totale årlige deposition for de to målestationer i perioden fra 2007 til 2014 fremgår af figur A5. Det skal her bemærkes, at der er en del huller i tidsserien, fordi

der har været tekniske problemer med prøveopsamlingen (fx nedbrud på opsamler, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december. Der observeres relativt stor variation i våddepositionen mellem årene, og set over hele perioden kan der ikke observeres en trend (figur A5).



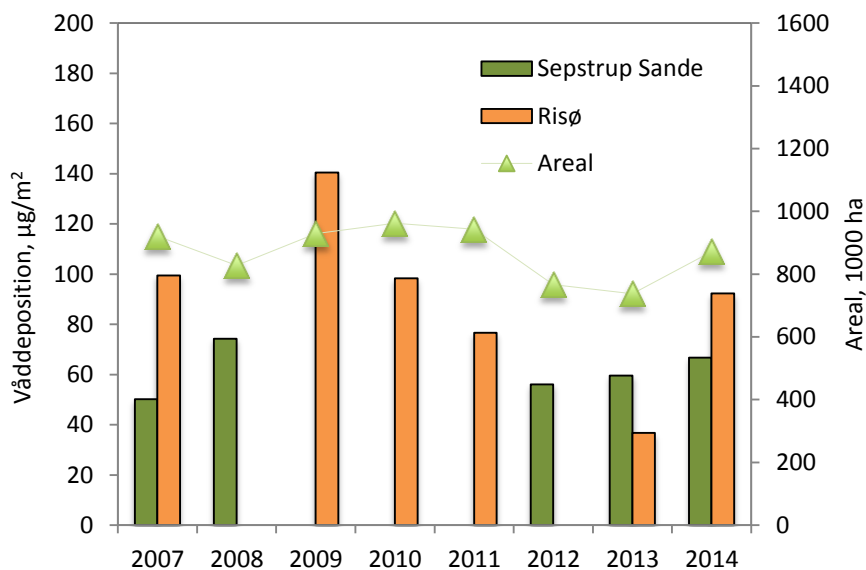
Figur A5. Årlig våddeposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2014) og salg af prosulfocarb (MST, 2014, 2015). Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober og november-december, er medtaget i figuren.

Våddepositionens størrelse i et givet år afhænger af en række faktorer, hvor det navnlig er forbruget, anvendelsesmetode og de meteorologiske forhold, som anses for at være de vigtigste. De meteorologiske forhold giver anledning til ikke-systematiske variationer fra år til år som følge af de naturlige variationer i for eksempel nedbørmængde. Ændring i forbrug og anvendelsesmetode kan også medvirke til disse variationer fra år til år, men vil også kunne give anledning til længerevarende fald eller stigninger i våddepositionen.

I figur A5 vises det årlige salg af profulfocarb (MST, 2014, 2015) sammen med våddepositionen. Der ses en vis sammenhæng mellem en stigning i depositionen fra 2008 til 2010 med stigning i salget af aktiv-stoffet. Til gengæld kan der ikke observeres en stigning i våddepositionen i 2012, hvor salget var væsentligt højere. Der ses heller ikke en reduktion efter 2012, hvor salget var væsentlig lavere, og hvor det for 2014 forventes, at sprøjtningen har foregået på en mere hensigtsmæssig måde. Medvirkende årsag til den manglende sammenhæng er det formodede "indkøb til lager" i 2012. I de seneste 1½-2 år har der været krav om indberetning af forbrug af pesticider, hvilket fremover vil give et bedre grundlag for at vurdere årsagerne til ændringerne i udviklingen i våddepositionen.

En anden parameter, som kunne anvendes til vurdering af forbrug er det samlede danske landbrugsareal, hvor prosulfocarb anvendes. Prosulfocarb anvendes hovedsagligt i vintersæd, korn (ca. 98 %), og arealet af vintersæd er derfor et udtryk for, hvor store arealer, der sprøjtes med prosulfocarb de enkelte år. I figur A6 vises arealer med vintersæd i henhold til oplysninger fra Miljøstyrelsen (2015). Der ses en relativt god sammenhæng mellem varia-

tionererne i våddepositionen og arealerne. Størrelsen af arealet tager imidlertid ikke højde for de ændringer i sprøjtemetoderne, som er blevet indført i 2014.

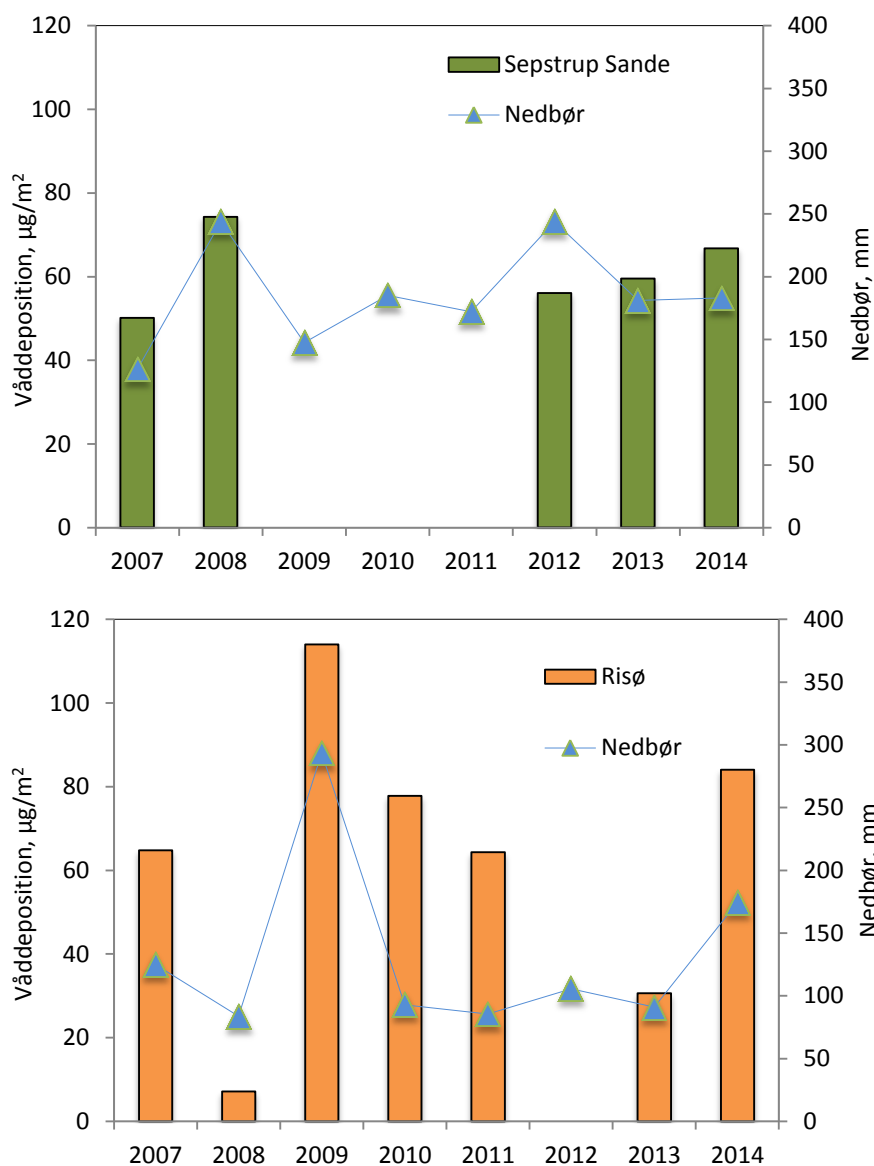


Figur A6. Årlig våddeposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2014) og det samlede danske areal med vintersæd (MST, 2015). Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober og november-december, er medtaget i figuren.

Der er en række meteorologiske parametre, som påvirker dels selve spredningen af prosulfocarb og dels mængden af våddeponeret stof. Temperaturen kan have betydning for selve mængden af fordampet stof og vindhastigheden vil have indflydelse på, hvor langt prosulfocarb spredes i forbindelse med selve sprøjtningen. Da prøverne er opsamlet som gennemsnit over to måneder, er der imidlertid ikke tilstrækkelig information til at vurdere, om temperatur og vindhastighed har haft indflydelse på de målte variationer i våddepositionen over årene.

Nedbørsmængden spiller generelt en stor rolle for mængden af luftforurening, som våddeponeres. I figur A7 ses våddepositionen i september-oktober sammenholdt med nedbørsmængderne i de samme måneder. For begge målestationer ses en relativt god sammenhæng mellem våddepositionen og nedbørsmængderne, selv om der også er perioder, hvor sammenhængen er mindre god. Det er ved denne type analyser en begrænsning, at våddepositionen måles som gennemsnit af to måneder, da opsamlingsperioden vil dække nedbørsepisoder både udenfor og i de perioder, hvor prosulfocarb anvendes.

For Sepstrup Sande ses en lille stigning i våddepositionen mellem 2013 og 2014, mens der ved Risø ses en væsentlig større stigning. Netop ved Risø ses en stor stigning i nedbørsmængderne mellem 2013 og 2014, mens nedbørsmængden er stort set uændret ved Sepstrup Sande. Forskellen i nedbørsmængder er derfor en væsentlig del af forklaringen på forskellen mellem de to målestationer i relation til ændringen fra 2013 og 2014.



Figur A7. Våddeposition af prosulfocarb i september-oktober ved SepstrupSande (øverst) og Risø (nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode.

Ovenfor er sammenhængen mellem våddeposition og det danske salg og forbrug af prosulfocarb analyseret. En stor del af våddepositionen forventes imidlertid at komme fra udenlandsk anvendelse af prosulfocarb. Til eksempel kommer hovedparten af våddepositionen af kvælstof fra udenlandske kilder, og der måles våddeposition af pesticider i Danmark, som ikke længe anvendes i Danmark (afsnit 7.1). Desværre findes der meget få tilgængelige data om forbrug af prosulfocarb i landene omkring Danmark, hvilket gør det vanskeligt at vurdere, i hvilken grad våddepositionen i Danmark skyldes danske kilder eller om våddepositionen er relateret til bidrag fra kilder i nabolandene.

Der er ligeledes få tilgængelige data om deposition af prosulfocarb i andre lande bortset fra Sverige, hvor stoffet er målt i regnvand og luft i forbindelse med monitoring af pesticider. Også i Sverige er prosulfocarb målt i høje koncentrationer og med den højeste deposition i perioden oktober-november. Den højeste deposition er observeret ved målestationen Vavihill i Skåne,

hvor depositionen var på samme niveau, som på de danske målestationer. (Kreuger, 2015). Dette viser, at våddepositionen i Danmark ikke udelukkende er et nationalt problem.

I 2016 og 2017 udfører DCE og DCA detaljerede målinger af spredningen af prosulfocarb, hvilket vil være med til at forbedre videngrundlaget omkring spredning og deposition af prosulfocarb. Projektet udføres for Miljøstyrelsen. Endvidere skal Delprogram for luft under NOVANA revideres i de kommende år og i forbindelse med denne proces skal det vurderes, hvordan måleprogrammet kan optimeres for at få bedre data til vurdering af årsagerne til depositionen af prosulfocarb i Danmark.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2014

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2014 beregnet til hhv. 89 og 63 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 35 % siden 1989. For fosfor er deponitionen estimeret til ca. 130 og 170 tons P til hhv. de indre danske farvande og landområder og der er ikke sket betydelige ændringer i deponitionerne. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2014 beregnet til ca. 13,7 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 70 % siden 1989. Koncentrationer og deponitioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2014 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og deponitioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeponition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om måling af udviklingstendenser for koncentrationerne af svovldioxid set i lyset af reguleringen af udledninger af svovl fra skibstrafik.

ISBN: 978-87-7156-165-4

ISSN: 2244-9981