



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2017

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 304

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2017

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 304

2019

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Jesper Nygaard
Jesper Christensen
Per Løfstrøm
Christian Monies
Lone Grundahl
Camilla Geels
Ingeborg Elbæk Nielsen
Maria Bech Poulsen

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. 304.
Titel:	Atmosfærisk deposition 2017
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Nygaard, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl, Camilla Geels, Ingeborg Elbæk Nielsen og Maria Bech Poulsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	18. februar 2019
Redaktion afsluttet:	Februar 2019
Faglig kommentering:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Quality assurance, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nielsen, I. E., & Poulsen, M. B., 2019: Atmosfærisk deposition 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 304. http://dce2.au.dk/pub/SR304.pdf
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2017 beregnet til hhv. 73 og 56 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 35 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2017 beregnet til ca. 7,2 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2017 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til samtlige naturområder i Danmark.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer, skibstrafik, pesticider
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Forside Foto:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-382-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	84
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR304.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	8
1.1 Overvågningsprogrammet	9
1.2 Vejret i 2017	12
2 Kvælstof	16
2.1 Relevans	16
2.2 Målsætning	16
2.3 Kvælstofdeposition i 2017	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 Kvælstof i naturområder – landsdækkende modelberegninger med lokalskalamodel	23
3 Svovl	29
3.1 Relevans	29
3.2 Målsætning	29
3.3 Svovldeposition i 2017	29
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	30
3.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	32
3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	33
4 Tungmetaller	36
4.1 Relevans	36
4.2 Målsætning	36
4.3 Tilstand og årsag	36
5 Ozon og vegetation	42
5.1 Relevans	42
5.2 Målsætning	42
5.3 Tilstand, udvikling og årsag	42
6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	46
6.1 Relevans	46
6.2 Målsætning	46
6.3 Våddeposition af pesticider	47
6.4 Våddeposition af nitrophenoler	50
6.5 Våddeposition af PAH	51
6.6 Målinger af pesticider i luften	52
7 Fokuspunkt: Kvælstof i naturområder – målinger og modelberegninger på lokal skala	57
7.1 Ammoniakmålinger omkring Harrild Hede	57

7.2	Modelberegninger	59
7.3	Sammenligning af målinger og beregninger	61
7.4	Depositioner	68
7.5	Sammenfatning	69
Referencer		71
Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer		75
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne		76
Bilag 3 Tørdeposition af ammoniak til forskellige naturtyper		80
Bilag 4 Vindretninger ved Harrild Hede		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 i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2017.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag 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 Fødevareministeriet 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 Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren 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 med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2018', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition i danske land- og farvandsområder i 2017. 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- og svovlforbindelser, udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

I forbindelse med den nye programperiode for NOVANA er der i 2017 foretaget nogle justeringer af delprogrammet, som dels medfører ændringer i naturdelprogrammet og beregningerne af depositionen til naturområderne og dels har betydet en opstart af målinger af luftkoncentrationerne af en række udvalgte pesticider ved målestationen ved Risø.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2017 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 73 ktons N (6,9 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 56 ktons N (13 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 1990-2017. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti 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 15 målestationer fordelt på og lige uden for Harrild Hede i 2017. Resultaterne fra målingerne er blevet anvendt til validering af modelberegningerne af ammoniak på lokalskala (400 m x 400 m geografisk opløsning). Sammenligning mellem resultaterne fra målingerne og modelberegningerne viser, at modellen giver gode resultater med hensyn til den geografiske variation, men at modellen overestimerer koncentrationerne med omkring 60 % på Harrild Hede. Sammenligning mellem målinger og modelberegninger for de faste målestationer viser, at den generelle overestimering for modellen kun er omkring 20 %. Den store forskel mellem målinger og model på Harrild Hede er der for et særligt problem, som vil blive undersøgt nærmere i det kommende år. Modellen er desuden som noget nyt blevet anvendt til beregning af afsætning af kvælstof til samtlige naturområder i hele Danmark med stor geografisk opløsning, således at der kan tages højde for kvælstof fra lokalt landbrug.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2017 beregnet med DEHM til ca. 7,2 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001, hvorefter depositionen har været forholdsvis konstant indtil 2007, hvorefter der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. Faldet i depositionen følger udviklingstendensen for de europæiske emissioner af svovl. Faldet siden 2007 er dog for en relativt stor del forårsaget af den faldende udledning af svovl fra skibstrafik i danske farvande og et mindre fald i udledningerne fra de landbaserede kilder. Modelberegninger har vist, at faldet i udledningerne fra skibstrafik efter 1. januar 2015 har resulteret i et ca. 15 % fald i svovldepositionen til danske landområder, og målinger har vist et fald i koncentrationerne af svovldioxid på omkring 50 %.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), nikkel (Ni), kobber (Cu), zink (Zn), arsen (As), cadmium (Cd), og bly (Pb)) i 2017 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 26 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne til mellem 15 og 60 % af niveauet i 1990. Størst fald ses for bly og cadmium. For de fleste af tungmetallerne har faldet været størst i perioden frem til sidste halvdel af 1990'erne, hvorefter ændringerne har været forholdsvis små.

Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på omtrent samme niveau siden slutningen af 1980'erne. Middel af AOT40 (mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for perioden fra 2013-2017 ligger under 6.000 ppb timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). I 2017 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi for beskyttelse af vegetation mod skader forårsaget af ozon. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb timer) er dog overskredet. Da det er EU's langsigtede mål, er denne målværdi endnu ikke trådt i kraft, som en grænseværdi, der skal overholdes.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø viser, at våddeposition af pesticider i 2017 lå på henholdsvis omkring 70 µg/m² og 130 µg/m² (19 udvalgte stoffer), hvoraf over 60 % alene stammer fra prosulfocarb. Våddepositionen af prosulfocarb i 2017 lå på niveau med de tidligere år, og der kan ikke observeres en udviklingstendens. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) ved Sepstrup Sande og Risø lå på hhv. 1.000 µg/m² og 850 µg/m², og depositionen af PAH (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 18 stoffer) lå på hhv. 110 µg/m² og 55 µg/m².

For en række af pesticiderne er der fundet sammenhæng mellem fund af pesticiderne i nedbøren, luften og perioderne for anvendelse af pesticiderne i Danmark. Dette indikerer, at danske kilder udgør en stor andel af kilderne til de fundne pesticider. Der vil blive lavet grundigere analyser af denne sammenhæng. Det kræver oplysninger om data for anvendelsen af pesticider i efteråret 2017, hvilket der forventes at være i løbet af 2019.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2017 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 rapporteres særskilt (*Ellermann et al., 2018*).

Overvågningen udføres af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

I 2017 begyndte en ny programperiode for NOVANA. Hovedparten af delprogrammet fortsættes uændret i den nye programperiode, men der er dog foretaget nogle justeringer af programmet. For 2017 betyder justeringerne, at der som noget nyt foretages følgende:

- Målinger af luftkoncentrationer af pesticider ved målestationen ved Risø. Målet med disse målinger er at få et bedre grundlag for vurdering af kilderne til de pesticider, som igennem en årrække er blevet fundet i våddepositionen i Danmark (se afsnit 6.6).
- Detaljerede målinger af den geografiske variation af ammoniak på Harrild Hede, hvor der er opsat 15 simple målestationer til måling af ammoniak. Hensigten er at foretage målinger, som kan benyttes til en validering af modelsystemet, der anvendes til beregning af deposition afsætningen af ammoniak til naturområder med stor geografisk opløsning. Disse målinger har erstattet det hidtidige naturdelprogram med målinger af ammoniak på en række forskellig naturområder (se kapitel 7).
- Hidtil er der gennemført modelberegninger af depositionen af ammoniak på lokalskala til 120 naturområder. Disse beregninger er i 2017 blevet kraftigt udvidet, så de dækker alle naturområder i hele Danmark (se afsnit 2.9). Beregningerne foretages med høj geografisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for ammoniakdepositionen fra kilderne i lokalområdet.

Hovedelementerne i den uændrede del af programmet er fortsat baseret på integration af målinger og modelberegninger. De væsentligste delelementer i det videreførte program er følgende:

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de kvælstof- og svovlforbindelser, som er de vigtigste i relation til eutrofiering og forsurening.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af en række miljøfarlige tungmetaller.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer af ozon.
- Omfattende beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder. Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model).
- Bestemmelse af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler).

Resultaterne præsenteres på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. Inden den indikatoragtige præsentation af resultaterne gives i dette kapitel en kort introduktion til overvågningsprogrammet. Herefter gives en kort beskrivelse af de meteorologiske forhold i Danmark i 2017, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med overvågningsprogrammet er dels at beskrive luftforureningen over danske land- og havområder, dels at bestemme den atmosfæriske tilførsel af eutrofierende, forsurende og miljøskadelige stoffer til danske økosystemer. Resultaterne fra overvågningsprogrammet bruges til at beskrive den geografiske og tidslige variation af luftforureningskomponenterne og giver mulighed for at vurdere årsagerne til eventuelle ændringer. For at opfylde målsætningen er hovedparten af overvågningsprogrammet rettet mod baggrundsområderne i Danmark (uden for byer og ikke tæt ved lokale 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. 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.

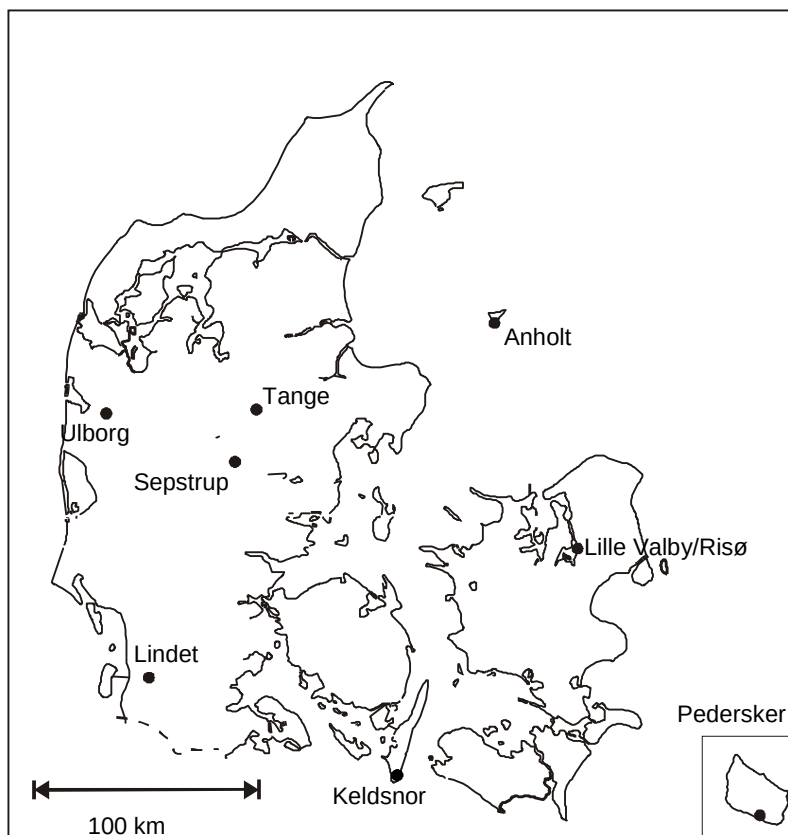
I 2017 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat 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.
- Luftkoncentrationer af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition på to målestationer af de miljøfarlige organiske stoffer (MFS): Pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Luftkoncentrationer af pesticider ved én målestation.
- Luftkoncentrationen af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Udover de større målestationer 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 2017 bestod denne del af programmet af naturstationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmose), samt 15 naturstationer fordelt på kvælstoffølsomme naturområder rundt om i landet.

Placeringen af målestationerne og en oversigt over, hvad der måles 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 Valby/Risø***	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO ₂ , O ₃ , Pesticider
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, 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 med måling af NH₃, HNO₃ og partikulært NH₄ og NO₃. Passiv opsamler: NH₃.

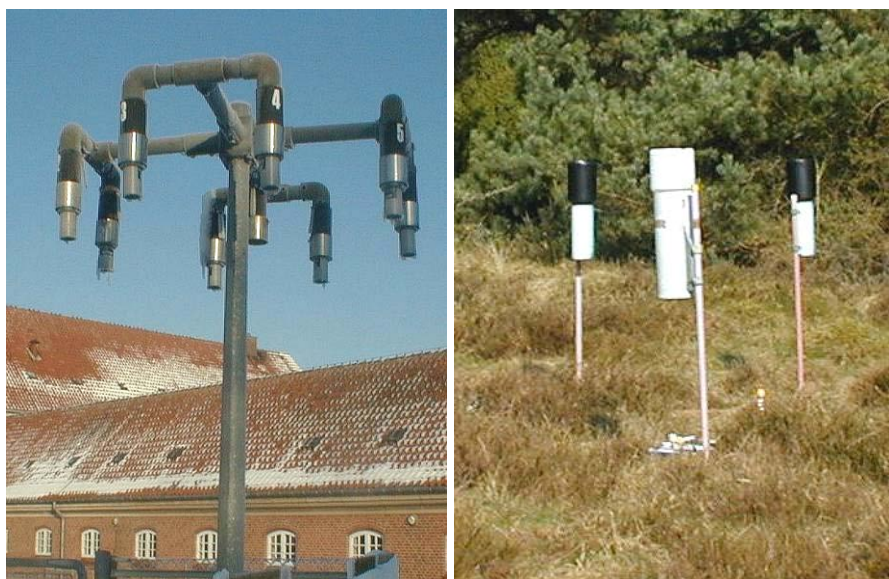
*** Målestationen ved Lille Valby blev juli 2010 flyttet 2 km vestover til Risø, hvor den blev udvidet med ekstra målinger.

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra Delprogram for luft under NO-VANA indgår de danske måleresultater i en række internationale monitoringsprogrammer. Det drejer sig om følgende tre programmer:

- Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (EMEP - European Monitoring and Evaluation Programme), som fokuserer på den grænseoverskridende luftforurening i Europa.
- Monitoring under Oslo-Paris-konventionen (OSPAR) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- Monitoring under Helsinki-konventionen (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). I DEHM beregnes emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening 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 målestationer. 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.

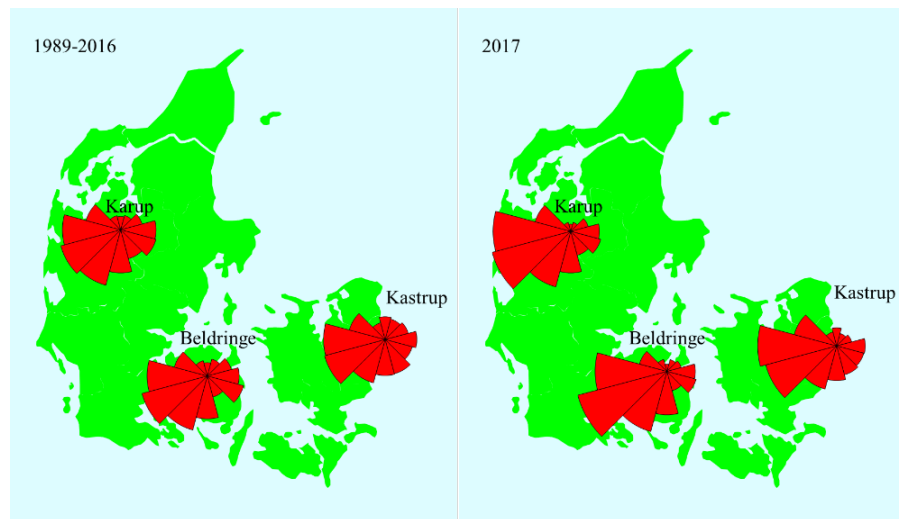
Beregningerne for 2017 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (*Grell et al., 1995*), som indgår i modelsystemet kaldet THOR (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (*Hertel et al., 2002*). Disse er baseret 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. EMEP's emissionsopgørelser omfatter desuden udslip fra skibstrafik. Beregninger for 2017 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser udarbejdet af DCE for det foregående år, dvs. 2016 for NH₃, NO₂, VOC, CO og SO₂ (*Nielsen et al., 2018*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2015, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP, 2018*), og som omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2015, 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 alle naturområder i Danmark foretages med modelsystemet kaldet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er en kombination af DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP (Operational Meteorologisk Luftkvalitetsmodel til Ammoniakdeposition). 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. Den høje geografiske opløsning på modelberegningerne gør det muligt at tage højde for udledningerne af ammoniak fra de lokale landbrug i nærheden af naturområderne. I afsnit 2.9 og Fokuspunktet (Kapitel 7) beskrives modelsystemet yderligere.

1.2 Vejret i 2017

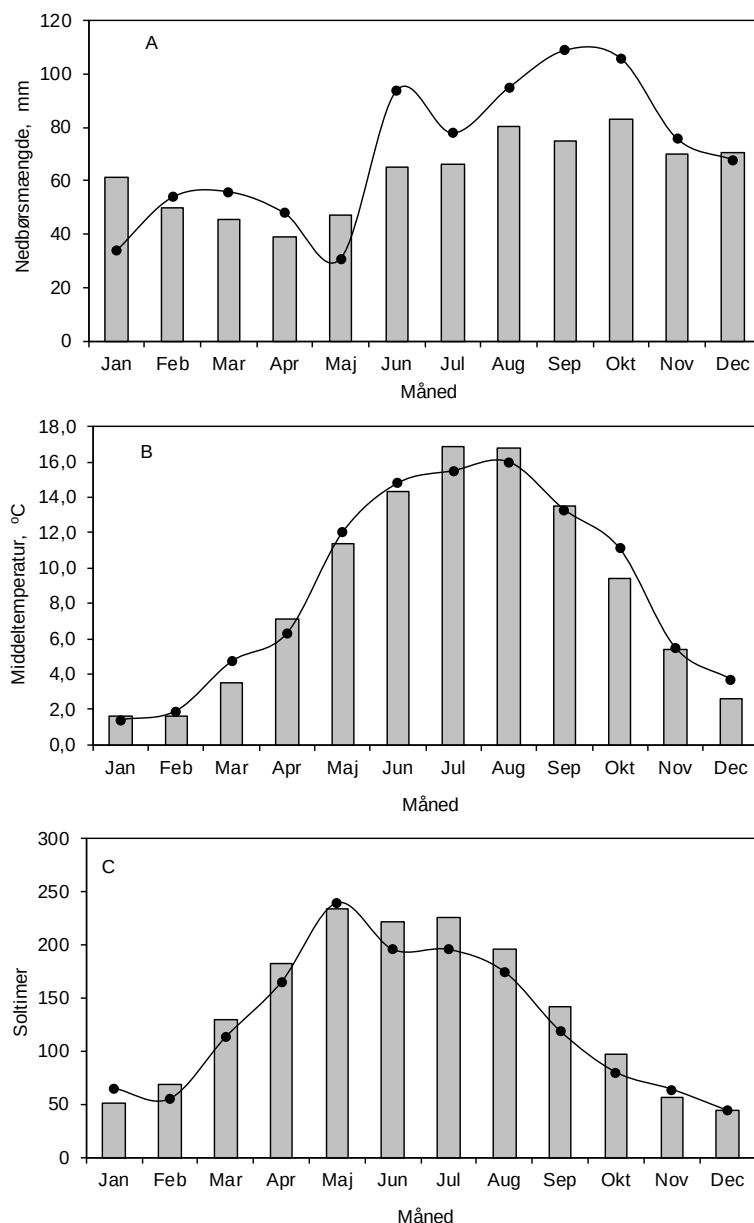
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2017.

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 2017 var vest til sydsydvest og at vindrosen for 2017 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2016. Dog var vindretninger fra vest til sydvest mere hyppige i 2017 end i gennemsnittet for 1989-2016, mens vindretninger fra nord og øst var mindre hyppige. 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 luftforeningen til Danmark.



Figur 1.3. Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2016, mens der til højre vises gennemsnit for 2017. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.4 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var høj i 2017 og 2017 var det tiende vådeste år siden målingerne begyndte i Danmark. Lands gennemsnittet for nedbør i Danmark i 2017 var med 849 mm nedbør 21 % højere end i 2016 (701 mm), 19 % højere end normalen for 1961-1990 (712 mm) og 13 % højere end gennemsnittet for perioden 1989-2017 (753 mm) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2018). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A). De mest markante afvigelser fra gennemsnittet var lavere nedbør i januar og maj og højere nedbør i hele perioden fra juni til oktober. I 2017 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (omkring 1000 mm), hvilket er markant mere end i 2016. Til sammenligning faldt der omkring 700 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2018), 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 1.5). Beregninger af nedbør over hav viser tilsvarende et billede med betydeligt højere nedbør over vandområderne i 2017 end i 2016. Der er endvidere væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen).



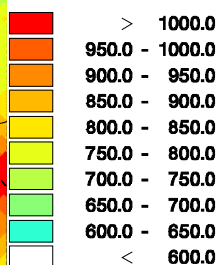
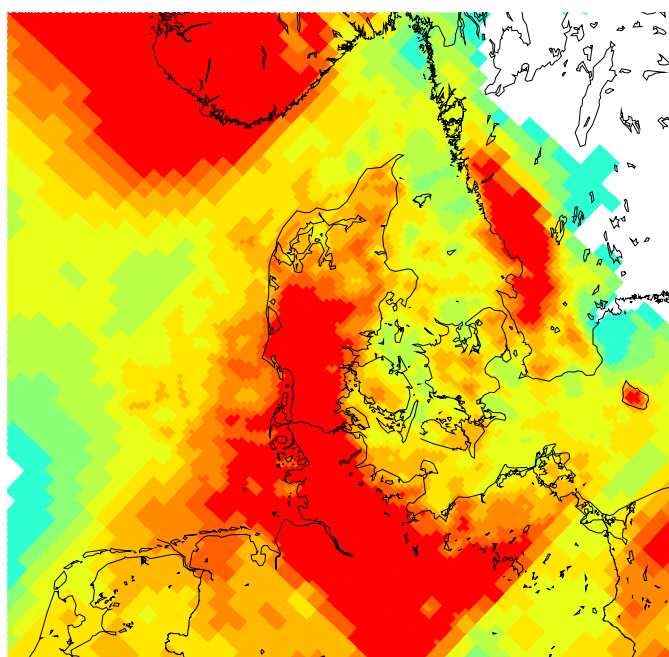
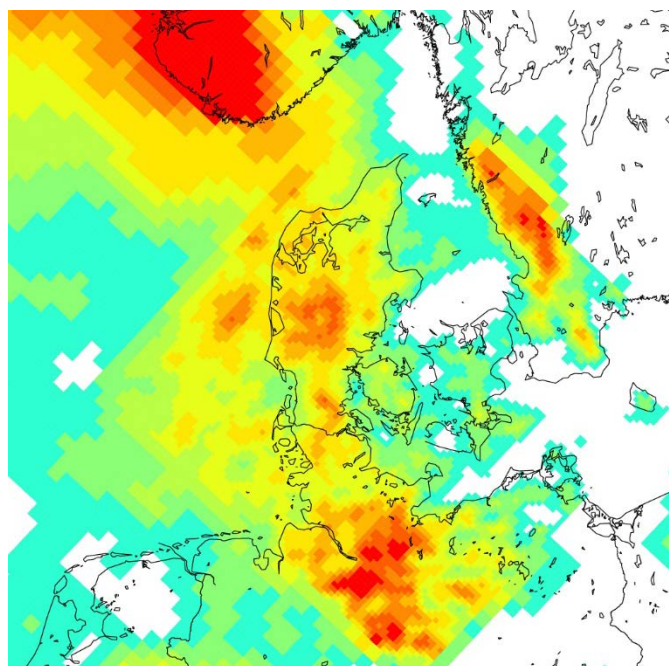
Figur 1.4. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Areal-vægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2017, mens søjlerne angiver middel for 1989-2017. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2018).

Den årlige middellufttemperatur i 2017 var 8,9 °C og dermed på niveau med 2016 (9,0 °C). Middelttemperaturen var 1,2 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7 °C (DMI, 2017), og 0,2 °C højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2017, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007; DMI, 2018). Ændringen i temperaturen over året var i 2017 meget lig gennemsnittet for perioden 1989-2017 (Figur 1.4 B). Antallet af soltimer (Figur 1.4 C) var på 1512 timer, hvilket er over normalen for perioden 1961-1990 (1.495 timer), men lavere end gennemsnittet for perioden 1989-2017 (1.649 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007; DMI, 2018).

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 2016 (øverst) og 2017 (nederst). 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 blandt andet at beskytte mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for kvælstofdepositionens størrelse og ej heller nationale reduktionsmålsætninger. Derimod er der internationale målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen, hvilket vil føre til reduktion af afsætningen af kvælstof. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak inden 2010 med henholdsvis omkring 60 % og 43 % set i forhold til 1990. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft med forpligtelser til emissionsreduktioner 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. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016).

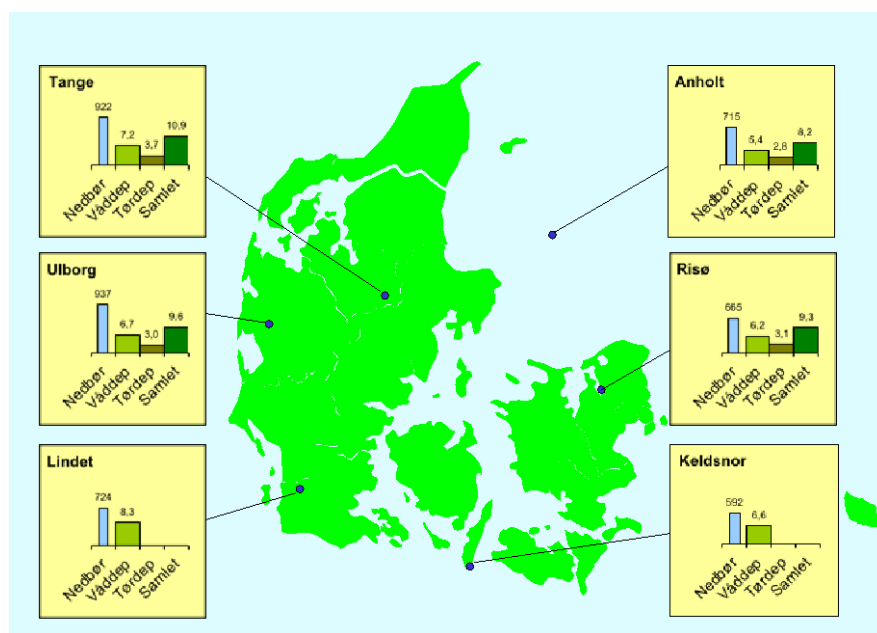
2.3 Kvælstofdeposition i 2017

I 2017 blev den samlede deposition af kvælstof (våddeposition, der er afsætning med nedbøren, plus tørdepositionen, der er den direkte afsætning af partikler og gasser) målt på fire målestationer, Tange, Ulborg, Anholt og Risø (Figur 2.1). Målingerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2017 i områderne omkring hovedstationerne lå på 8-11 kg N/ha, hvilket i gennemsnit er på samme niveau, som deposition til landområderne omkring målestationerne i 2016. Målingerne viste en depositionen til vandområderne ved Anholt på 6,3 kgN/ha.

De laveste depositioner til land blev bestemt på Anholt, Risø og Keldsnor (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), Ulborg og Tange. Ved disse målestationer er der høj emission af ammoniak fra nærliggende landbrugsområder. Samtidig er målestationerne placeret i Jylland, som modtager betydeligt større nedbørsmængder end den østlige del af landet, hvilket medvirker til den større deposition i Jylland. Forskellen mellem alle målestationerne er dog kun omkring 35 %.

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 ud fra såkaldte tørdepositionshastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er den bedst egnede metode i forbindelse med overvågningsprogrammet, da andre metoder måleteknisk set er for komplicerede at gennemføre i regi af overvågningsprogrammet.



Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2017. 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 programmet indgår tørdepositionen ikke længere ved Lindet og Keldsnor.

Links

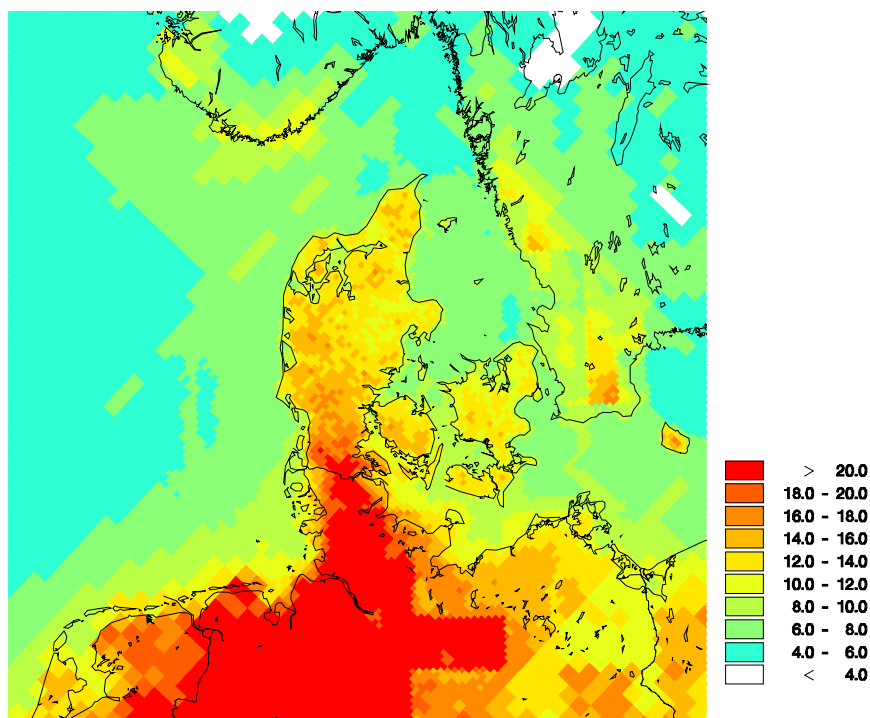
Information om DCE's luftmålestationer kan fås på: <http://envs.au.dk/-vdenudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2017 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 73.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 6,9 kgN/ha (Figur 2.2 og Tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er den samme, som rapporteret for 2016 (73.000 tons N) og kun omkring 3 % lavere end rapporteret for 2015 (75.000 tons N). Variationer mellem årene skyldes hovedsageligt de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, mens udledningerne til atmosfæren kun har varieret meget lidt over den seneste årrække.

Depositionen varierer næsten 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 15 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 6-7 kgN/ha er beregnet for dele af Østersøen, Kattegat,

Nordsøen og Skagerrak. Endvidere ses en gradient med de højeste depositioner mod syd og lavere depositioner mod nord. Dette skyldes indflydelse fra områder med høje emissioner af kvælstof i landene syd for Danmark.



Figur 2.2. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2017. 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 2017. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	5,2	25	30	6,2	48.754
Skagerrak – dansk del	1,0	5,9	6,9	6,7	10.329
Kattegat – svensk del	0,8	3,6	4,4	6,6	6.743
Kattegat – dansk del	2,9	9,2	12	7,2	16.830
Nordlige Bælthav	0,8	2,2	3,1	7,8	3.909
Lillebælt	0,8	1,7	2,4	11	2.170
Storebælt	1,1	3,0	4,0	9,0	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,6	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,6	0,7	7,6	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,6	1,9	2,5	9,7	2.547
Østersøen - dansk del	2,5	7,8	10	6,9	14.926
Alle danske farvandsområder	15	58	73	6,9	105.320

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

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

For 2017 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 56.000 tons N (Tabel 2.2), hvilket er stort set uændret i forhold til 2016 (57.000 ton). Ved målestationerne blev der ligeledes observeret det samme niveau i depositionen (Kapitel 2.3), og der er derfor god overensstemmelse mellem målinger og modelberegninger.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 13 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 8-20 kgN/ha og heder 10-20 kgN/ha (Bak 2018).

Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 5 kgN/ha og omkring 20 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 nedbørsmængden er stor, og hvor husdyrproduktionen er høj, hvilket giver et ekstra bidrag som følge af udledning af ammoniak fra husdyrproduktionen. Den mindste deposition ses typisk for 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 2017.

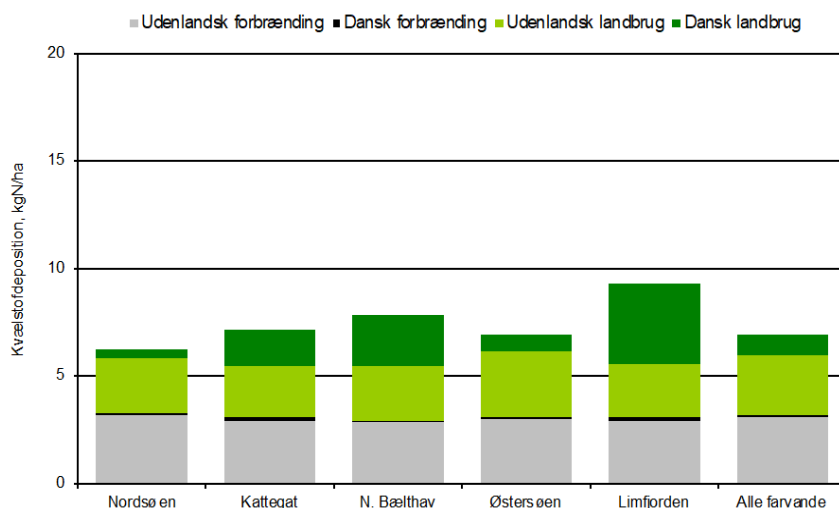
	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km²
Nordjylland	4,4	5,5	9,9	12	7.908
Midtjylland	7,7	9,1	17	13	13.094
Syddanmark	8,2	10	18	15	12.130
Sjælland	3,7	4,9	8,6	12	7.268
Hovedstaden	1,3	1,6	2,9	11	2.528
Hele Landet	25	31	56	13	42.927

2.6 Kilder til kvælstofdeposition

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

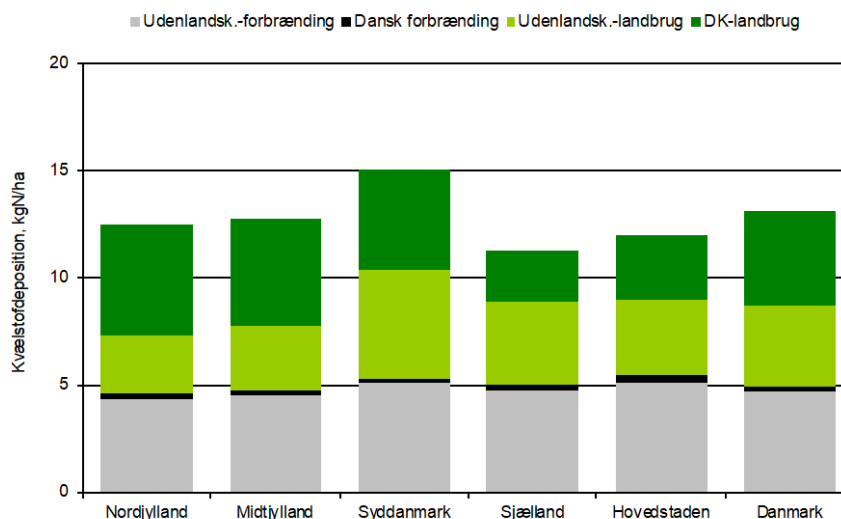
udslip, som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissionerne af kvælstofilter udelukkende sker i forbindelse med forbrændingsprocesser, og at emissionerne af ammoniak i praksis stammer fra landbrug, idet over 95 % af emissionen af ammoniak i Danmark stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2017 kom ca. 62 % og 38 % af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 54 % og 46 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2017 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer fra udenlandske kilder (Figur 2.3). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til at være på ca. 15 % i 2017, mens den i 2015 og 2016 lå på henholdsvis 14 % og 15 %. Disse små variationer mellem årene skyldes naturlige variationer i nedbørsmængderne og de øvrige meteorologiske forhold, som blandt andet giver variation i mængden af vådd deposition, som fortrinsvis kommer fra udenlandske kilder. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (32 %), Kattegat (27 %), Lillebælt (25 %) og Storebælt (24 %) og den mindste i Nordsøen (7 %), det Sydlige Bælthav (9 %) og den danske del af Østersøen (13 %). 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. 41 % 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.



Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2017 til regionerne og i gennemsnit for hele landet (Danmark) opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

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. 36 %. Den største danske andel ses for Nord- og Midtjylland med 41-43 % fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 25 %. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland, skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland i kombination med de hyppige vindretninger fra syd til vest og den relativt større afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark. På lokal skala kan den danske andel være væsentligt større som følge af kvælstofdeposition fra f.eks. store lokale landbrug.

2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationerne. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen til såvel de danske farvande som landområder på ca. 35 % siden 1990. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti år.

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 overordnet set 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 hovedsageligt er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof.

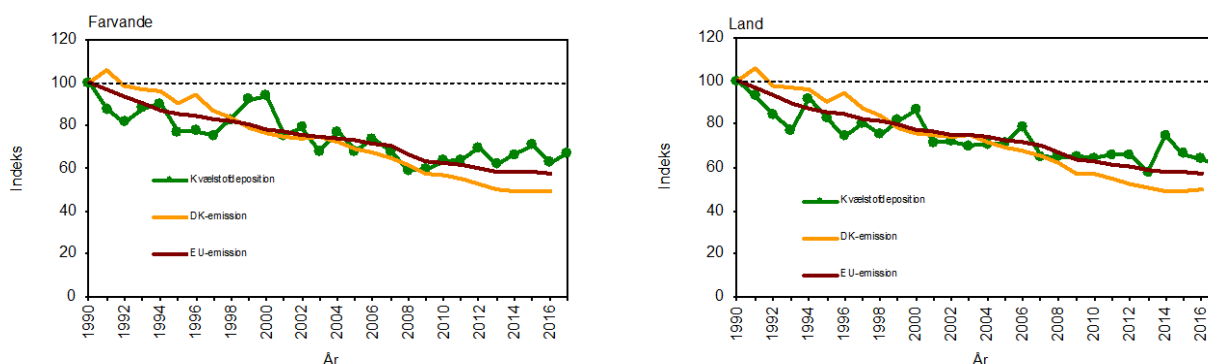
Da hovedparten af kvælstofdepositionen stammer fra udlandet er reduktionerne i de udenlandske kilder årsag til den største del af reduktionen. Faldet

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. Årsagen 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, som var rekordvarmt, hvilket kan have været årsagen til den relativt høje deposition. 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. Ændringerne fra 2013 til 2014 og fra 2014 til 2015 er dog en undtagelse fra dette billede, hvilket må skyldes særlige meteorologiske forhold i 2014, som har givet anledning til den øgede deposition i 2014.

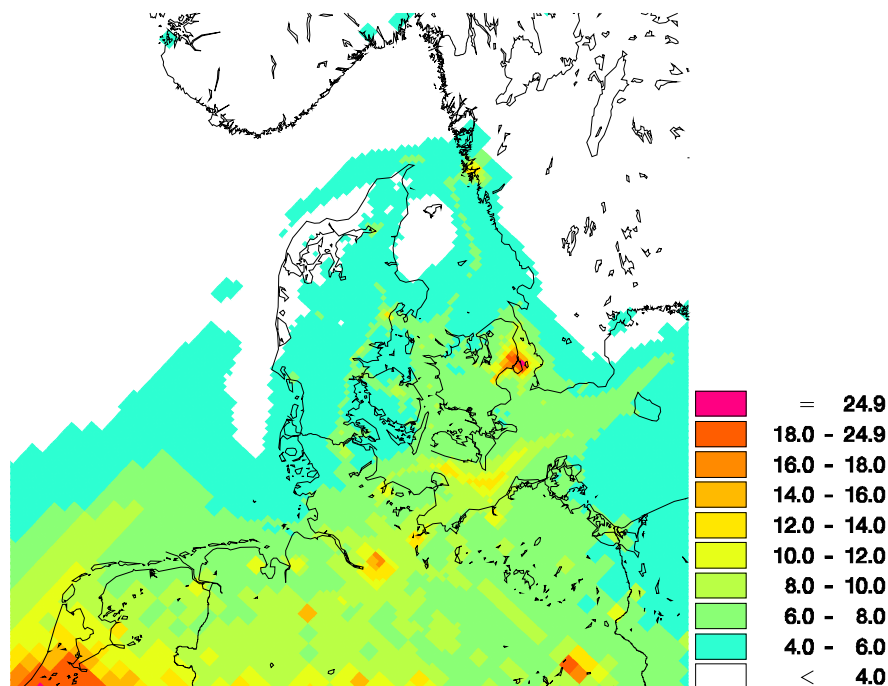
De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposition foretaget ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul, som anvendes i modelberegningerne.



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., 2018) og fra EU-landene fra EMEP (EMEP, 2018).

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 2017 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddelmålingerne under 10 µg/m³, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2017.



Figur 2.6. Årsmiddelmålinger af NO_x i 2017 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO_x beregnet som NO₂ (µg NO₂/m³).

2.9 Kvælstof i naturområder – landsdækkende modelberegninger med lokalskalamodel

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

For 2017 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak for hele Danmark. DCE's målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne.

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 lokalskalaberegninger i NOVANA (Ellermann et al., 2006).

OML-DEP er evalueret 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 evalueret ved sammenligning med målte ammoniakkoncentrationer i Fokuspunktet i NOVANA rapporten for 2011 (Ellermann et al., 2012). I Fokuspunktet Kvælstof i Naturområder (Kapitel 7) i denne rapport er DAMOS evalueret mod målinger for 2017.

Den landsdækkende beregning er udført via en lang række lokalskalaberegninger med OML-DEP på modeldomæner $16 \text{ km} \times 16 \text{ km}$ (det område den enkelte modelberegning dækker). Beregningerne er udført med en geografisk opløsning af domænet i gitterfelter $400 \text{ m} \times 400 \text{ m}$. OML-DEP modtager for hver time i året en baggrundskoncentration af ammoniak fra DEHM beregnet på randen af domænet. I forbindelse med OML-DEP beregner DEHM en middelkoncentration af ammoniak for grænselaget (de nederste 40 – 2000 m afhængigt af de meteorologiske forhold) på basis af emissioner fra kilder uden for domænet. OML-DEP beregner således en samlet koncentration af ammoniak og en deposition med bidrag fra kilder i og udenfor OML-DEP's domæne.

Da beregningerne med OML-DEP har større usikkerhed nær kanten af domænet, er domænerne ved den landsdækkende beregning placeret med et betydeligt overlap mellem de enkelte domæner, således at der kan ses bort fra resultater nær randen. Centrum for domænerne er placeret i et gitter med afstand på 7,2 km. Herved indgår der ca. 1.200 domæner til at dække de danske landområder. Når beregningerne aggregeres, ses bort fra de nærmeste 1,6 km langs randen af domænerne, og for de resterende overlappende 1,2 km foretages en vægtet interpolation mellem nabodomæner. Dette betyder, at de centrale $5,6 \times 5,6 \text{ km}$ i domænet anvendes direkte.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2017 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell et al., 1995). Emissionsdata på lokalskala er for 2016. 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 landbrugspraksis 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 (DMU, 2000) i en opløsning på $100 \text{ m} \times 100 \text{ m}$, som er aggregeret til gitterfelter på $400 \text{ m} \times 400 \text{ m}$ i beregningerne.

Den geografiske variation af ammoniakkoncentrationen i OML-DEP-domænet er i høj grad knyttet til placeringen af de lokale kilder, som dermed giver en betydelig variation i depositionen udover den variation, der er knyttet til overfladetyper. Den øvrige tørdeposition af kvælstof er primært langtransporterede komponenter, hvor den geografiske variation inden for et OML-

DEP-domæne stort set kun er knyttet til variation i overfladetyper. Våddepositionen af kvælstof er ikke direkte knyttet til overfladetyper og varierer kun lidt inden for domænet.

Tørdepositionen af ammoniak for Danmark i 2017 er vist i Figur 2.7 med en opløsning på 400 m x 400 m. Værdierne er beregnet på baggrund af fordelingen af udledningerne samt natur- og overfladetyper i de enkelte kvadrater, men værdierne er korrigeret, således at den samlede deposition til danske landområder svarer til tallet beregnet med DEHM. Der er anvendt en korrektionsfaktor på 1,25. Korrektionen er udført, fordi det p.t. ikke med sikkerhed vides om OML-DEP på landsplan er mere præcis end DEHM, idet der kan være usikkerheder i OML-DEP, som endnu ikke er undersøgt tilstrækkeligt. Usikkerhederne kan for eksempel hænge sammen med anvendelsen af en vertikal middelmiddelværdi for grænselaget på randen af OML-DEP-domænet, hvor koncentrationen nærmest overfladen i emissionsområder er større end middelværdien for grænselaget, hvorved OML-DEP kan underestimere koncentrationen og depositionen. Desuden kan der være usikkerhed i OML-DEP's simple metode til beregning af de kemiske reaktioner for overgang af NH_3 -gas til partikelform. Metoden for overgang af NH_3 -gas til partikelform stammer fra Hollandske undersøgelser i 1980'erne (Asman et al., 1989).

Overordnet set findes de laveste depositioner langs den jyske Vestkyst og på de isolerede mindre øer (Figur 2.7). Større sammenhængende områder med deposition over 3 kg/ha optræder i store dele af Jylland og på Fyn. Derudover er der lokale 'hot spots' i resten af landet.

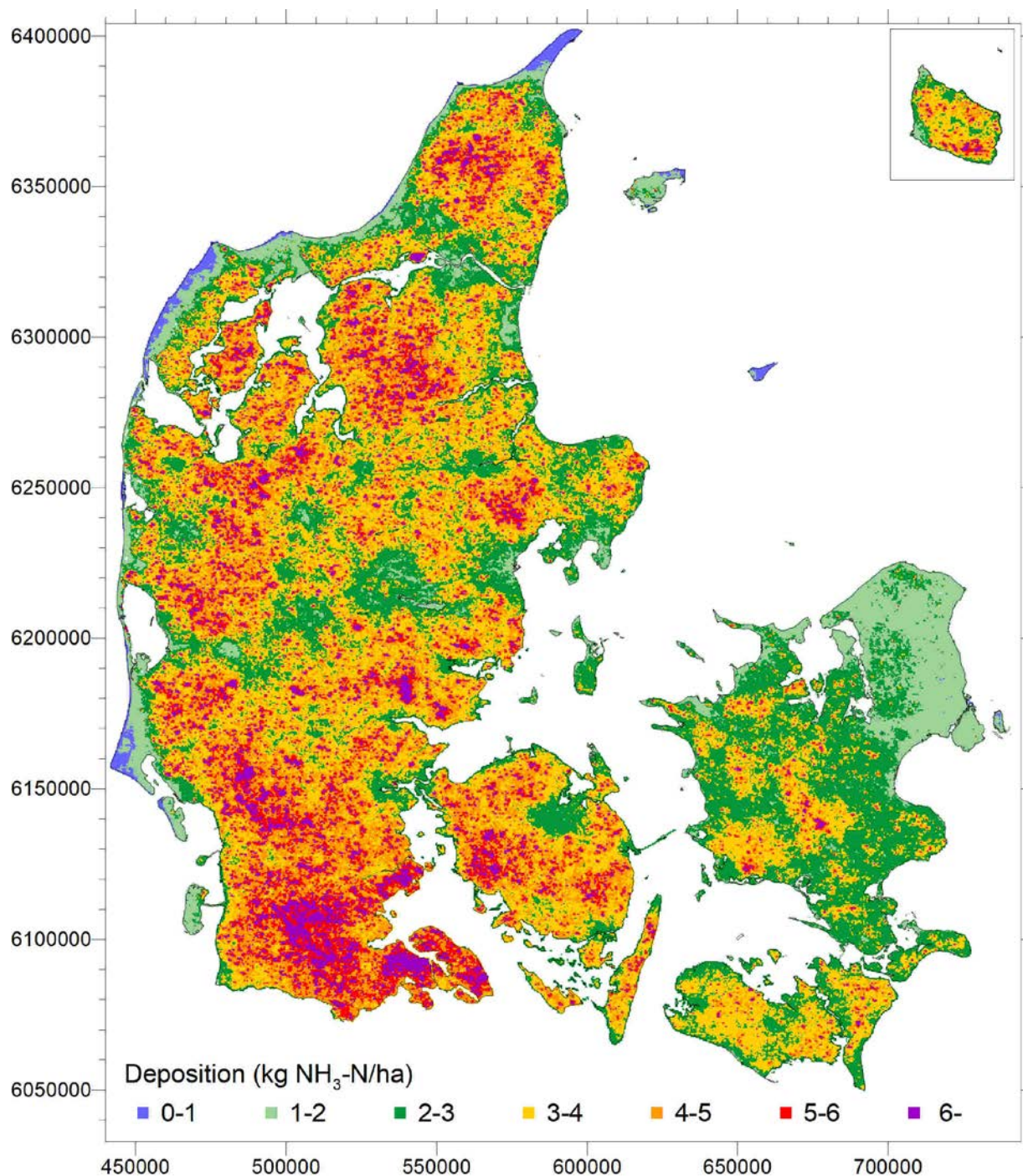
Den lokale variation i depositionen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypen. Højere ruhed (som for eksempel for skov) giver alt andet lige en højere afsætning af kvælstof. Der ses flere meget lokale maksima (400 m kvadrater), som skyldes nært beliggende 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.

Som nævnt er tørdepositionen af ammoniak i Figur 2.7 beregnet på baggrund af fordelingen af natur- og overfladetyper i de enkelte 400 m x 400 m gitterfelter. I Bilag 3 vises eksempler på depositionen i forhold til konkrete naturtyper inden for de enkelte 400 m x 400 m gitterfelter. Depositioner er vist for skov, blandet natur og ringe vegetation (jf. definitionerne i Husdyrgodkendelse.dk)

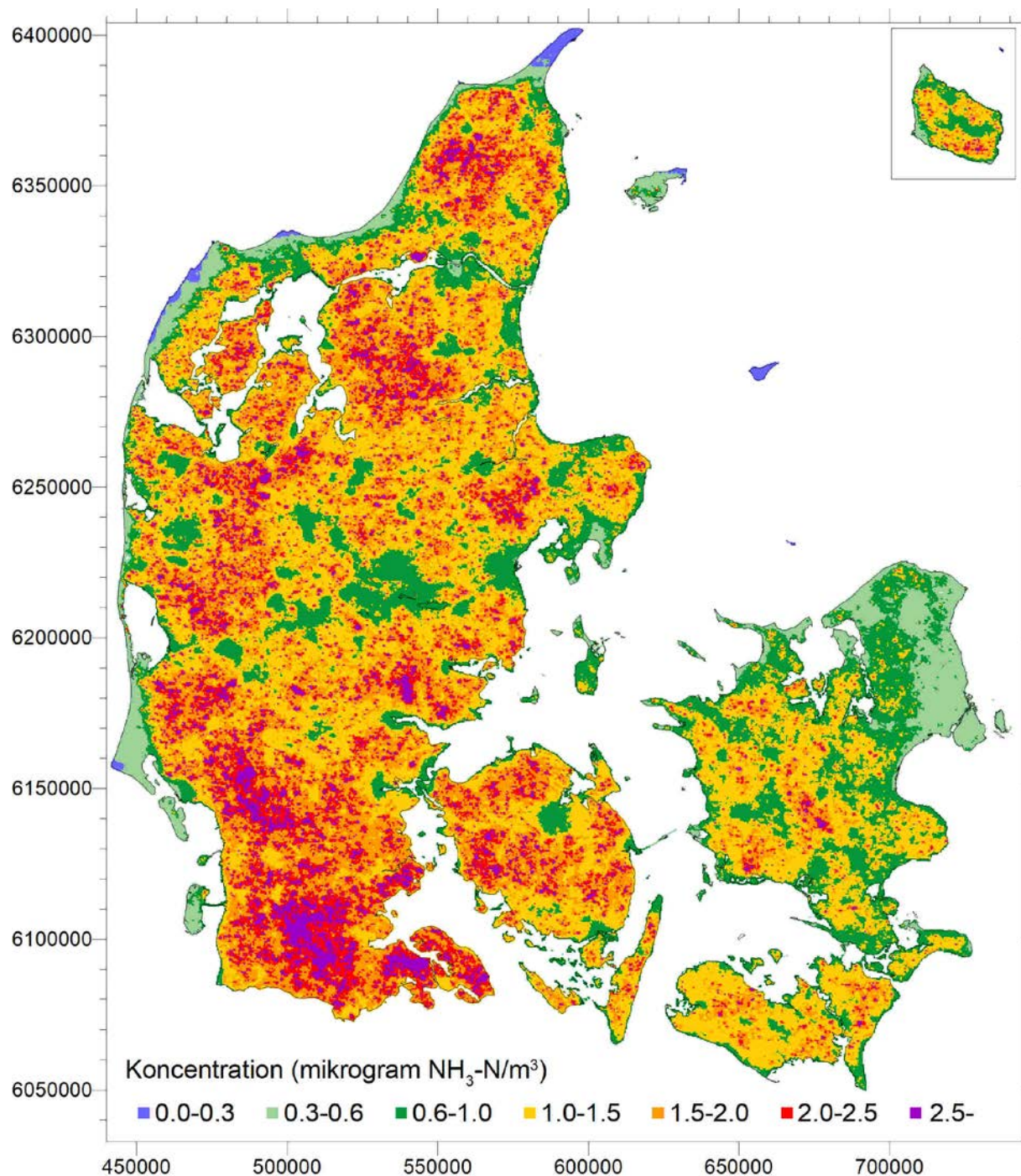
Da ammoniakkoncentrationen i luften relaterer til Critical Levels (Grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak) er der i Figur 2.8 vist beregninger af middelværdier af ammoniakkoncentrationen i 2017. Critical Levels angiver en kritisk grænse, hvor koncentrationer over disse grænser kan give skade på vegetationen. Critical level er af UNECE anbefalet til at være $1 \mu\text{g m}^{-3}$ som årligt gennemsnit for mosser og laver og $3 \mu\text{g m}^{-3}$ som årligt gennemsnit for højere planter (Bak 2018). Den geografiske fordeling svarer til fordelingen af depositionen i Figur 2.7, hvor koncentrationen ligeledes er korrigeret med en faktor 1,25.

Fordelingen af den samlede kvælstofdeposition for Danmark i 2017 ses i Figur 2.9. Den samlede kvælstofdeposition er beregnet ved at addere tørdepositionen af ammoniak beregnet med OML-DEP (Figur 2.7) og DEHM-beregninger

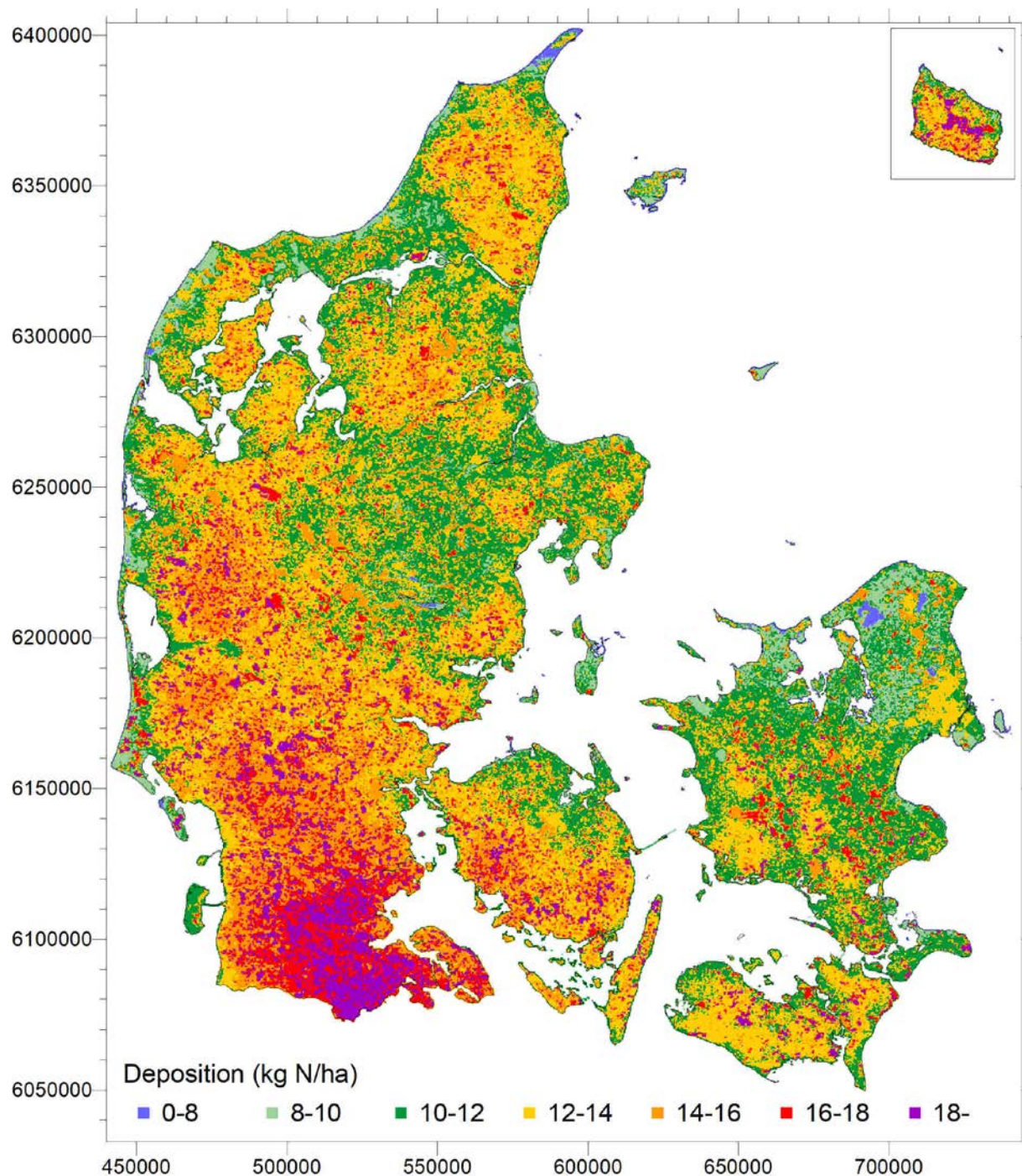
af den samlede mængde kvælstofdeposition fratrasket DEHM's tørdeposition af ammoniak. Da DEHM regner på 6 km x 6 km felter er DEHM's tørdepositioner af de øvrige kvælstofforbindelser fordelt på 400 m x 400 m gitterfelterne på baggrund af fordelingen af overfladetype i feltet og middelkoncentrationer i 6 km x 6 km gitterfeltet. Igen er det overordnede mønster i fordelingen som i de to tidligere figurer. Dog er den relative variation af totaldepositionen omkring en faktor 2 (8-18 kg/ha) mod en variation for tørdepositionen af ammoniak på omkring en faktor 6 (1-6 kg/ha). I absolutte tal (kg/ha) er variationen størst for den samlede deposition af kvælstof.



Figur 2.7 Tørdeponeret ammoniak i 2017 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.



Figur 2.8 Årsmiddelværdien af ammoniakkoncentrationen i 2017 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.



Figur 2.9 Samlet deponeret kvælstof i 2017, hvor tørdeposition af ammoniak er beregnet med OML-DEP og den øvrige tør- og våddeposition er beregnet med DEHM på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/Emissioner/>

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/>

Information om luftmålestationerne kan fås på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

3 Svovl

3.1 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.

3.2 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 bl.a. at 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 indlagt 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 inden 2010 med 67 % set i forhold til 1990, hvilket er opfyldt. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft med forpligtelser til emissionsreduktioner 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 %. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016).

3.3 Svovldeposition i 2017

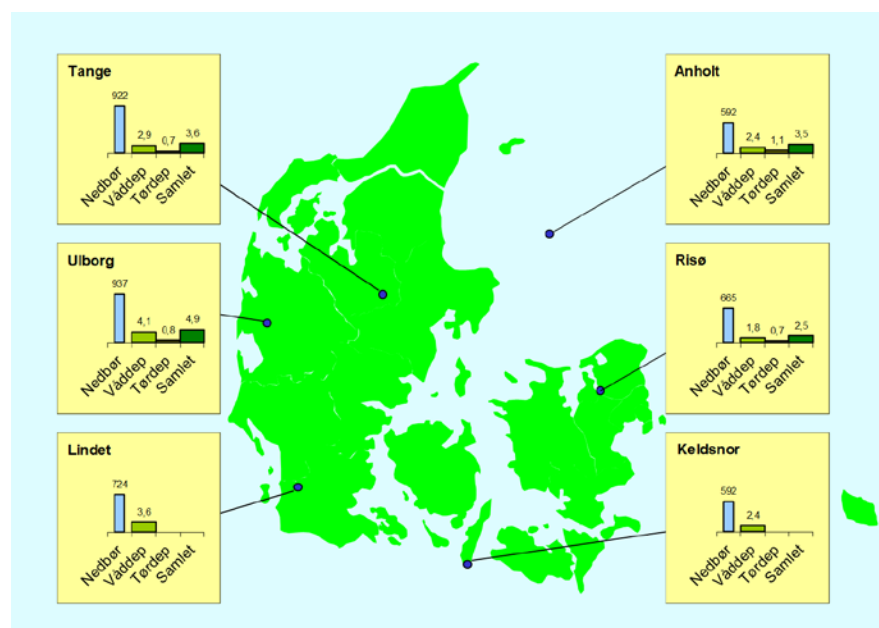
Resultaterne i 2017 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,5-4,9 kgS/ha for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne stort set svarende til 2016.

De højeste depositioner blev i 2017 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø, hvilket svarer til observationerne de øvrige år. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til målestationerne. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1.000 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. Samtidigt hermed er bidraget fra havsalt større i Vestjylland end på Sjælland, da en stor del af havsalten stammer fra Vesterhavet.

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 25-50 % af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer Ulborg og Anholt. Den relative andel af sulfat fra havsalt er stigende i takt med, at det antropogene bidrag falder, som følge af reduktionerne i udledningerne.

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 3.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2017. 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 bestemt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet.

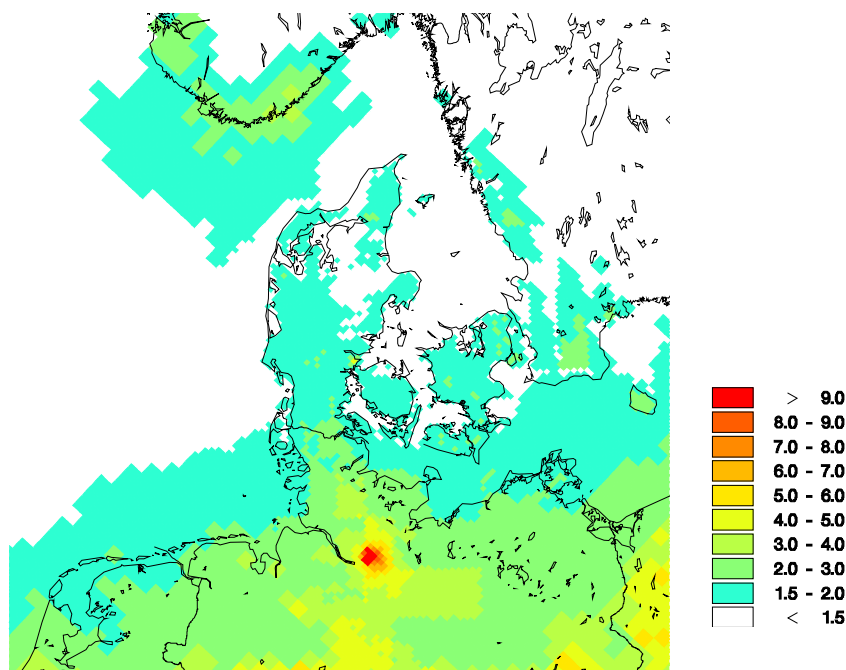
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2017 beregnet til 7.200 tons S, hvilket er 15 % lavere end depositionen i 2016 (8.500 tons S). Faldet i depositionen skyldes både ændringer i emissioner og meteorologi. Udledningerne af svovl fra en række af de øvrige EU-lande er faldet, hvor der blandt andet i Storbritannien er sket et markant fald i udledningerne. I Danmark er der ikke sket ændring i udledningerne, hvilket hænger sammen med, at Danmark har reduceret udledningerne hurtigere end de øvrige EU-lande (Figur 3.5). Sammenligning mellem modelberegninger med meteorologiske data fra 2016 og 2017 med ens udledninger i de to år viste et fald i svovldepositionen på omkring 10 % på trods af, at nedbørsmængden i 2017 var 21 % højere end i 2016 (DMI, 2018). Typisk vil en øget nedbør føre til en øget våddeposition og dermed samlet set en stigning i den

samlede deposition. Denne effekt er imidlertid ikke slået igennem for svovldepositionen i 2017 set på landsplan. Her har ændringerne i de meteorologiske forhold fra 2016 til 2017 samlet set givet et fald i depositionen.

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 1,7 kg S/ha (Figur 3.2 og Tabel 3.1), hvilket svarer til ca. 0,2 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.

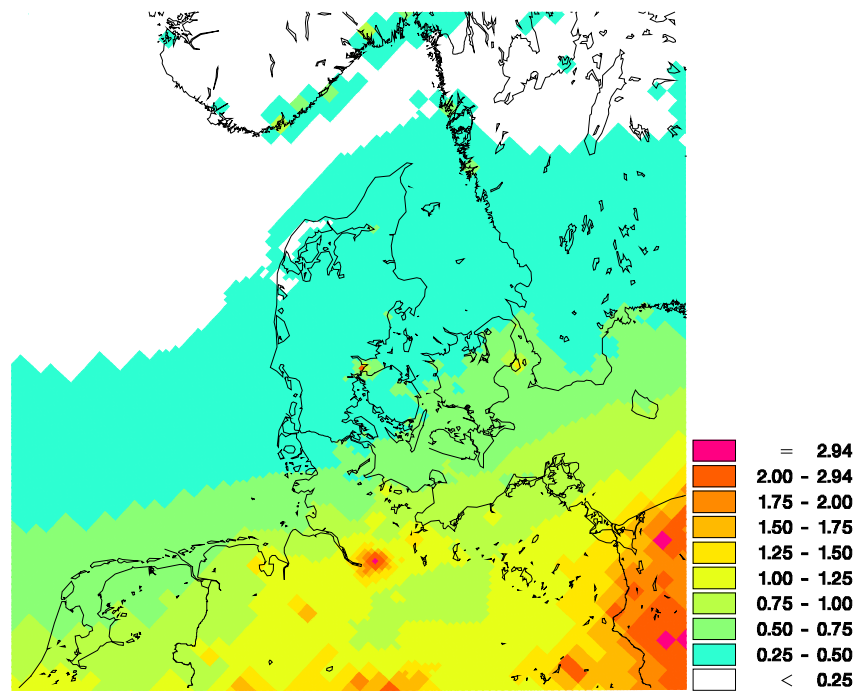
Depositionen varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Beregninger med DEHM angiver, at de danske kilder på landsplan bidrager med omkring 12 % af den samlede deposition i 2017. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (10 - 14 %).



Figur 3.2. Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2017. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflader. 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 højeste deposition på land ses i Fredericia og skyldes store udledninger fra raffinaderiet.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med luftforureningsmodellen DEHM, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til svovlforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omannelser af svovl i atmosfæren. Modellen medtager ikke svovl fra havsalt, som via vinden bliver "blæst op" i atmosfæren. Målingerne af svovldeposition ved målestationer viser, at havsalt bidrager med ca. 25-50 % 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 %.



Figur 3.4. Vintermiddelkoncentration (1. oktober – 31. marts) af SO_2 i 2017 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet. Bemærk forskel i farvekoden.

3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid

Figur 3.5 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 1990 er depositionen reduceret med ca. 75 %. Det største fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007. Herefter ses igen et mindre fald i depositionen. Da faldet i depositionen set over langt tid er ens på målestationerne, vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

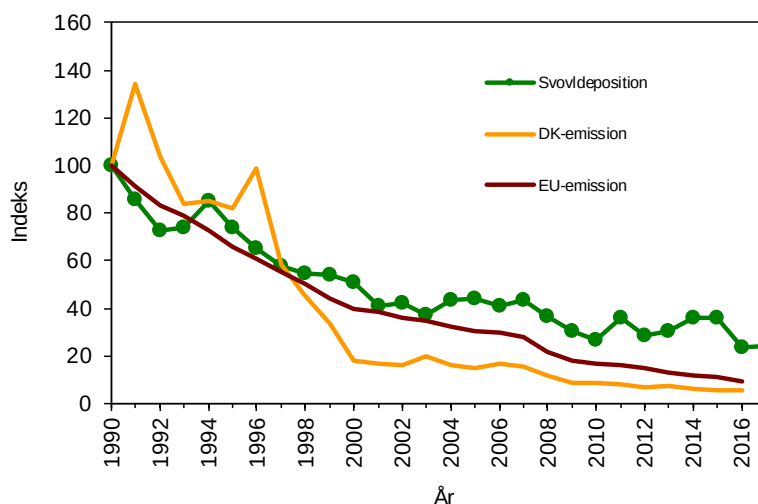
Figur 3.5 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig sammenhæng mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 28 EU-lande, hvilket skyldes, at langt 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 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 tidligere var begrænset. Den Internationale Maritime Organisation har vedtaget reguleringer af udledningerne af svovl fra skibstrafik med en reduktion af svovl i brændstof fra omkring 2,7 % før 2007 til 1,5 % i 2007 gældende for Nordsøen og Østersøen, hvilket i denne sammenhæng dækker

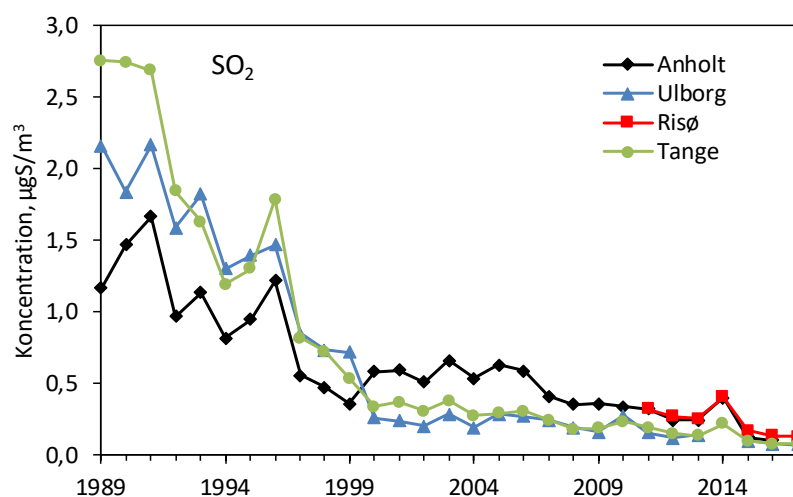
alle de danske farvande. Fra 2010 er det tilladte svovlindhold yderligere reduceret til 1,0 %, og der er gennemført krav om anvendelse af brændstof med 0,1 % svovl i havne fra 1. januar 2010. Den 1. januar 2015 blev det tilladte svovlindhold yderligere sænket til 0,1 % for Nordsøen og Østersøen (yderligere detaljer i *Ellermann et al., 2015*). Nedsættelsen af svovlindholdet i skibsbrændstof i 2007, 2010 og 2015 har givet en reduktion i luftens indhold af svovldioxid. Navnlig ses en markant reduktion på omkring 50 % i forbindelse med indførelse af krav om 0,1 % svovlindhold fra den 1. januar 2015 (Figur 3.6).

Nedsættelse af svovlindholdet i skibsbrændstof og de dermed følgende reduktioner i luftkoncentrationerne af svovldioxid i Danmark er formentligt også en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2017. Når det markante fald i skibsudledningerne i Østersøen og Nordsøen ikke slår tydeligere igennem på depositionen, skyldes det, at størstedelen af svovldepositionerne er langtransporteret til Danmark. Depositionen stammer derfor især fra kilder uden for Danmark, Nordsøen og Østersøen. Endvidere kommer en relativt stor andel af svovldepositionen fra havsalt, hvilket også er medvirkende til at ændringerne af skibsemissionerne ikke ses tydeligere.

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 ændringer i nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan give relativt store ændringer i depositionen. Endvidere bidrager år til år variationer i antal og styrke af storme også til de observerede variationer fra år til år, idet et enkelt kraftigt stormvejr kan give et stort bidrag til luftens indhold af sulfat som følge af havsalt, der naturligt indeholder sulfat.



Figur 3.5. 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 geografisk dækkende vurdering af udviklingstendensen. Der er ikke data fra Ulborg i 2014 grundet stormskade på målestationen. 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., 2018*) og fra de 28 EU-lande fra EMEP (*EMEP, 2018*).



Figur 3.6. Udviklingen i luftkoncentrationerne af svovldioxid siden 1989. I 2015 faldt koncentrationerne med omkring 50% set i forhold til de tidligere fire år. Den relativt høje koncentration i 2014 skyldes blandt andet langtransport af svovldioxid fra udledninger fra lavaområdet Holuhraun på Island (*Ellermann et al., 2015*).

Links

Deposition af svovl 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/>

Information om luftmålestationerne kan fås på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

4 Tungmetaller

4.1 Relevans

Deposition af potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med disse stoffer. Depositionen af tungmetaller kan forøge tungmetalindholdet i de øverste jordlag. 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.

4.2 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 (As), cadmium (Cd) og nikkel (Ni) med henblik på en samlet europæisk evaluering af den mulige skadevirkning af disse stoffer i vandmiljøet og naturen.

4.3 Tilstand og årsag

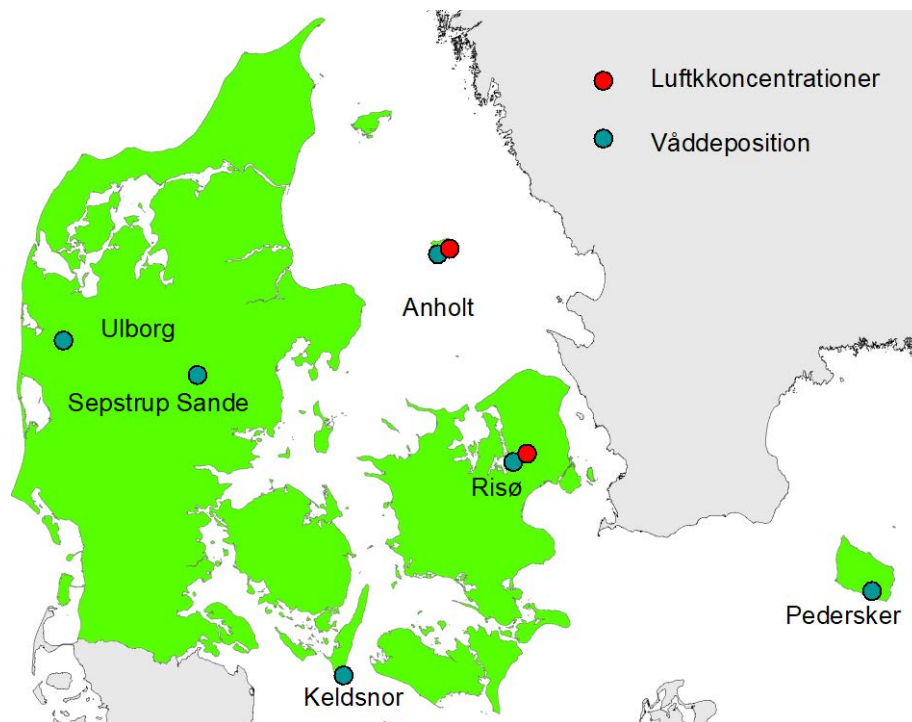
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I 2010 blev antallet af målestationer reduceret, så der siden 2010 kun har været målt luftkoncentrationer af tungmetaller ved Anholt og Risø (fra 2. halvår 2010), hvor der tidligere blev målt luftkoncentrationer af tungmetaller ved fem målestationer. Måleprogrammet for tungmetaller er dermed mere spinkelt end tidligere, hvilket medfører relativt større usikkerheder på depositionsestimerne.

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 4.1.

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 ses, at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er mindre end depositionerne (Tabel 4.1). 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. Kobber (Cu) er en undtagelse fra dette. Her er de danske emissioner på niveau med depositionerne.

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 estimerne for den 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. Sidstnævnte hænger sammen med, at en stor del af tungmetallerne langtransporteres og derfor er relativt jævnt geografisk fordelt.



Figur 4.1. Målestationer hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2017.

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 hovedsageligt 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 nitrogen, som bidrager med under 10-20 % af den våddeponerede mængde. Det anses derfor at spille en lille rolle, at målingerne af bulkdeposition omfatter en mindre del tørdeposition, når øvrige usikkerheder (som beskrives i detaljer nedenfor) på estimerne af våddeposition tages med i betragtning.

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

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til $\pm 30-50\%$. 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 ± 80 %). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til vand og 20-30 % til land), hvilket betyder, at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke medfører samme store usikkerhed på estimatet af den samlede deposition.

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

Tabel 4.1. Årlig deposition estimeret fra målinger af bulkopsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition estimeret ud fra måling af luftkoncentrationerne på Anholt og Risø. Endvidere er deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2017. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2016 (EMEP, 2018).

Stof	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Deposition til vand $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Landområder (43.000 km^2) ton/år	Indre farvande (31.500 km^2) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, krom	130	120	6	4	1,7
Ni, nikkel	190	170	8	5	2,9
Cu, kobber	730	690	31	22	43
Zn, zink	6.500	6.300	280	200	63
As, arsen	84	77	4	2	0,3
Cd, cadmium	18	17	1	1	0,7
Pb, bly	460	430	20	13	11
Fe, jern	34.000	33.000	1.500	1.000	-

Udviklingen i luftens indhold af en række tungmetaller (målt på partikelform og som våddeposition) er i forbindelse med NOVANA og dets forløbere blevet målt siden 1989. Målingerne af luftens indhold af tungmetaller er endda startet op allerede i 1979, således at der i dag findes 36 års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold af tungmetaller som i våddepositionen af de viste tungmetaller (Figur 4.2 og 4.3). De seneste 10 år er koncentrationer og våddeposition dog kun aftaget svagt sammenlignet med tidligere, og for visse stoffer ses en tendens til en svag stigning siden 2010. Dette gælder for luftkoncentrationer af Cu, Ni og Cr. For våddeposition af Zn ses en tendens til en svag stigning, mens luftkoncentrationerne er faldene. Årsagen hertil kendes endnu ikke.

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 cadmium (Cd) er der dog sket et markant skift i 2010. Dette skyldes ikke skift i målestationerne, men skift til en ny og bedre analysemetode.

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

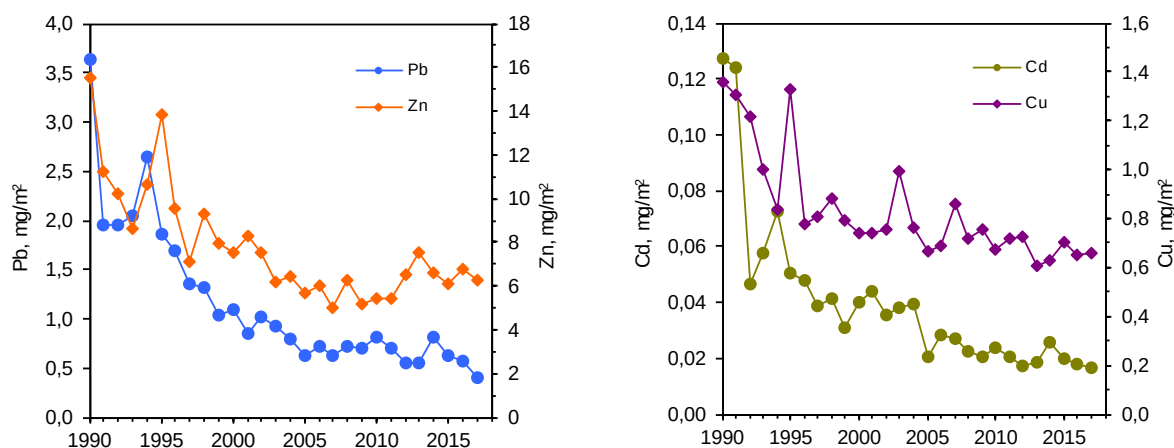
I Figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990 (*EMEP 2018*)) med målingerne ved de danske målestationer. For bly (Pb), cadmium (Cd) og zink (Zn) ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne 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 kobber (Cu) ses en uændret emission for EU-landene, mens der ses en stigning for de danske emissioner. Udviklingstendensen 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.

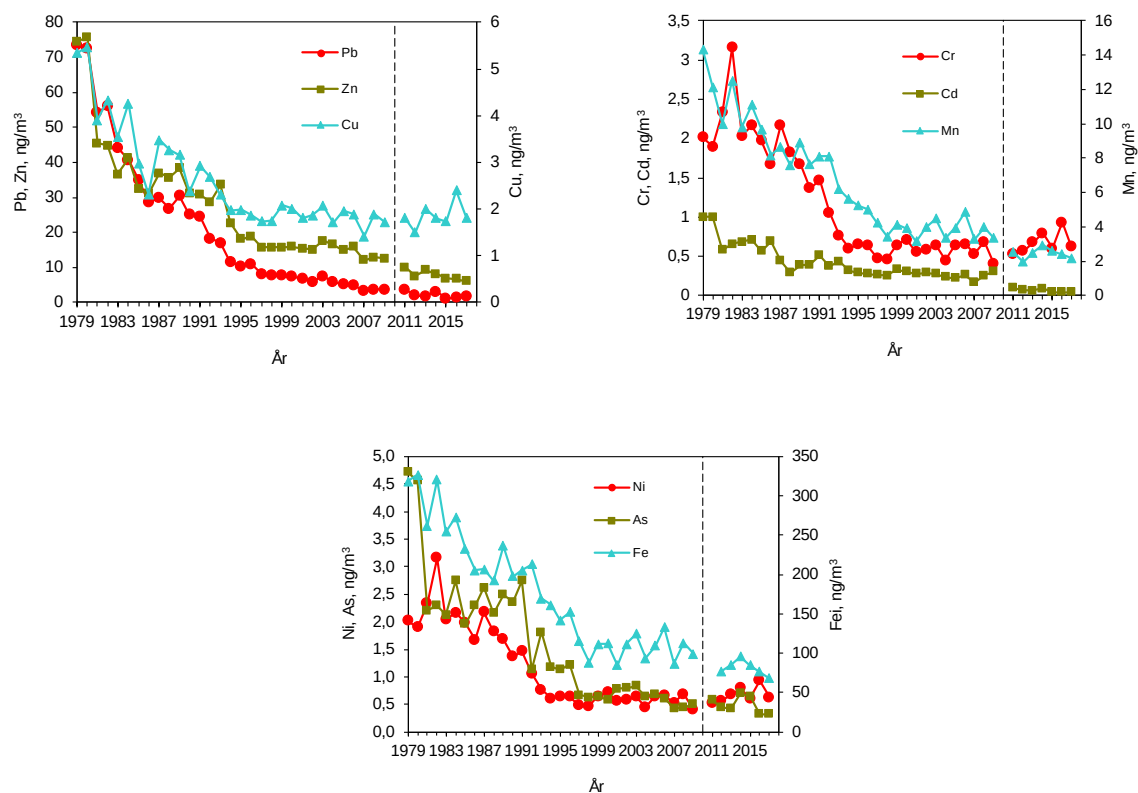
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestervindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i 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 ses ofte en større variation fra år til år i våddepositionen end i den gennemsnitlige koncentration af partikelbundne tungmetaller.

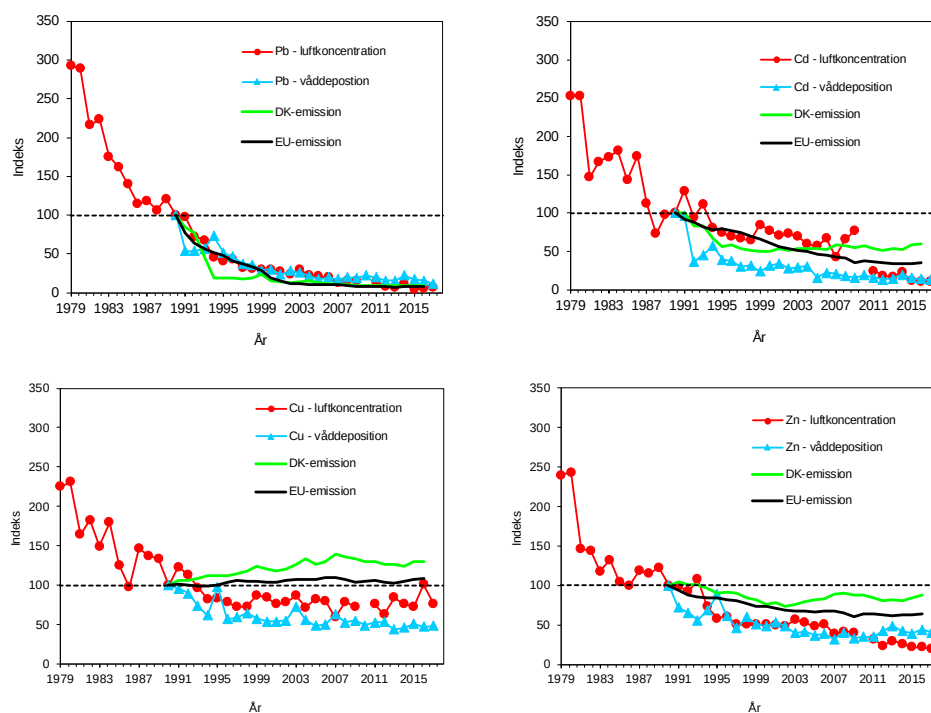
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu og Zn i 1995 (Figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 og 2007 ses for Cu ligeledes en højere deposition, når der sammenlignes 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 4.2. Tidsudvikling i årlig våddeposition over en 27-årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg/m², hvilket svarer til kg/km².



Figur 4.3. Udvikling af koncentrationer i luften af en række tungmetaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange i perioden før 2010, mens 2011-2017 er beregnet som gennemsnit for Anholt og Risø. Den sorte stiplede linje indikerer skiftet i målestationerne.



Figur 4.4. Målinger af våddeposition og tungmetalluftkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP, 2018). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er tungmetalluftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsnor og Tange og efter 2010 er de beregnet ud fra gennemsnit af Anholt og Risø.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

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

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

5 Ozon og vegetation

5.1 Relevans

I danske landområder er ozon den eneste luftforureningsparameter, 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 planteceller.

5.2 Målsætning

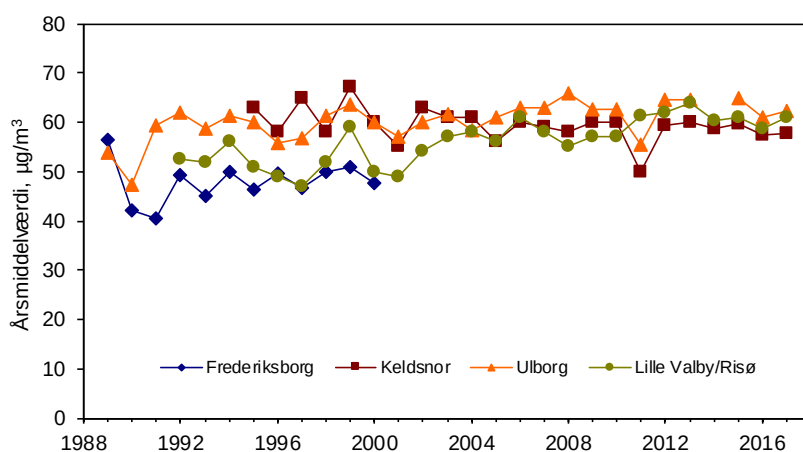
I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker (EC, 2008). Der er fastsat en kritisk belastningsgrænse (Critical Level) for effekter af ozon på væksten af træer og anden vegetation. Det er valgt at bruge et index, der kaldes AOT40, som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppb ozon. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre time-middelværdier af ozon, der overstiger 40 ppb, f.eks. 45, 50 og 55 ppb, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppb-timer. For bøg er der estimeret en kritisk belastningsgrænse på 10.000 ± 5.000 ppb-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 mål værdi for AOT40 på 9.000 ppb-timer ($=18.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00. 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 3.000 ppb-timer ($=6.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

5.3 Tilstand, udvikling og årsag

Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil 2000 også i Frederiksborg. Figur 5.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2017 ligger årsgennemsnittet på 58-62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (svarende til 29-31 ppbv) med den højeste koncentration i Ulborg. Der er stort set uændrede årsmiddelkoncentrationer fra 2016 til 2017, og årsmiddelkoncentrationerne har ligget på samme niveau gennem mere end 10 år. Årsmiddelkoncentrationerne har en vis år til år variation, og der er de fleste år en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2017 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.

Siden målingernes start i 1990 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 i den nedre

atmosfære. 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 der i industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik kan dannes 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 den økonomiske vækst og deraf følgende stigning i trafik- og industriudledninger f.eks. i Kina. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO_2) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon via reaktionen med kvælstofmonooxid. Den mindre nedbrydning af ozon fører til relativt højere ozonkoncentrationer end tidligere. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstofdioxid og kvælstofmonooxid 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 kvælstofmonooxid tilstede til nedbrydning af ozon.

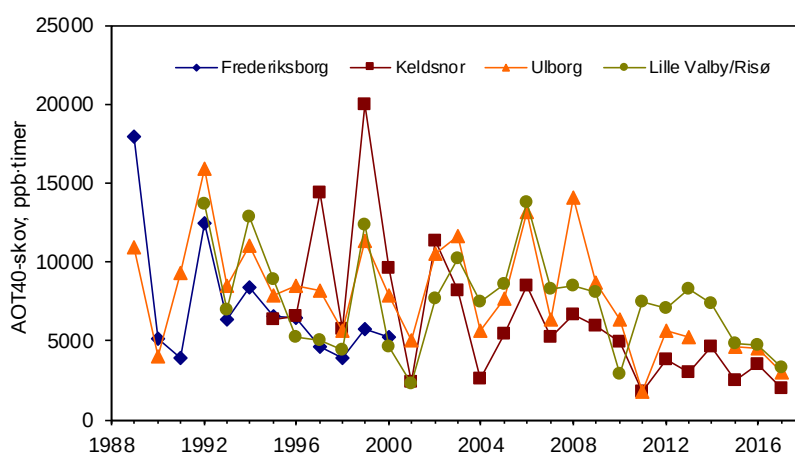


Figur 5.1. Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

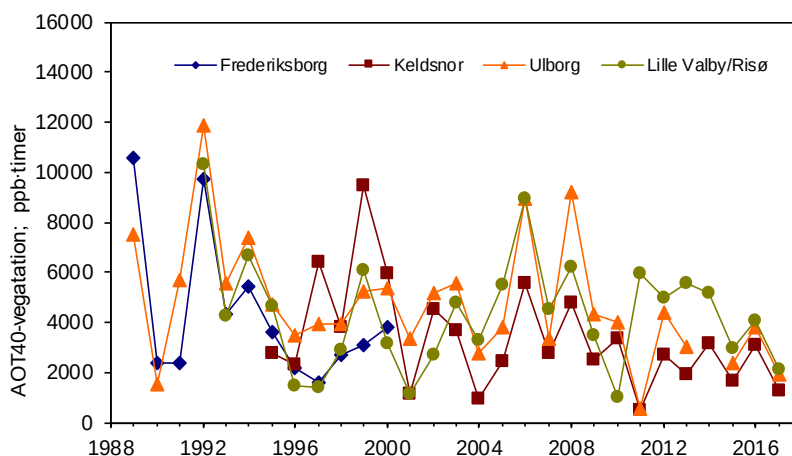
Figur 5.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. For Keldsnors og Lille Valby/Risøs vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2017 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 2.000 og 3.300 ppb-timer. Dermed ligger alle målestationerne godt under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppb-timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse (Figur 5.2). AOT40-værdierne har i de seneste år ligget lavere end perioden før 2009 og med mindre variation mellem årene.

AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er vist i Figur 5.3. 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 2017 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 1.200 og 2.100 ppb-timer.

Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2017. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationer ligger middelværdien for 2013-2017 (Keldsnor: 2.200 ppb-timer; Ulborg: 2.800 ppb-timer; Risø: 4.000 ppb-timer) under målværdien, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC, 2008) er ikke overskredet i 2017, men overskrides som gennemsnit for de seneste 5 år ved Risø. 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.



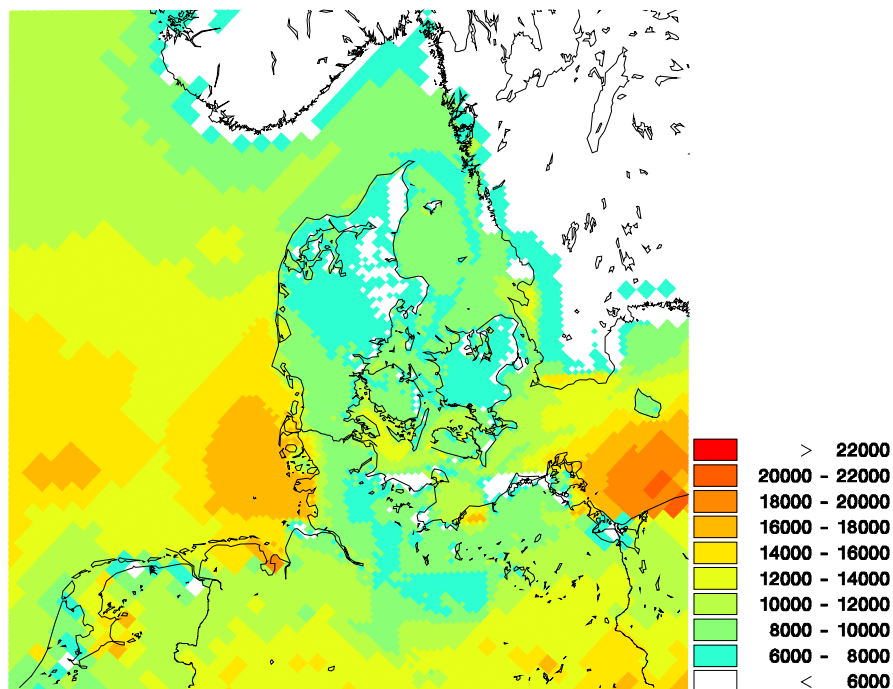
Figur 5.2. AOT40-værdier for skov (enheden er ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.



Figur 5.3. AOT40-værdier for vegetation (enheden er ppb-timer) beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00.

AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). Modelberegningerne viser et fald fra 2016 til 2017 i lighed med resultaterne fra målingerne. For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under $8.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ svarende til under 4.000 ppb-timer, hvilket er i rimelig god overensstemmelse med resultaterne fra målingerne, når usikkerhederne på denne type modelberegninger tages med i betragtning. 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer.



Figur 5.4. AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -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., 2018: The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2017:* <https://dce2.au.dk/pub/SR281.pdf>

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

6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

6.1 Relevans

Målinger af våddeposition af en række miljøfarlige organiske stoffer (pesticider, nitrophenoler og PAH) har i en årrække indgået som en fast del af overvågningsprogrammet. Målingerne har vist betydelige fund af en række pesticider i våddepositionen, og for at få mere information om kilderne (danske eller udenlandske) til pesticiderne er overvågningsprogrammet for 2017 blevet udvidet med målinger af luftkoncentrationer af pesticider. Den første del af kapitlet præsenterer resultaterne fra våddepositionen af pesticider, nitrophenoler og PAH, mens den anden del af kapitlet præsenterer resultaterne fra måling af luftkoncentrationer af pesticider.

Pesticider i luften og i regnvandet kan potentielt påvirke flora og fauna i de danske natur- og 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, har alle 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-dinitro-phenol), 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 22 forskellige PAH.

6.2 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 EU's 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.

6.3 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 måleprogrammet, blev valgt i 2004 på basis af en pilotundersøgelse 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 til analyserne. 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 evne til fordampning, blev tilføjet listen.

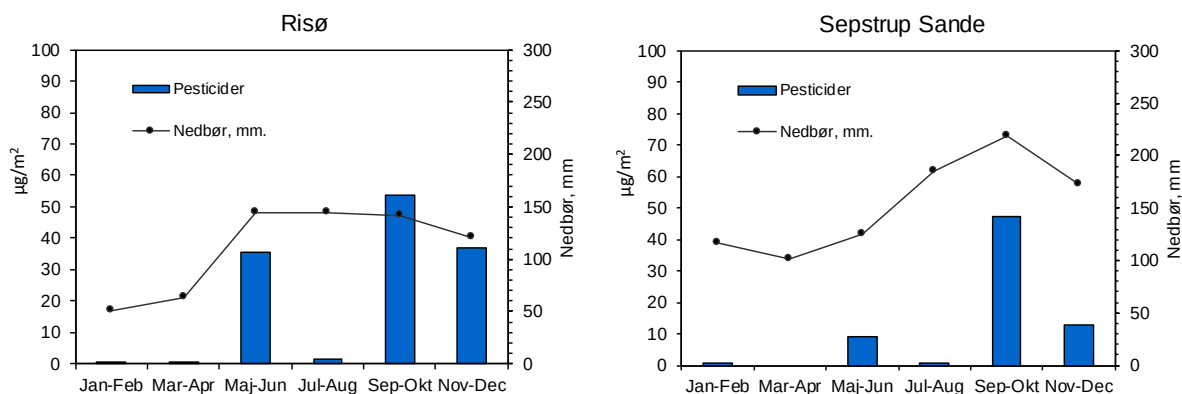
Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen pr. arealenhed er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede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

Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2017 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2017. Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, hydroxyatrazin, hydroxysimazin, metamitron og mechlorprop 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 2017 lå den samlede deposition af pesticider på henholdsvis 129 og 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

Diuron, 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.



Figur 6.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2017 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 6.1. Våddeposition i 2017 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2017. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (Bilag 1).

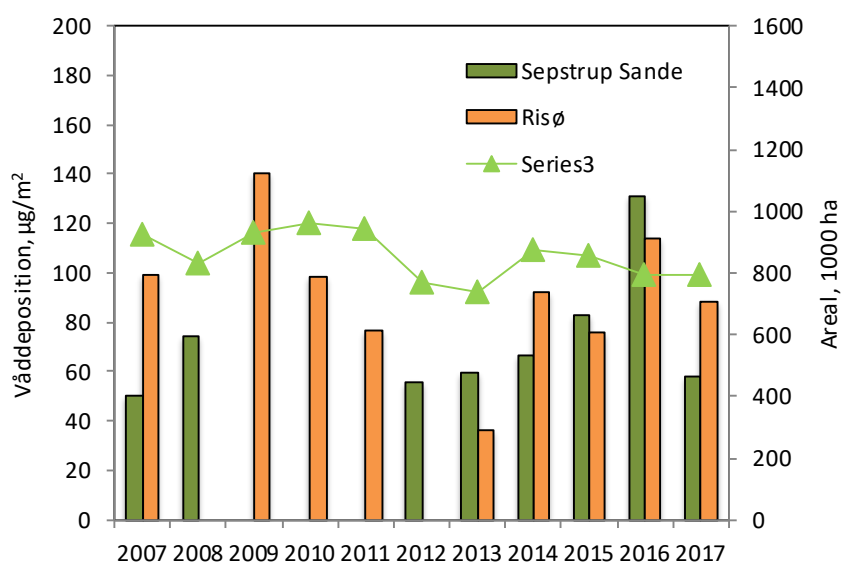
	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sep-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	SS.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Clomazon	nd	nd	nd		nd	nd	nd	0,2	0,4	0,2	nd	nd	0,4	0,4
Desethylerbutylazin	nd	nd	nd		24	5,6	0,4	nd	nd	nd	nd	nd	24	5,6
Diuron	nd	nd	nd		0,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	nd
Epoxiconazol	nd	nd	nd		nd	0,8	0,3	nd	nd	nd	nd	nd	0,3	0,8
Ethofumesat	nd	nd	nd		0,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	nd
Isoproturon	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	0,3	nd	nd	nd	0,3	nd
MCPA	nd	nd	nd		1,2	0,6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,2	0,6
Metazachlor	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	1,1	0,9	nd	nd	1,1	0,9
Pendimethalin	0,3	0,2	0,3		0,3	0,1	0,3	nd	1,1	0,7	0,6	0,5	2,9	1,5
Prosulfocarb	0,1	0,4	0,4		0,3	0,3	0,3	0,4	51	36	45	12	88	58
Terbutylazin	nd	nd	nd		9,0	1,9	nd	nd	nd	nd	nd	nd	9,0	1,9
Sum	0,4	0,6	0,7		36	9,3	1,3	0,6	54	47	37	13	129	70

I Figur 6.2 ses udviklingstendensen for den årlige våddeposition af prosulfocarb, som har særlig interesse, fordi der i de senere år er fundet prosulfocarb ved undersøgelser af økologisk producerede æbler. Over 95 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (Tabel 6.1). Den højeste våddeposition sker i september-oktober, dvs. lige efter sprøjtning i vintersæd. Der observeres relativt stor variation i våddepositionen mellem årene, og set over hele perioden kan der ikke observeres en trend (Figur 6.2).

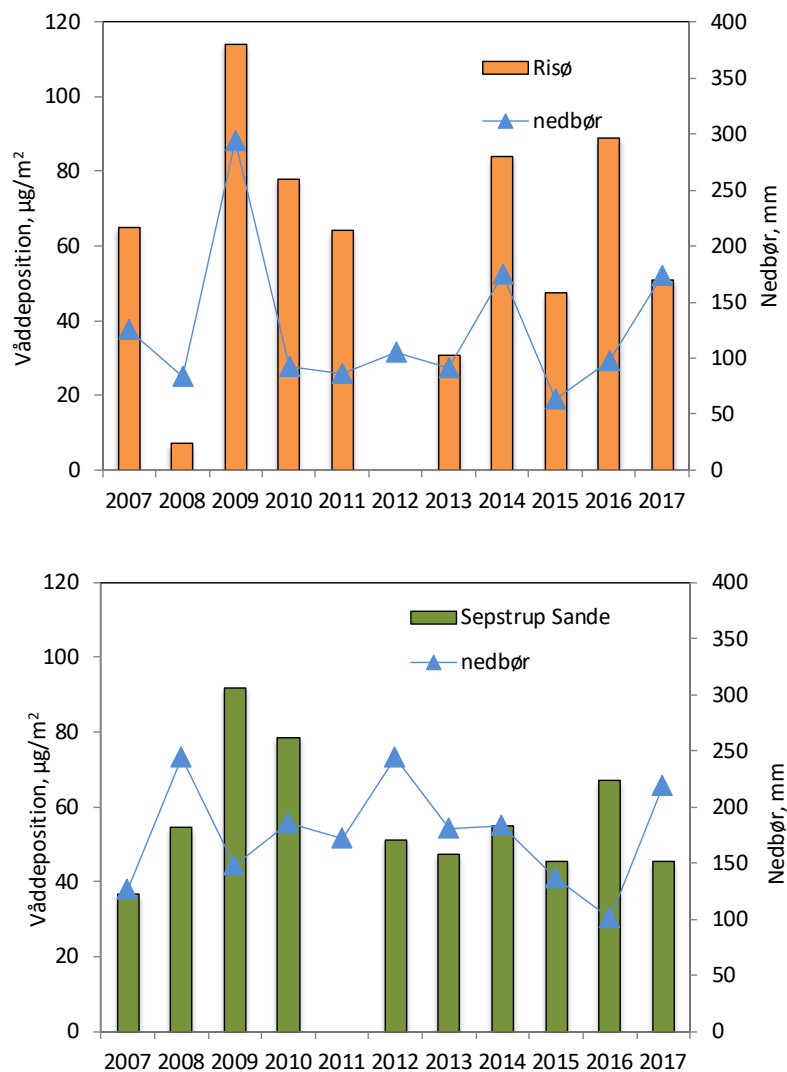
Prosulfocarb anvendes hovedsagligt i vintersæd, korn (ca. 98 %), og arealet af vintersæd er derfor et udtryk for hvor store arealer, der sprøjtes med prosulfocarb de enkelte år. I Figur 6.2 vises arealer med vintersæd i henhold til oplysninger fra Miljøstyrelsen (pers. Komm., 2019). Der ses en relativt god sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne, omend faldet i areal fra 2015 til 2016 ikke modsvares af et fald i våddepositionen. Størrelsen af arealet tager imidlertid ikke højde for de ændringer i sprøjtemetoderne, som er blevet indført i 2014 og 2015.

Endvidere spiller nedbørsmængden generelt en stor rolle for mængden af luftforurening, som våddeponeres. I Figur 6.3 ses våddepositionen af prosulfocarb på de to målestationer 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. Dette ses for eksempel fra 2017, hvor stigningen i nedbøren fra 2016 til 2017 ikke afspejles i en stigning i våddepositionen af prosulfocarb. Det er ved denne type analyser den begrænsning, at våddepositionen måles som gennemsnit af to måneder, da opsamlingsperioden vil dække nedbørsepisoder både udenfor og i de perioder, hvor prosulfocarb anvendes.

Det ser derfor ud til at mængden af våddeponeret prosulfocarb afhænger af størrelsen af arealer med vintersæd og nedbørsmængderne i efteråret.



Figur 6.2. Årlig våddeposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2017), samt udviklingstendens for areal med vintersæd. Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober og november-december, er medtaget i figuren. Huller i tidsserien skyldes tekniske problemer med prøveopsamlingen (f.eks. nedbrud på opsamlere, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.

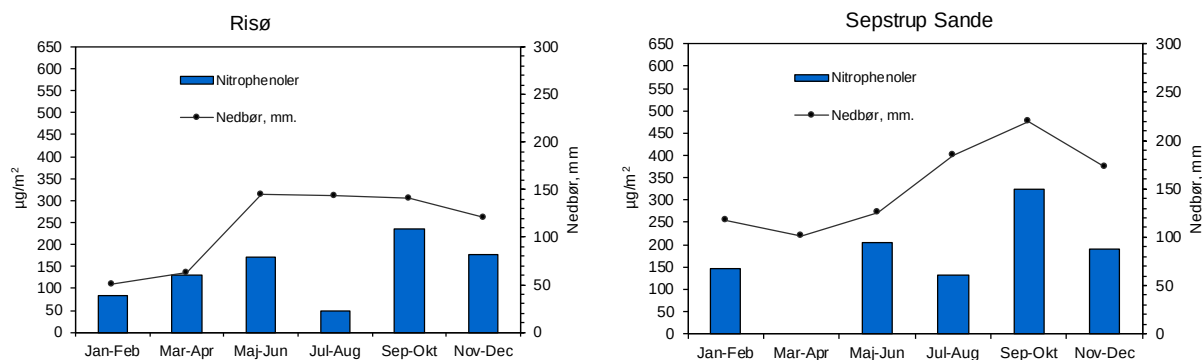


Figur 6.3. Våddeposition af prosulfocarb i september-oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode.

6.4 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 6.2). 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 6.4 og Tabel 6.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2017, som lå på henholdsvis $845\mu\text{g}/\text{m}^2$ og $1.000\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige på de 2 stationer.



Figur 6.4. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2017 målt over 2 måneders perioder, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

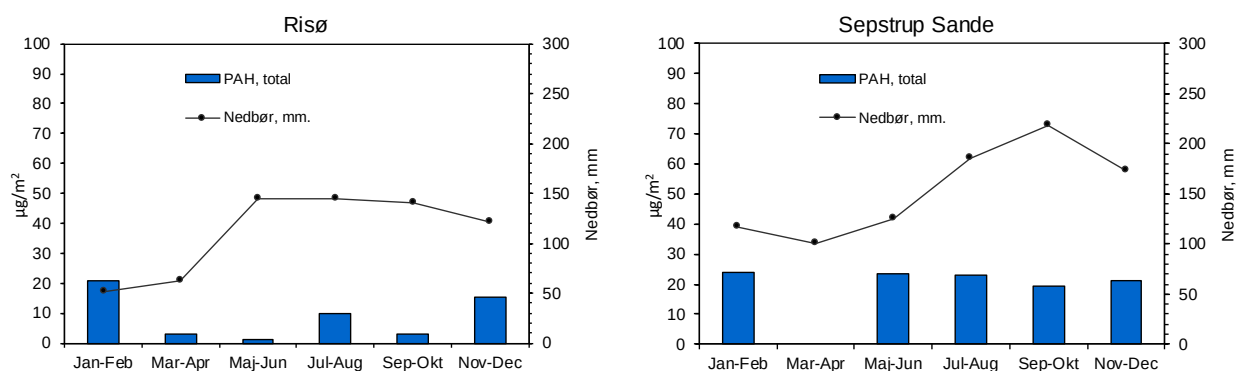
Tabel 6.2. Våddeposition i 2017 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	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.
4-Nitrophenol	53	59	72		7,5	68	1,0	59	118	144	115	110	367	440
2,4-Dinitrophenol	7	47	37		75	60	31	47	68	114	22	44	241	312
2,6- Dinitrophenol	1,2	7,5	1,3		73	59	3,6	5,2	4,4	8,3	0,9	1,7	84	81
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	2,4	2,6	0,8		0,6	0,9	1,3	2,4	5,4	6,1	6,1	3,6	16	16
3-Methyl-4-nitrophenol	15,2	20	9,6		2,8	7,5	4,8	9,3	22	26	24	20	78	83
DNOC	4,1	12	8,9		13	11	6,8	9,3	17	25	9,6	11	59	68
Dinoseb	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sum	83	148	130		171	206	49	132	234	323	178	191	845	1000

6.5 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'er (Tabel 6.3), hvoraf dibenz(a)anthracen, dibenzothiophen og 3,6-dimethylphenanthren ikke blev fundet i 2017. 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 6.5 og Tabel 6.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2017, som samlet lå på henholdsvis 54 µg/m² og 111 µg/m² for Risø og Sepstrup Sande. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioden januar-februar på Risø, hvilket formentligt hænger sammen med højere udledninger fra forbrændingsprocesser (f.eks. energiproduktion) i disse måneder som følge af, at det er de koldeste måneder på året.



Figur 6.5. Samlet våddeposition af PAH i 2017 målt over 2 måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 6.3. Våddeposition i 2017 af PAH 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.
Acenaphthen	nd	nd	3		nd	0,6	nd	0,7	nd	1,3	nd	1,3	0,3	4,0
Acenaphthylen	1,1	nd	0,7		nd	nd	0,7	nd	nd	1,0	nd	1,2	2,5	2,2
Anthracen	nd	3,2	nd		nd	4,0	nd	5,3	nd	3,7	nd	1,7	nd	18
Benz(a)anthracen	0,5	0,7	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,5	0,7
Benz(a)pyren	0,7	1,1	nd		nd	0,88	2,2	nd	nd	1,7	1,2	1,3	4,2	4,9
Benz(e)pyren	1,1	1,0	nd		nd	nd	1,1	nd	2,0	1,7	1,5	1,2	5,6	3,9
Benz(ghi)perylene	0,9	2,2	nd		nd	nd	nd	1,5	nd	nd	nd	1,4	0,9	5,1
Benz(b+j+k)fluoranthener	1,6	0,6	0,3		nd	0,6	1,8	1,0	1,0	nd	1,1	nd	5,8	2,2
Chrysen+triphenylen	1,6	nd	nd		nd	nd	1,7	nd	nd	nd	1,6	1,1	4,9	1,1
Dibenz[a,h]anthracen	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dibenzothiophene	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
3,6-Dimethylphenanthren	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fluoranthren	2,1	1,5	0,6		nd	0,8	nd	nd	nd	nd	2,6	1,9	5,4	4,2
Fluoren	0,7	1,0	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	1,4	2,4	2,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,9	nd	0,4		nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,1	1,0	2,4	1,0
1-Methylnaphthalen	1,0	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	nd
2-Methylnaphthalen	1,9	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,9	nd
2-Methylphenanthren	0,4	1,5	nd		nd	2,2	nd	nd	nd	1,1	1,0	nd	1,4	4,7
Naphthalen	3,3	4,7	0,8		nd	7,1	nd	2,8	nd	4,2	nd	4,2	4,1	23
Perylen	nd	1,6	nd		0,5	2,5	0,5	3,6	nd	nd	nd	nd	1,1	7,8
Phenanthren	1,8	3,9	nd		nd	4,9	1,9	6,9	nd	4,8	2,9	2,1	6,6	23
Pyren	1,2	0,8	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,7	1,2	2,9	1,9
Sum	21	24	5,8		0,5	24	10	23	2,9	19	15	21	54	111

6.6 Målinger af pesticider i luften

For første gang i Danmark er der i 2017 udført kontinuerlig overvågning af luftkoncentrationerne af pesticider. Ved målestationen på Risø opsamles pesticidindholdet på ugebasis på filter og PUF/XAD (både partikel og gas-fase) fra ca. 450 m³ luftprøver (Figur 6.6). Hele prøven ekstraheres med ASE (Accelerated Solvent Extraction) og analyseres med gaskromatografi – dobbelt massespektrometri (GC-MS-MS).

Af analysetekniske årsager er der en mindre forskel mellem de pesticider, som er målt i våddepositionen (nedbør) og i luften. Nedbørsprøverne analyseres med LC-MS-MS (væske chromatografi kombineret med dobbelt massespektroskopi), men denne metode er uegnet til analyse af luftprøver på grund af lav genfindning af stofferne. Måleprogrammet for luften dækker alligevel de fleste og vigtigste af de stoffer, som også er fundet i regnvand. Metamitron, diuron, isoproturon, desisopropylatrazin og MCPA har det dog ikke været muligt at analysere for i luftprøverne. Listen med de stoffer, der måles i luftprøver samt gennemsnit-, minimums- og maksimumskoncentrationer målt i 2017 fremgår af Tabel 6.4. Der er analyseret i alt 38 prøver for 2017. Luftkoncentrationerne er målt med en midlingstid på en uge, mens våddepositionen angiver den samlede våddeposition i en to måneders periode.



Figur 6.6. Udstyr til opsamling af pesticider i luft på Risø (Roskilde). Til venstre ses Low volume samplern, som anvendes til at suge et konstant luftflow gennem opsamlingsmaterialet, som er placeret inde i den hvide spand, som beskytter mod nedbør. Til højre ses (nedefra) holder til opsamlingsmaterialet (filter og PUF/XAD) der både opsamler pesticider på partikel- og gasfase.

Tabel 6.4. Pesticider og nedbrydningsprodukter af pesticider, som analyseres i luftprøver i 2017. Samlet set blev der opsamlet 38 ugeprøver (uge 3-8, 14-16 og 20-50). Tabellen angiver antal prøver over detektionsgrænsen for pesticider i luft samt gennemsnit-, minimums- og maksimumskoncentrationer. nd= ikke detekteret.

Stof	CAS Nr.	Antal prøver over detektionsgrænse	Gennemsnit konc. (ng/m ³)	Min.-konc. (ng/m ³)	Maks.-konc.(ng/m ³)
Atrazin	1912-24-9	nd	nd	nd	nd
Clomazon	81777-89-1	37	0,019	0,001	0,112
Cyanazin	21725-46-2	nd	nd	nd	nd
Desethylatrazin	6190-65-4	nd	nd	nd	nd
Desethylterbuthylazin	30125-63-4	17	0,019	0,001	0,099
Epoxiconazol	133855-98-8	9	0,020	0,001	0,066
Ethofumesat	26225-79-6	5	0,017	0,005	0,031
Hexazinone	51235-04-2	1	0,031	0,031	0,031
Metazachlor	67129-08-2	nd	nd	nd	nd
Metolachlor	51218-45-2	5	0,013	0,005	0,030
Pendimethalin	40487-42-1	38	0,154	0,020	0,957
Prosulfocarb	52888-80-9	38	0,400	0,006	7,52
Simazin	122-34-9	nd	nd	nd	nd
Sebuthylazin	7286-69-3	nd	nd	nd	nd
Terbuthylazin	5915-41-3	13	0,012	0,002	0,054

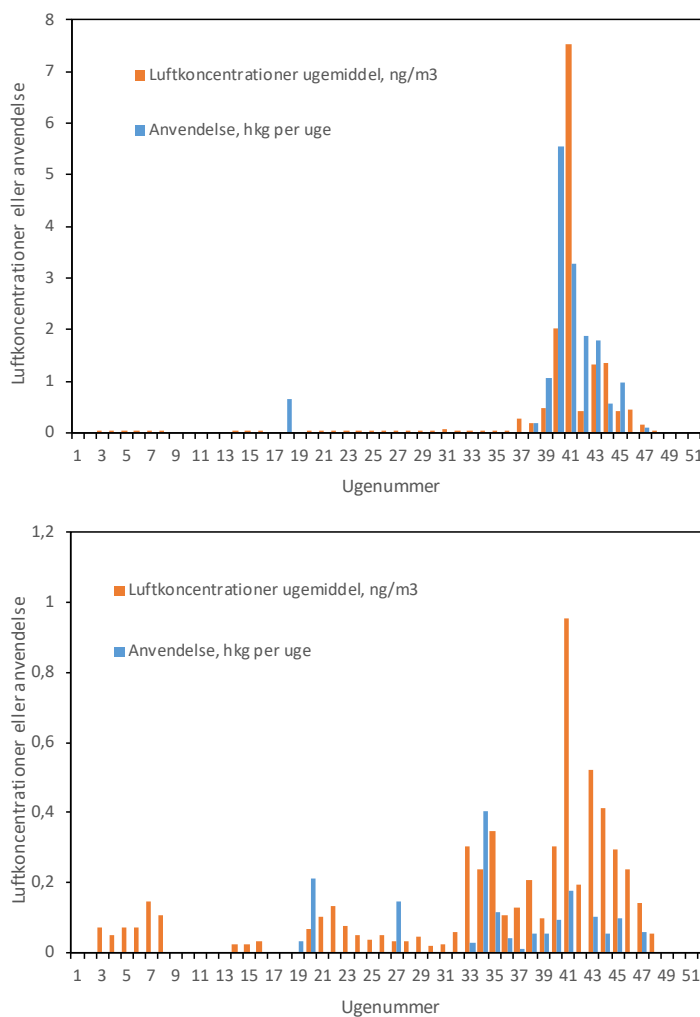
For de stoffer, som indgår i både luft- og nedbørsprøverne, gælder det, at alle stoffer fundet i luftprøverne, ligeledes er fundet i nedbøren. Mere stofspecifikt gælder følgende:

- Metazachlor er fundet i nedbør, men ikke i luften.
- Metolachlor er fundet i luftprøver, men der bliver ikke analyseret for dette stof i nedbørsprøver.
- Prosulfocarb er det stof, som er fundet med de højeste koncentrationer efterfulgt af pendimethalin. De to stoffer blev fundet i alle luftprøverne og i stort set alle våddepositionsprøverne. De højeste koncentrationer blev fundet i september-oktober (uge 41 for luftprøver).
- Clomazon er det stof, som har den tredje højeste koncentration. Clomazon blev kun fundet i nedbør i september-oktober, mens stoffet er fundet i luften hele året med de højeste koncentrationer i uge 33-34 (august). Årsagen til det mindre hyppige fund i nedbør kan muligvis skyldes nedbrydning i vand under opsamlingen (2 måneder).
- Terbuthylazin og dets nedbrydningsprodukt desethylterbuthylazin har den højeste koncentration i luft i uge 21-22 (ultimo maj – primo juni) efterfulgt af uge 27 (primo juli), 24 (medio juni) og 37 (medio september). Disse 2 stoffer er også detekteret i nedbør i perioden maj-juni, hvilket svarer til de uger, hvor koncentrationerne også var høje i luften. Anvendelse af terbuthylazin er ikke tilaldt i Danmark, men det anvendes stadigvæk i EU.
- Epoxiconazol og ethofumesate blev fundet med detektionsfrekvens og detektionsperiode, som var sammenlignelig for luft- og nedbørsprøver.

I figur 6.7 og 6.8 sammenlignes fund af pesticider i luften med data for anvendelsen af pesticider i Danmark. Data for anvendelse af pesticider er indsamlet i forbindelse med Landovervågningsprogrammet under NOVANA og dæk-

ker de syv overvågningsoplande, som indgår i programmet (Bicher-Mathiesen et al., 2019). Anvendelsesdata dækker derfor ikke hele Danmark, hvilket skal tages med i betragtning ved vurdering af sammenhængen mellem luftkoncentrationer og anvendelsen. Data for anvendelsen af pesticider stammer fra vækstsæsonen 2016/2017 og dækker derfor perioden fra august 2016 til og med juli 2017. Der foreligger endnu ikke data for efteråret 2017. Anvendelsesdata vist i Figur 6.7 og 6.8 for efterårsperioden er derfor et år forskudt set i forhold til resultaterne fra måling af luftkoncentrationerne.

For clomazon, prosulfocarb og pendimethalin følger anvendelse målte koncentrationer i luften, hvilket tyder på, at lokale kilder udgør en stor andel af kilderne til luftkoncentrationerne (Figur 6.7 og 6.8).

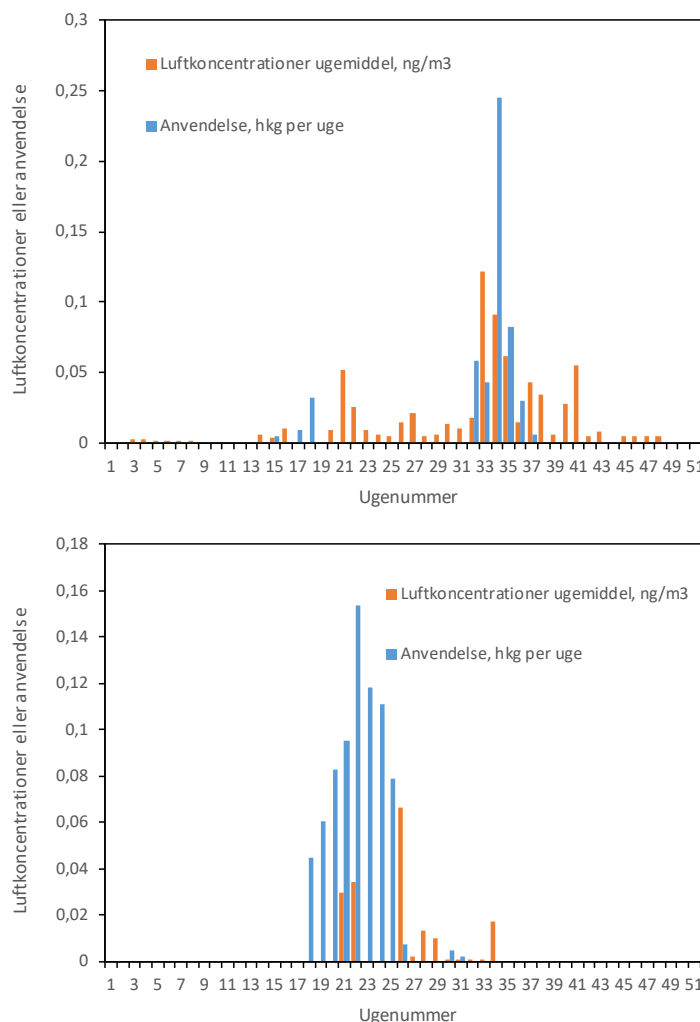


Figur 6.7. Luftkoncentrationer (ugemiddel) af prosulfocarb (øverst) og pendimethalin (nederst) sammenlignet med anvendelsesdata, som ligeledes er blevet midlet til ugemiddel.

Luftkoncentrationer af prosulfocarb og pendimethalin måles stort set over hele året på trods af, at forbruget i høj grad er begrænset til en lille del af året. Prosulfocarb måles i høje koncentrationer i sprøjtesæsonen og meget lave konc. uden for sprøjtesæsonen i modsætning til pendimethalin og clomazon, som findes i højere koncentration (ikke kun tæt på DL) uden for sprøjtesæson. Fund af stofferne uden for anvendelsestidspunktet kan være den relativt lange halveringstid af stofferne i jord (over 20 dage) samtidigt med de relativt høje damptryk ($3,79 \cdot 10^{-5}$ for prosulfocarb og $3,0 \cdot 10^{-5}$ for

pendimethalin). Dette betyder, at stofferne nemt kan fordampe fra udspøjtede arealer lang tid efter sprøjtning.

Epoxiconazol er fundet i luften i forbindelse med tidspunkt for anvendelse, men ret sporadisk og ved lave koncentrationer (Figur 6.8). Dette skyldes muligvis det relativt lave damptryk af epoxiconazol ($1.10 \cdot 10^{-7}$).



Figur 6.8. Luftkoncentrationer (ugemiddel) af clomazon (øverst) og epoxiconazol (nedeerst) sammenlignet med anvendelsesdata, som ligeledes er blevet midlet til ugemiddel.

For en række af pesticiderne er der fundet sammenhæng mellem fund af pesticiderne i nedbøren, luften og perioderne for anvendelse af pesticiderne i Danmark. Dette indikerer, at danske kilder udgør en stor andel af kilderne til de fundne pesticider. En grundigere analyse af data til belysning af denne sammenhæng, vil blive præsenteret i forbindelse med næste års rapportering fra overvågningsprogrammet, hvor data for målingerne foretaget i 2017 vil blive sammenlignet med data for anvendelsen af pesticider i hele 2017.

Links

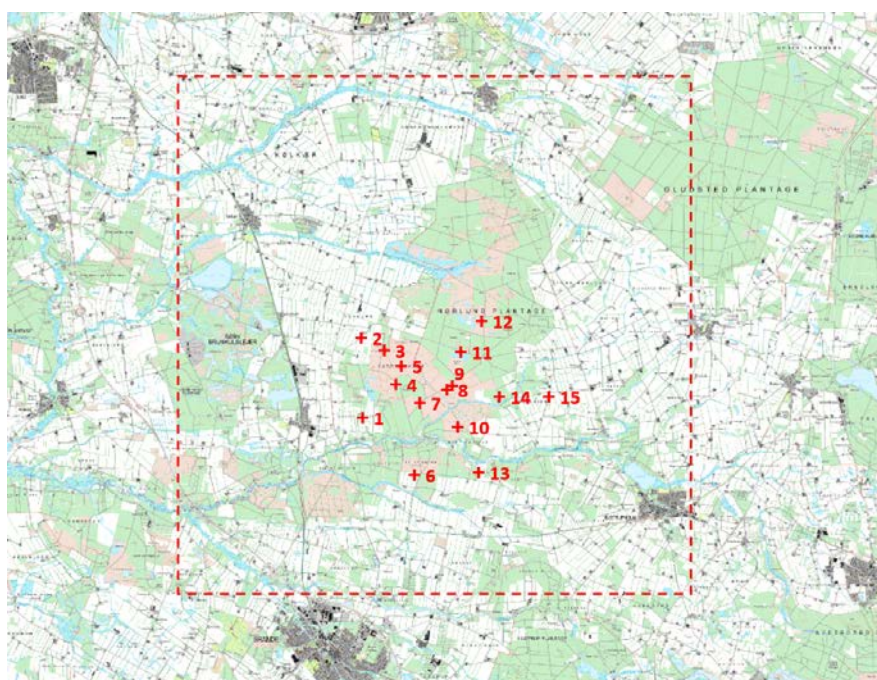
Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i Ellermann et al., 2005, Atmosfærisk deposition, 2004., Faglig rapport fra DMU nr. 555, Danmarks Miljøundersøgelser: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publicationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF

7 Fokuspunkt: Kvælstof i naturområder – målinger og modelberegninger på lokal skala

I tidligere rapporteringer har der været målt ammoniak og beregnet deposition i en række forskellige naturområder spredt ud over Danmark. Koncentrationer og depositioner har vist forholdsvis konstante niveauer og har udvist omtrent samme årlige variation og trends, som i det øvrige målenet. Det er i denne rapport valgt i stedet at fokusere på et enkelt naturområde og monitorere den geografiske variation i og omkring naturområdet. Formålet er dels at belyse modelberegningernes evne til at beskrive den målte geografiske og temporære variation, og dels at belyse et større naturområders evne til 'selvbeskyttelse' af de indre områder.

7.1 Ammoniakmålinger omkring Harrild Hede

Der er i 2017 målt månedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen med passive opsamlere på 15 stationer på og omkring Harrild Hede. Der blev målt i 11 måneder fra februar til december, dog startede målingerne for februar allerede den 20. januar. Placering af stationerne ses i Figur 7.1; i senere figurer er der zoomet mere ind på placeringerne. Her ses, at stationerne 1, 2 og 15 er placeret i landbrugsområde, og stationerne 6 og 13 er placeret på overgangen mellem natur og landbrug.



Figur 7.1 Kort over området omkring Harrild Hede. '+' angiver positioner for målestationer med tilhørende numre. Stiplet kvadrat markerer beregningsdomæne for OML-DEP på 16 km x 16 km.

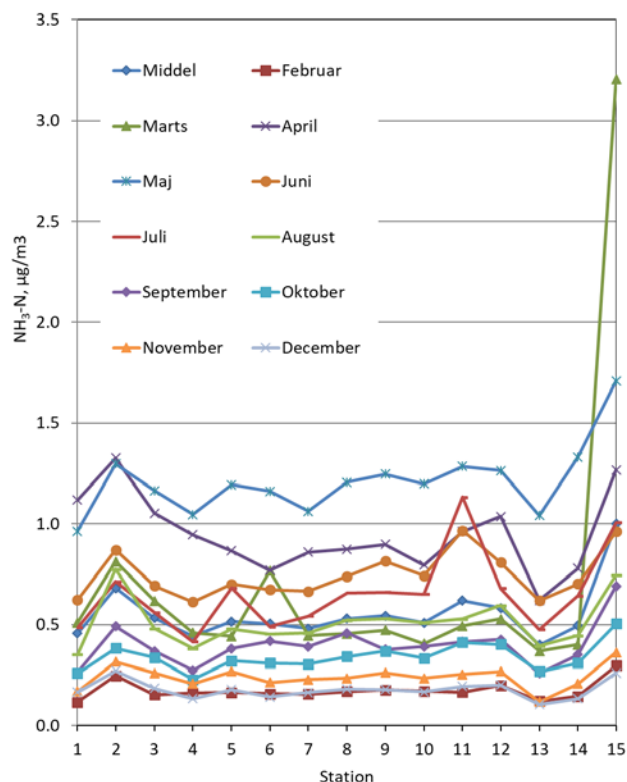
Opsamlingerne af ammoniak foretages med såkaldte passive opsamlere, hvor der ved hver station anvendes tre opsamlere for derved at kunne reducere usikkerhederne ved at midle koncentrationerne bestemt med de tre opsamlere (Figur 7.2). Reproducerbarheden på opsamlingerne kan vurderes ud fra resultaterne fra station 8 og 9, som var placeret omkring 300 m fra hinanden midt på heden. Den relative forskel på ammoniakkoncentrationen ved de to

målestationer var mindre end 3 % som middel over hele året, og for 10 ud af 11 opsamlingsperioder var forskellen mindre end 10 %, mens den for den sidste periode var 20 %. Ved sammenligning med DCE's andre metoder til måling af ammoniak skønnes den systematiske fejl på opsamlingerne til at være mindre end ± 5 %. Samlet set vurderes usikkerheden derfor til ± 25 % for den enkelte opsamlingsperiode og ± 15 % for årsmiddel.



Figur 7.2. Udstyr til opsamling af ammoniak på Harrild Hede. Det indsatte billede viser undersiden af en afskærmning, hvorunder de tre passive opsamlere til opsamling af luftens indhold af ammoniak er monteret. De passive opsamlere indeholder et imprægneret filter, som binder ammoniak. Efter opsamlingen analyseres filtrets indhold af ammoniak ved hjælp af automatisk spektrofotometrisk metode. Afskærmningen beskytter de tre opsamlere mod nedbør.

I Figur 7.3 ses de målte månedlige ammoniakkoncentrationer for stationerne vist i nummerrækkefølge. Generelt udviser målingerne samme relative variation mellem månederne med største værdier i foråret i april og maj, og lavest i vintermånederne. For de enkelte måneder viser stationerne generelt den samme indbyrdes relative variation med de største værdier for station 2 og 15, som er placeret i landbrugsområder, og de laveste i det indre af heden ved stationerne 4 til 12. Der er dog nogle enkelte målinger, som afviger i forhold til det nævnte overordnede mønster, hvilket kan skyldes påvirkning fra lokale kilder. Dette diskuteres senere i kapitlet.



Figur 7.3. Målte koncentrationer af ammoniak for alle 15 stationer. Data er vist for de enkelte måneder og som middelværdi for hele perioden fra februar til december 2017.

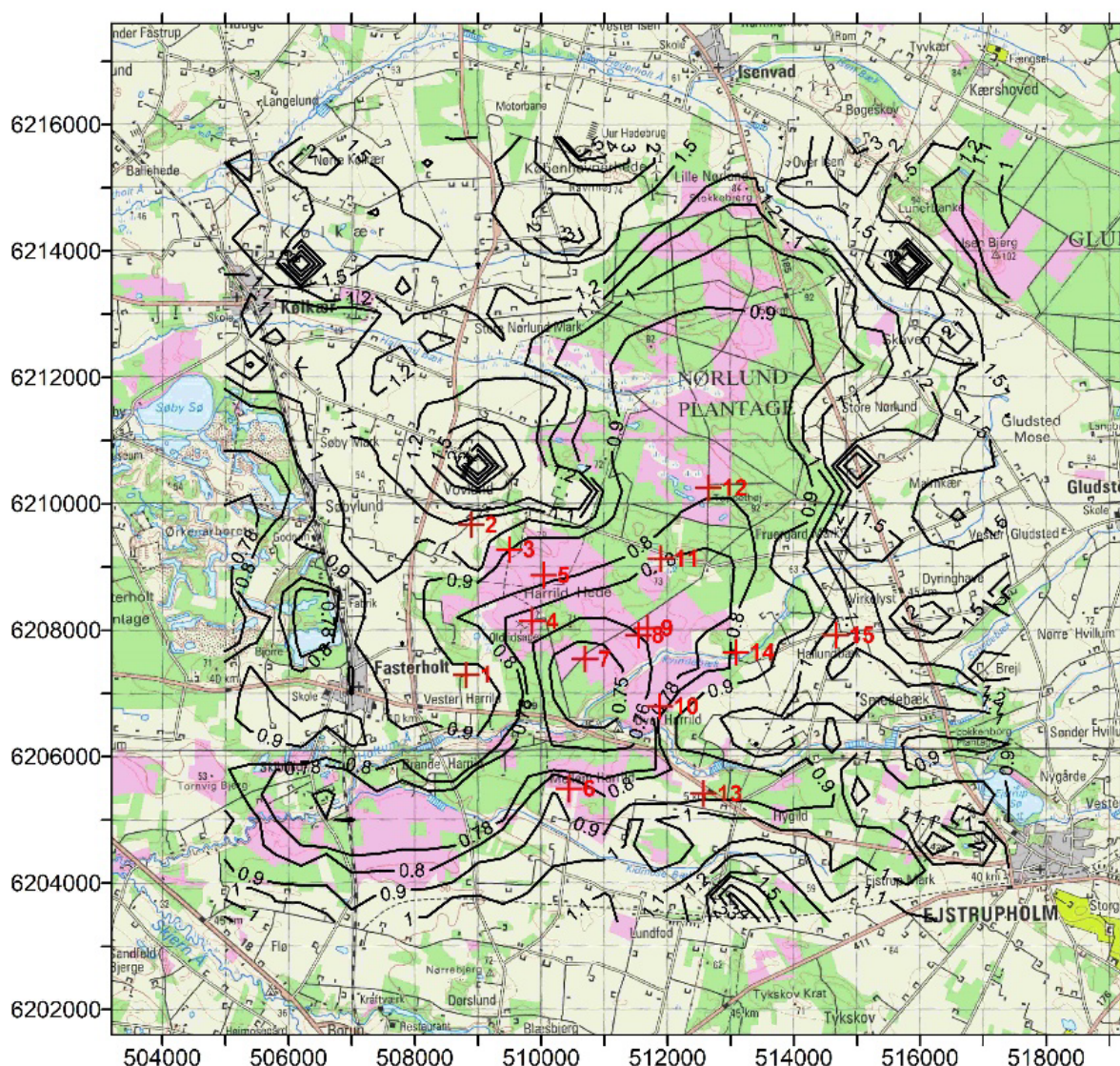
7.2 Modelberegninger

Modelberegninger af luftkoncentrationen i området er foretaget med model-systemet kaldet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er en kombination af regionalskalamodellen DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP. OML-DEP har en geografisk opløsning på 400 m x 400 m inden for modellens domæne, som dækker et område på 16 km x 16 km omkring det udvalgte naturområde (Figur 7.1). Koncentrationsberegningerne foretages i punkter i centrum af gitterfelter på 400 m x 400 m, som dækker modeldomænet. Depositionen beregnes til gitterfeltet på grundlag af punktkoncentrationen og sammensætningen af overfladetyperne i feltet. Emissioner fra marker er fordelt på disse gitterfelter, og emissioner fra stalde og lager foreligger som punktkilder. En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokalskalaberegninger i NOVANA (Ellermann et al., 2006). I Figur 7.4 ses resultatet af beregningerne. Der er stor usikkerhed på beregning af depositionerne tæt ved punktkilderne. Placeringen af nogle af punktkilderne vil derfor fremgå tydeligt på kortet i form af tætliggende iso-linjer omkring et punkt, som indikerer høje, meget lokale koncentrationer, mens andre punktkilder vil fremgå mindre tydeligt af modelberegningerne.

I kanten af kortområdet i Figur 7.4 længst mod nord og øst er koncentrationen i landbrugsområderne generelt ca. 1,5 µg NH₃-N/m³. Mod sydvest er niveauet ca. 0,8 µg/m³ i den vestlige kant og ca. 1,0 µg/m³ i den sydlige kant. Forskellen i niveauerne skyldes fordelingen af natur og landbrugsområder i selve området og i oplandet op til OML-DEP-domænet. I Figur 7.1 ses, at selv om Harrild Hede med tilstødende naturområder stort set er omkranset af

landbrugsområder, så har landbrugsområderne dog en relativ begrænset udstrækning. De længste strækninger med udelukkende landbrugsområder findes i retningerne nord-nordvest og øst for Harrild Hede, netop der hvor koncentrationen er størst. Modsat er der mod vest, sydvest og nordøst relativt mange naturområder lige uden for domænet, hvilket betyder lavere baggrundskoncentrationer fra disse retninger.

Nord for domænet i en afstand af ca. 1 km er der en større punktkilde, som påvirker en stor del af området. Dog primært niveauerne for station 2 og 3.



Figur 7.4. Ammoniakkoncentrationen ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) omkring Harrild Hede for år 2017. De røde krydser viser placering af målestationer med stationsnummer. Isolinjer for koncentrationen er ikke tegnet helt ud til kanten af beregningsdomænet på 16 km x 16 km på grund af større usikkerhed her (perioden indeholder også de første 20 dage af januar 2017, hvor der ikke blev målt)

7.3 Sammenligning af målinger og beregninger

I Figur 7.5 sammenlignes målinger og beregninger for måleperioden. Modelberegningerne ligger klart højere end målingerne. Middelværdien er $0,55 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ for målinger, $0,89 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ for OML-DEP (400 m x 400 m) og $1,03 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ for middelkoncentrationen beregnet med DEHM beregnet som gennemsnit for modelområdet (16 km x 16 km). Resultaterne skal i denne sammenhæng ses som den baggrundskoncentration, der påvirker Harrild Hede. DEHM-koncentrationerne er den vertikale middelkoncentration for grænselaget, som OML-DEP modtager på randen af området. OML-DEP-koncentrationer er således 61 % højere end målingerne. En årsag hertil kan være, at baggrundskoncentration fra DEHM er relativ høj.

Overestimering af DAMOS er betydelig større end ved tidligere sammenligninger. En sammenligning for 3 jyske målestationer i 2005 viste, at DAMOS overestimerede årsmiddelværdier med 20 % (Fokuspunkt i Ellermann et al., 2006). Ligeledes blev der for årene 2005 til 2011 foretaget en sammenligning med måneds- og halvmånedsmiddelværdier for alle faste stationer og naturstationer (Fokuspunkt i Ellermann et al., 2012). Sammenligningen viste en overestimering af koncentrationen på 22 %.

Modelberegningerne viser, ligesom målingerne, at station 2 og 15 har tydeligt højere koncentrationer end de øvrige stationer, hvilket er forventet, idet det er de eneste, som befinder sig direkte i landbrugsområder og samtidig ligger i nærheden af punktkilder. Station 1 ligger også i et landbrugsområde, og koncentrationen er i beregningerne højere end stationerne på Harrild Hede, men målingerne viser ikke et højere niveau. Arealet med nærliggende marker til stationen er heller ikke så stort som for station 2 og 15, men man vil umiddelbart forvente lidt højere koncentrationer end målt.

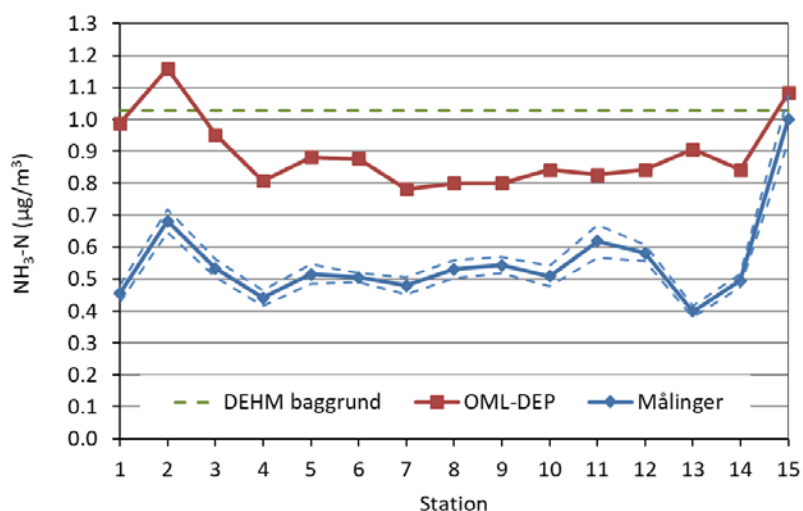
Den meget høje koncentration for station 15 skyldes hovedsageligt en meget høj værdi for marts måned (Figur 7.3), hvor målingen viste $3,2 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$. Der er ikke fundet nogen grund til at udelade målingen; havde værdien været udeladt, ville 'års'-middelværdien have været $0,78 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ i stedet for $1,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$. En mulig forklaring gives i forbindelse med undersøgelse af vindretningernes indflydelse på koncentrationerne (Se kapitel 7.2.3).

Den laveste målte værdi er for station 13, men modellen har ikke fanget dette. Station 13 ligger på grænsen mellem naturområder og markarealer, og kan være mere eller mindre påvirket fra markemissioner. Forskellen kan skyldes flere ting:

- Den årlige totale emission anvendt i beregningerne er fra år 2016, da dette er de nyeste emissionsdata. På landsplan er der typisk mindre end to procent forskel fra år til år, men lokalt kan der være væsentlig forskel mellem to år grundet ændringer i de lokale landbrugsaktiviteter. Den tidsmæssige variation er dog styret af de meteorologiske forhold for 2017.
- Emissioner i modelarealerne på 400 m x 400 m kendes ikke helt præcist, idet emissionen kun kendes inden for en hel markblok, som oftest er betydeligt større end modelarealerne.

Et modelfelt på 400 m x 400 m indeholder både natur og marker, men markemissionen vil i modellen antages at foregå jævnt over hele feltet, hvorved koncentrationen i et naturpunkt overestimeres.

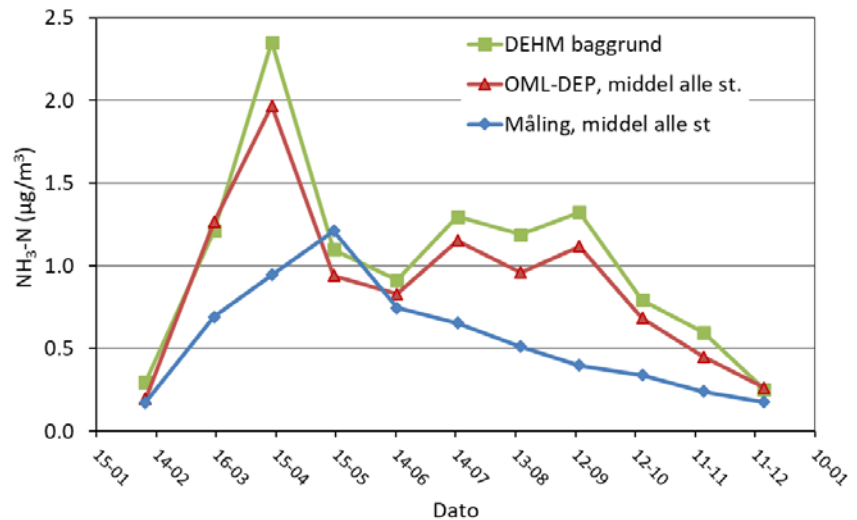
Bortset fra station 13, så vurderes det, at den grundlæggende målte variation mellem det indre af Harrild Hede og omgivelserne er gengivet rimelig godt af modellen; men niveauet er klart overestimeret



Figur 7.5. Ammoniakkoncentrationer for hele perioden for målingerne på alle stationer, baggrundskoncentrationer fra DEHM og OML-DEP. Stiplet blå linjer markerer standardafvigelse på de 11 månedsmiddelværdier, som indgår i hver enkelt måling; usikkerheden er dog større.

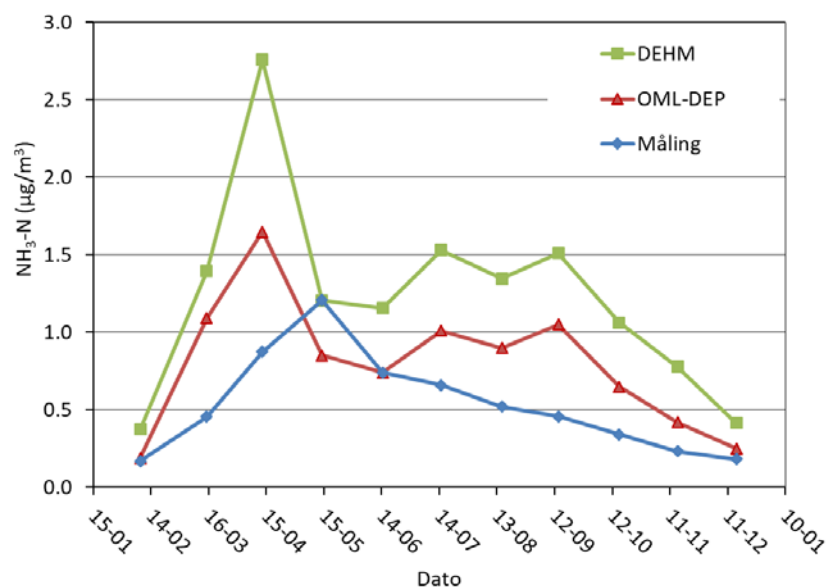
7.3.1 Tidslig variation

Forskellen mellem målinger og modeller over tid ses i figur 7.6. Her er middelkoncentrationen for alle stationer vist for hver måned hen over året. Som allerede nævnt beregner modelsystemet højere koncentrationer end målt. I modelberegningerne optræder maksimumkoncentrationerne i april og for målingerne i maj. Det viser, at modelsystemet forventer en tidligere udbringning end, hvad der reelt er tilfældet. Tidspunktet for udbringning er i systemet styret af en temperatursum startende i marts, men våde marker, lokal praksis eller andet kan udskyde tidspunktet, hvilket ikke er afspejlet i forbindelse med beregningerne af den tidslige variation af emissionerne. Modelberegningens høje koncentrationer i sensommeren og efteråret er knyttet til udbringning af gødning på dette tidspunkt. Forskellen mellem resultaterne fra målingerne og modelberegningerne peger på, at udbringning af gødning på dette tidspunkt af året har været mindre end forventet.



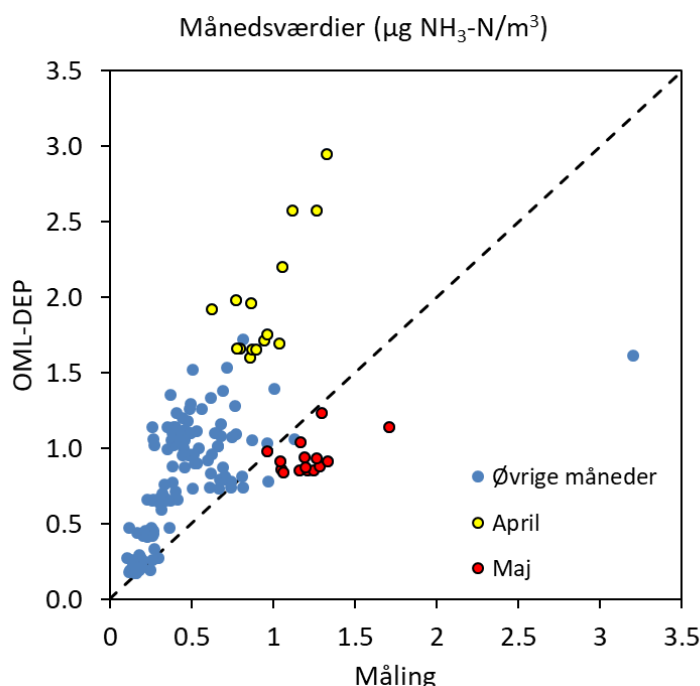
Figur 7.6. Månedlige ammoniakkoncentrationer, som gennemsnit for målingerne ved alle stationer, baggrundskoncentrationer fra DEHM og OML-DEP. For målinger og OML-DEP er værdier for højden 2 m, og for DEHM er værdier et gennemsnit for grænselaget på randen af OML-DEP domænet.

Til eksempel vises i Figur 7.7 en tidsserie for ammoniakkoncentrationen i station 8 for målinger og modeller. Bemærk at for DEHM vises koncentrationen i 2 m højde til forskel fra Figur 7.6, hvor der er resultaterne fra DEHM angiver gennemsnit for grænselaget på randen af OML-DEP-domænet. Det fremgår, at DEHM-koncentrationen er større i 2 m end middelværdien for grænselaget på randen, hvilket er som forventet når målingen foretages i et emissionsområde. OML-DEP-koncentrationen ligger omtrent midt mellem DEHM og målingerne med en gennemsnitlig overestimering på 51 % mod DEHM's 132 %.



Figur 7.7. Månedlige ammoniakkoncentrationer for station 8 midt på Harrild Hede. Værdier er for målinger, DEHM og OML-DEP. Bemærk, værdier for DEHM er i højden 2 m ligesom for målinger og OML-DEP.

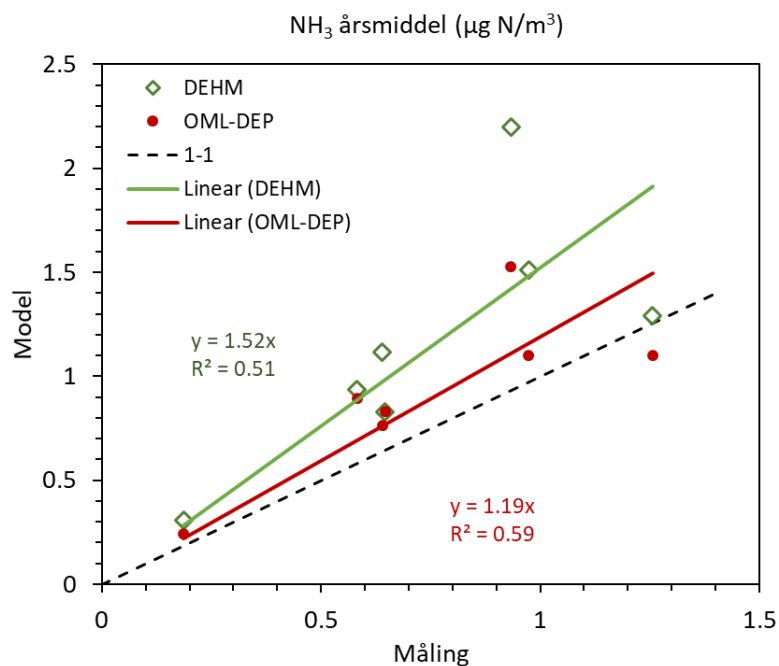
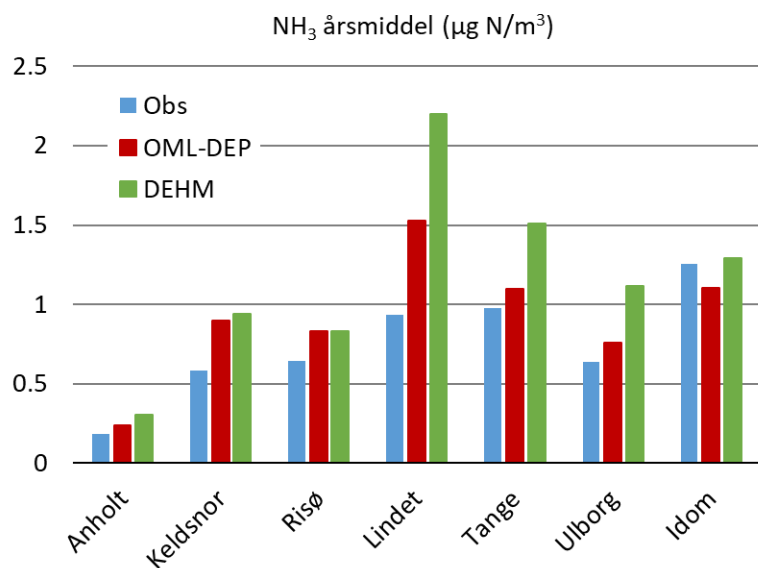
Samtlige målte og beregnede månedsmiddelværdier af koncentrationen er vist i Figur 7.8. Her er specielle farvemarkeringer af punkter for april og maj, hvor der som nævnt er tidslig forskydning mellem tidspunktet for udbringningen i modellen og den faktisk udbringning. Med en bedre timing af emissionen i modellen ville punkterne for april (gule) falde i beregnet værdi og punkterne for maj (røde) stige i beregnet værdi og samlet give en bedre korrelation - dog formodentligt stadig med for høje værdier.



Figur 7.8. Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) for alle stationer og alle måneder fra februar til december 2017. Den stiplede linje er 1-1 linjen. April og maj måneder er markeret specielt, se teksten.

7.3.2 Vurdering af afvigelser på de faste stationer

Den relativ store overestimering af koncentrationen giver anledning til at vurdere, om dette er en generel afvigelse eller et lokalt fænomen. I Figur 7.9 sammenlignes målte årsmiddelværdier med resultater fra modelberegninger for 2017 for de faste stationer Anholt, Keldsnor, Risø, Lindet, Tange, Ulborg og Idom. Data vises dels som stolpediagram og dels som scatter plot, der viser korrelationen mellem målinger og modelresultater. Gennemsnittet af koncentrationen for de 7 stationer er overestimeret af OML-DEP med 22 % og af DEHM med 52 %. Dette er på niveau med de tidligere refererede værdier og tyder på, at overestimeringen set på Harrild Hede ikke er et generelt problem.



Figur 7.9. Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) i 2 m for 7 faste stationer for 2017. Øverst som stolpediagram, og nederst som scatter plot, hvor den stiplede linje er 1-1 linjen.

7.3.3 Vindretninger

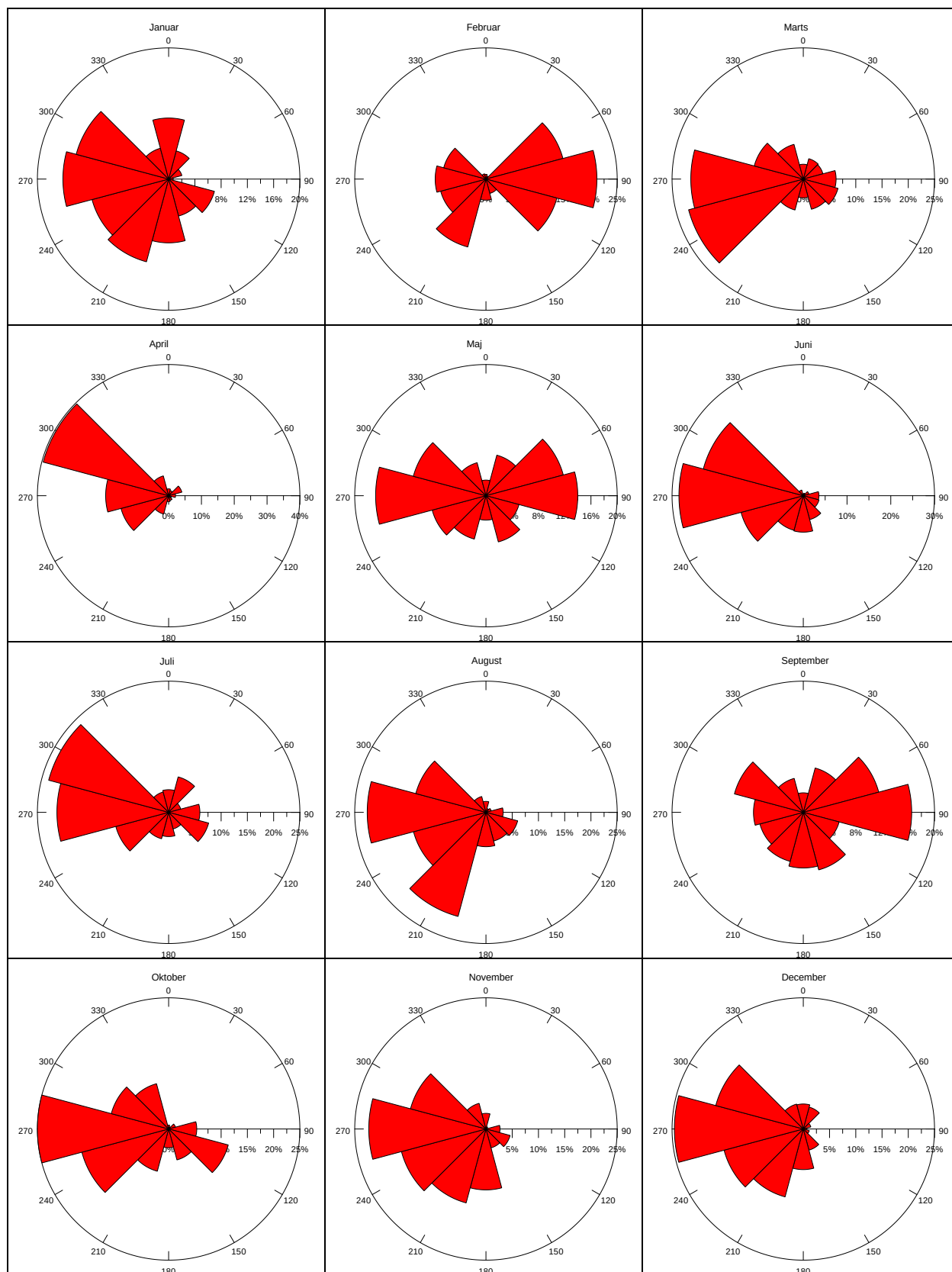
Hyppigheden af vindretningen for månederne i 2017 ses i Figur 7.9. Data er fra den meteorologiske vejrmmodel MM5, som er en del af DAMOS. Nogle af de tidligere nævnte uventede afvigelser i de målte månedlige koncentrationer diskuteres her på baggrund af vindretningernes indfyldelse på koncentrationerne.

Der er dog knyttet en lille usikkerhed til vindretningerne fra MM5, idet de er en smule forskellige fra DMI's observationer fra Karup Lufthavn beliggende ca. 30 km mod nord (se Bilag 4 for flere detaljer). Det vurderes dog at denne usikkerhed ikke giver problemer i forhold til de vurderinger, som gives nedenfor.

En grund til, at der er målt en meget høj koncentration for station 15 i marts kunne være, at den er placeret nær en punktkilde, som er beliggende ca. 1 km øst for stationen. Figur 7.10 viser placeringen af punktkilder i området med angivelse af den årlige emission af $\text{NH}_3\text{-N}$. Kun kilder med emission større end 1 ton/år har anført en værdi. Vindrosen for marts viser næsten udelukkende vestlig og sydvestlig vindretning, og dermed kan punktkilden udelukkes som årsag. Den uventede høje koncentration formodes derfor, at skyldes en meget tidlig udbringning på en mark umiddelbart vest og/eller sydvest for stationen.

Station 6 viser også lidt højere målinger i marts i forhold til de øvrige stationer. Her må der også have været lokal udbringning, idet koncentrationen for alle stationer generelt er højest i maj måned, hvor en mere generel udbringning formodes at være forgået.

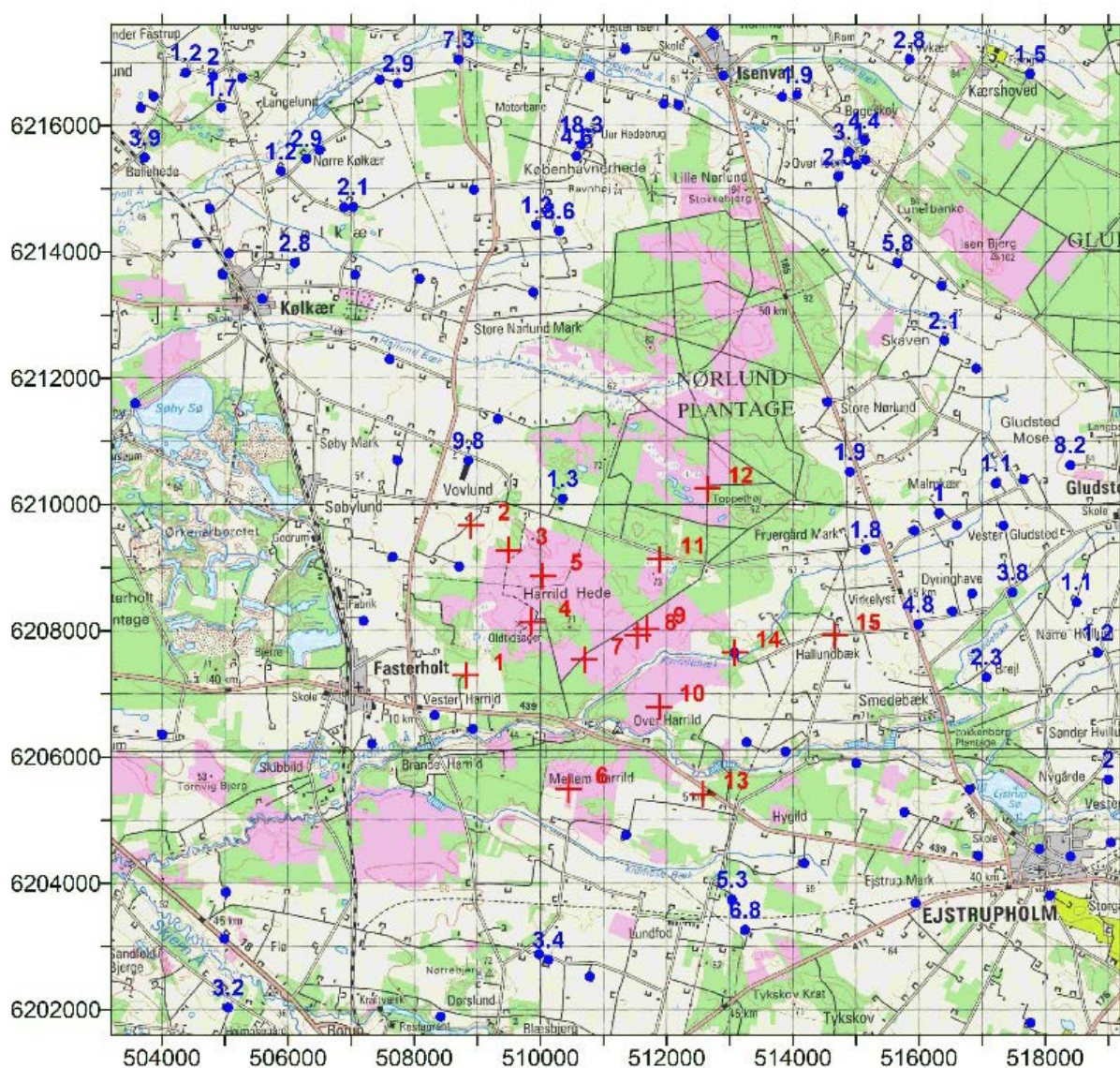
Af Figuren 7.3 ses, at i april er niveaurene for stationerne mod vest (de lavere numre) relativt høje set i forhold til de andre stationer og de andre perioder. Dette kan forklares med, at vinden i april i en meget stor del af tiden (40 %) kom fra vest-nordvest i en retning mod meget langt opland med marker, hvorved der vil være en aftagende tendens i koncentrationerne fra vest mod øst ind mod naturområdet.



Figur 7.9. Hyppighed af vindretninger for Harrild Hede for de forskellige måneder i 2017. Data er fra vejrm modellen MM5.

I juli og til dels også juni viser station 11 relativt højere koncentrationer, hvilket er uventet i forhold til placeringen centralt i naturområdet. Der er dog stor usikkerhed på målingen i juli. Lige præcis denne værdi er behæftet med den største standardafvigelse (38 %) blandt alle målingerne. Forklaringen på den

relativt høje koncentration er formentlig meget lokal emission i området, som stationen er placeret i.



Figur 7.10. Punktkilder anvendt i beregninger med OML-DEP (blå punkter). Den årlige ammoniakemission (ton N) er angivet for kilder med emission større end 0,1 ton N. Målestationer er markeret med rødt kryds og nummer.

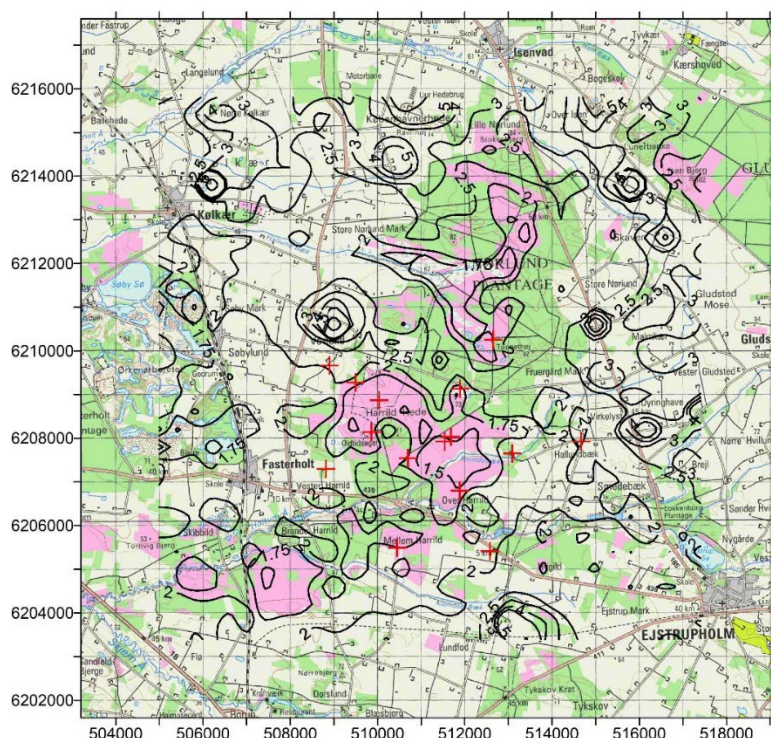
7.4 Depositioner

Tørdepositionen af ammoniak til naturområdet er beregnet med DAMOS og vises i Figur 7.11. Den mindste deposition er lige under 1,5 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ i den centrale del af Harrild Hede, hvor der er længest til kildeområderne. På store dele af heden er depositionen 1,5-1,75 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ og i gennemsnit ca. 1,6 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. Til marker umiddelbart uden for heden er depositionen ca. 2 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. Harrild Hede modtager således ca. 20 % mindre deposition end landbrugsområdet rundt om Harrild Hede. Da depositionen groft set er proportional med koncentrationen vil en 61 % overestimering af koncentrationen på Harrild Hede give en tilsvarende overestimering af depositionen, dvs. de 1,6 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ burde have været 1,0 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$.

Den totale årlige kvælstofdeposition for området er beregnet med DEHM til ca. 14 kg/ha. Da overestimeringen af tørdepositionen af NH_3 er ca. 0,6 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$, betyder det en fejl på den samlede deposition på ca. 4 %.

Hedeområdet Isen Bjerg i det nordøstlige hjørne af kortet modtager 2-3 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$, hvilket skyldes en nærliggende punktkilde. Skovområderne nord for heden modtager også 2-3 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ på grund af flere punktkilder i området.

I kanten af kortområdet længst mod nord og øst er depositionen i landbrugsområderne generelt ca. 3,0-3,5 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. Mod sydvest er depositionen ca. 2 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$, hvilket hænger sammen med den tidligere omtalte fordeling af koncentrationerne.



Figur 7.11. Tørdeposition af ammoniak (kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$) til Harrild Hede i 2017 beregnet med OML-DEP. De røde krydser viser placering af målestationer. Isolinjer for depositionen er ikke tegnet helt ud til kanten af beregningsdomænet på 16 km x 16 km på grund af større usikkerhed her (perioden indeholder også de første 20 dage af januar 2017, hvor der ikke blev målt.)

7.5 Sammenfatning

Generelt beregnes med DAMOS 61 % større ammoniakkoncentrationer i forhold til målingerne på Harrild Hede. Umiddelbart kan det ikke afgøres, om den store afvigelse skyldes, at de lokale emissioner er for store i DAMOS, eller om dele af transport- og spredningsmodellerne ikke er præcise nok. En mulig fejl på beregning af tørdepositionen vil derimod kun have en meget ringe indflydelse på koncentrationen og vil ikke kunne forklare forskellen.

Afvigelsen for Harrild Hede er betydelig større end de 20-22 % overestimering, som tidligere undersøgelser med landsdækkende data har vist. Sam-

menligning af målinger og modelresultater for 7 faste stationer i det landsdækkende målenet for 2017 viser også en overestimering på ca. 20 % svarende til det, der tidligere er observeret. Det vurderes derfor, at de 61 % overestimering for Harrild Hede ikke er et generelt problem i forhold til DAMOS, men at der ved Harrild Hede er en større forskel mellem målingerne og modelresultaterne end normalt.

Ved en senere lejlighed vil størrelsen af afvigelsen blive undersøgt yderligere ved at sammenligne modelberegninger med eksisterende måledata fra de landsdækkende stationer for en længere periode.

Overestimeringen af ammoniak koncentrationen på 61 % medfører en overestimering af tørdepositionen på ca. 0,6 kg/ha på Harrild Hede, hvor den totale tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med DEHM er på ca. 14 kg/ha, hvorved totaldepositionen overestimeres med ca. 4 %. I forhold til den generelle overestimering på ca. 20 % fundet for de faste målestationer, så vil overestimeringen svare til ca. 2 % af den samlede kvælstofdeposition.

DAMOS giver en rimelig god overordnet gengivelse af den geografiske variation af koncentrationen og bidrager til at tolke målingerne mere nuanceret end hidtil muligt.

Links

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

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

Referencer

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., Pinksterboer, E. F., Maas, H. F. M., J. W. Erisman, J. W., A. Waijersypelaan, Slanina, J., Horst, T. W., 1989: Gradients of the Ammonia Concentration in a Nature Reserve: Model results and Measurements, Atmos. Environ., 23, 2259. doi:10.1016/0004-6981(89)90188-1

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.

Bak, J. L. 2018: Opdatering af empirisk baserede tålegrænser. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Opdatering_empirisk_baserede_taalegraenser.pdf

Blicher-Mathiesen, G., LOOP-overvågningsrapporten for 2017. Referencen foreligger endnu ikke.

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.

DCE 2018: http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air_pollutants/

DMI 2018: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>

DMU 2000. Areal Informations Systemet – AIS. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. https://www.dmu.dk/1_viden/2_miljoe-tilstand/3_samfund/ais/2_Rapport/AIS_Rapport.zip

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., 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. 88s. -Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR163.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., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2018. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2017. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 281. <http://dce2.au.dk/pub/SR281.pdf>

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.

EMEP 2018: EMEP emissions database. http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/ (tilgået november 2018)

EMEP 2018: EMEP emissions database. http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/ (tilgået november 2018)

EU 2016: Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain

atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC (1). Official Journal of the European Union L344, vol. 59, 17 December 2016..

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.

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

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

Miljøstyrelsen 2019: Personlig kommunikation med Steen Marcher den 16. januar 2019.

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. 2018. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2016. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 495 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 267. <http://dce2.au.dk/pub/SR267.pdf>

Nordin A., Sheppard L.J., Strengbom J., Bobbink R., Gunnarsson U., Hicks W.K. & Sutton M.A. 2011: New science on the effects of nitrogen deposition and concentrations on Natura 2000 sites, background document 5.1, Nitrogen Deposition and Natura 2000, Science & practice in determining environmental impacts. <http://cost729.ceh.ac.uk/files/Nitrogen-Deposition-and-Natura-2000-Full-Book.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, 134 p. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf>

RIVM 2017: [https://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final%20new%20Chapter%203%20v4%20\(Oct%202017\).pdf](https://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final%20new%20Chapter%203%20v4%20(Oct%202017).pdf)

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.

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.

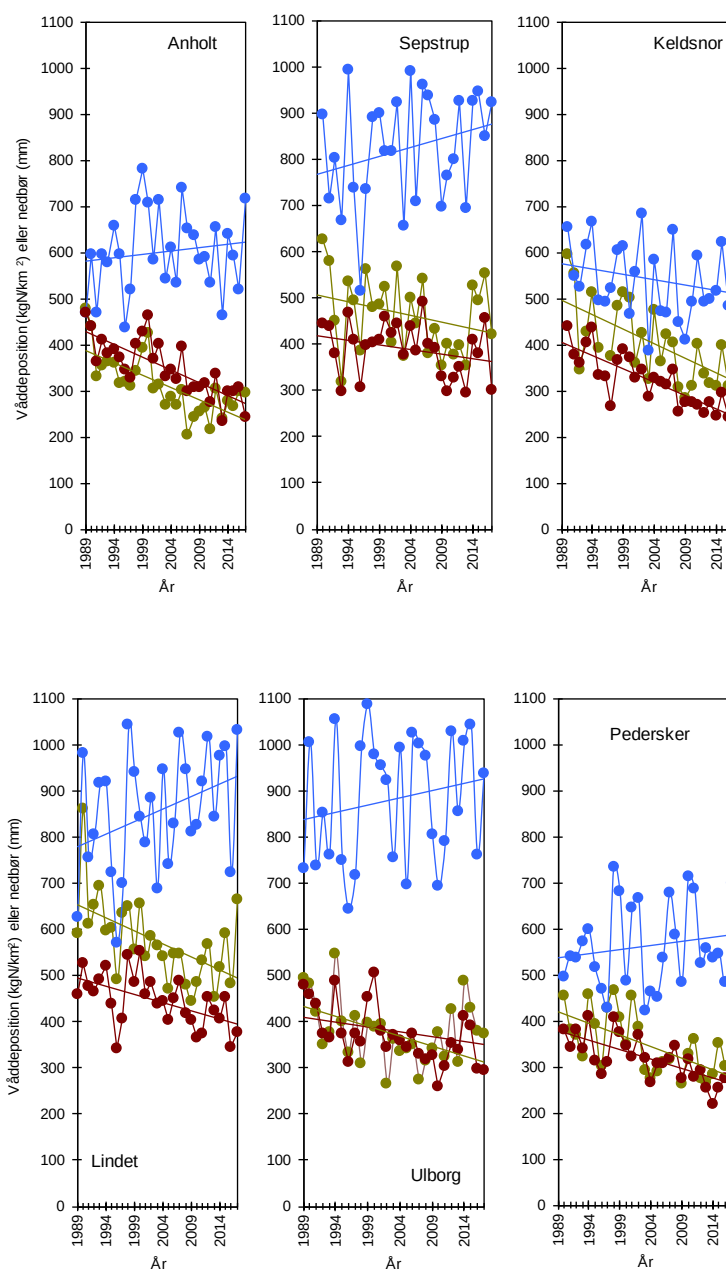
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty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

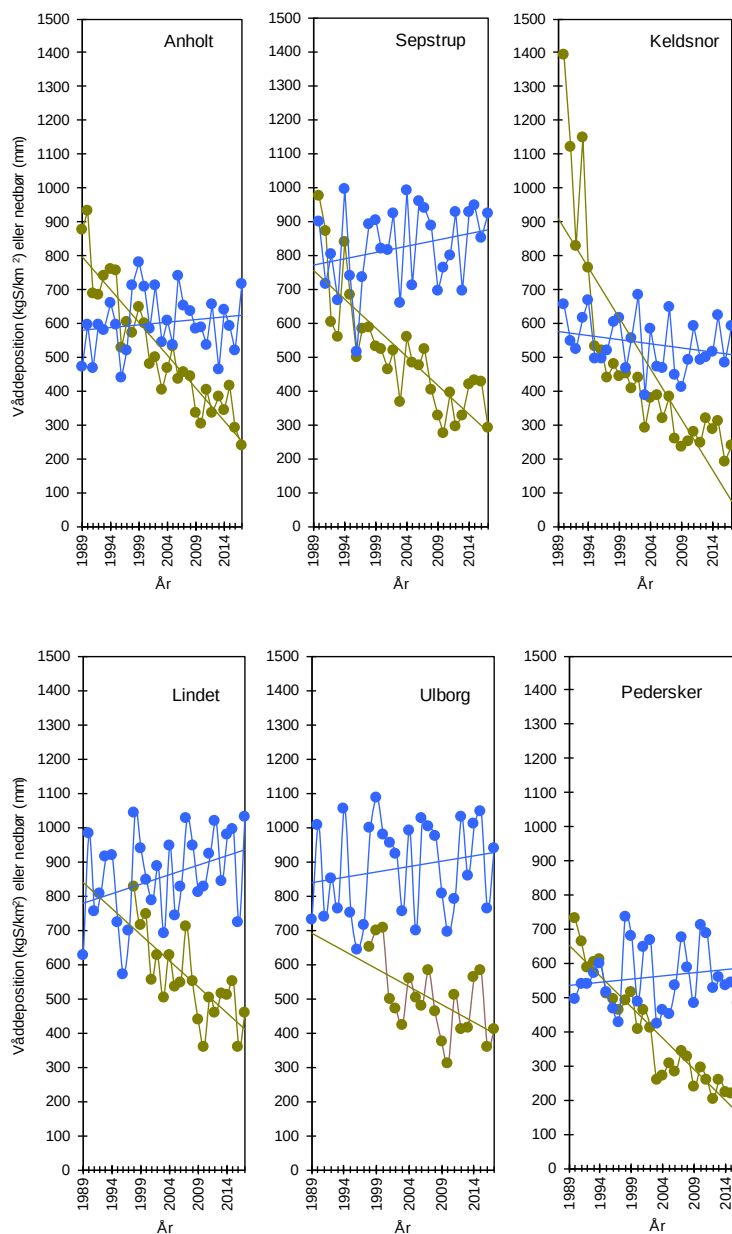
Tabel A1. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

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

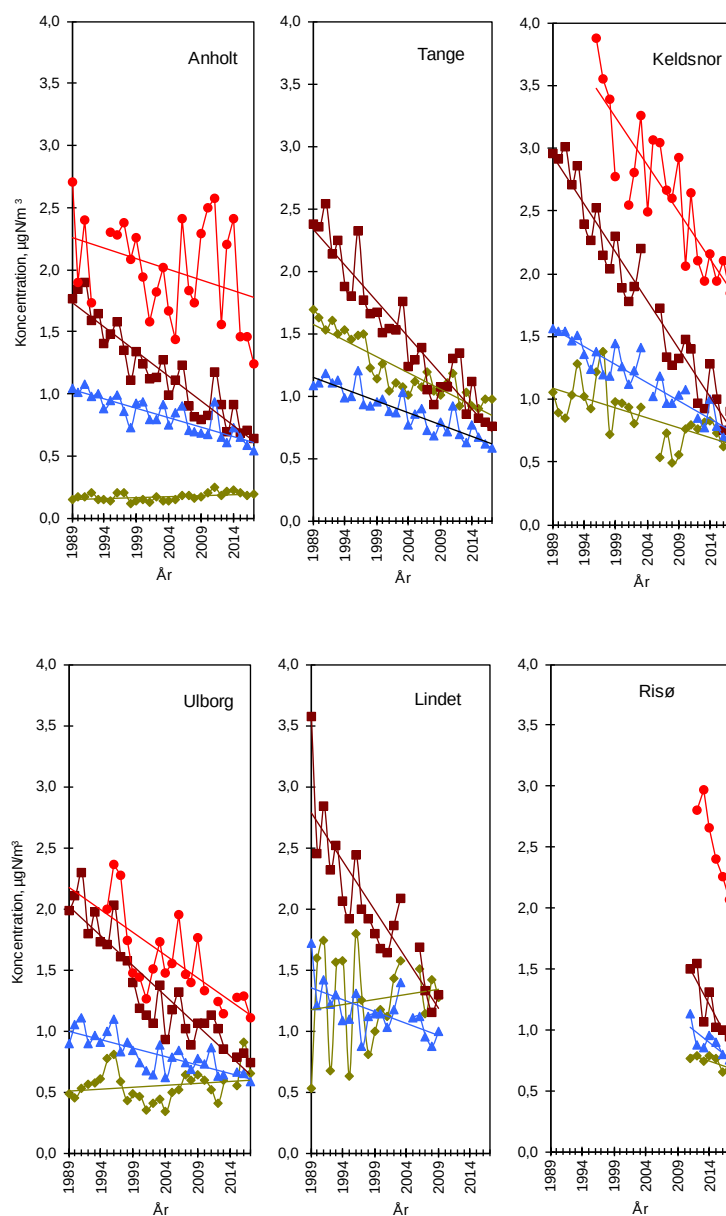
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



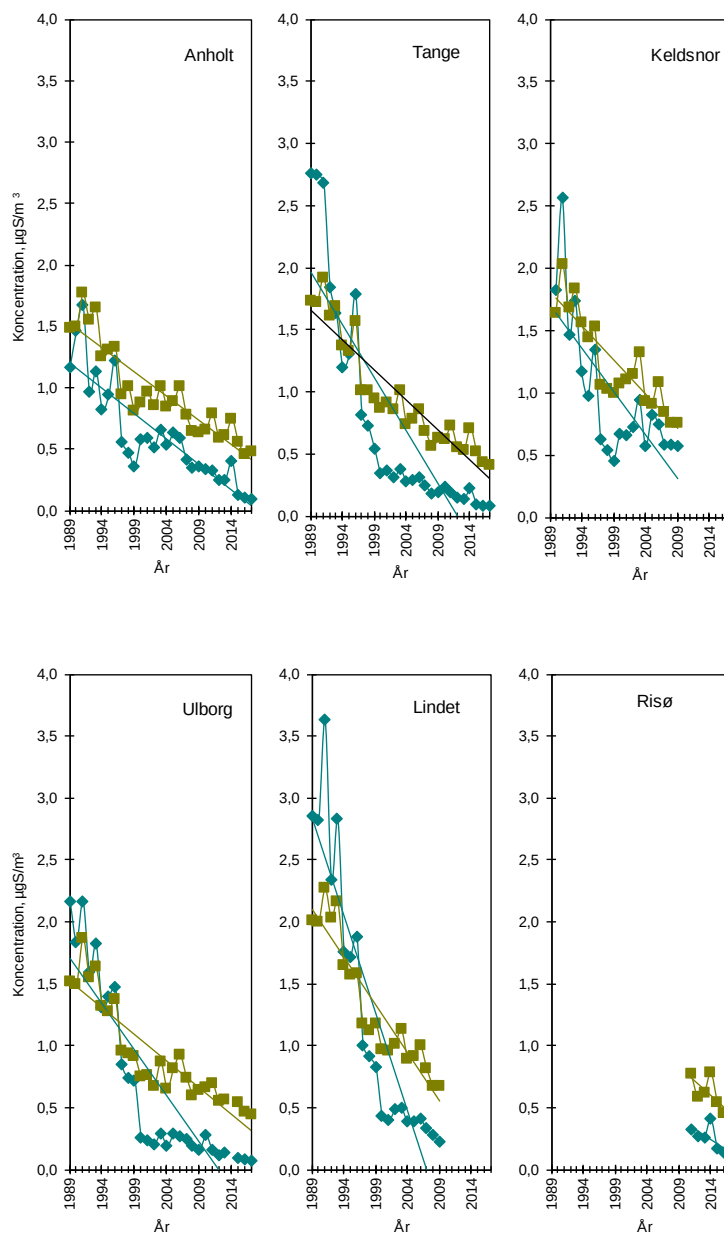
Figur A1. Årlig våddeposition (kgN/km^2) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). kgN/km^2 omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



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 filterpackopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009 og videreført med denuder fra 2010.



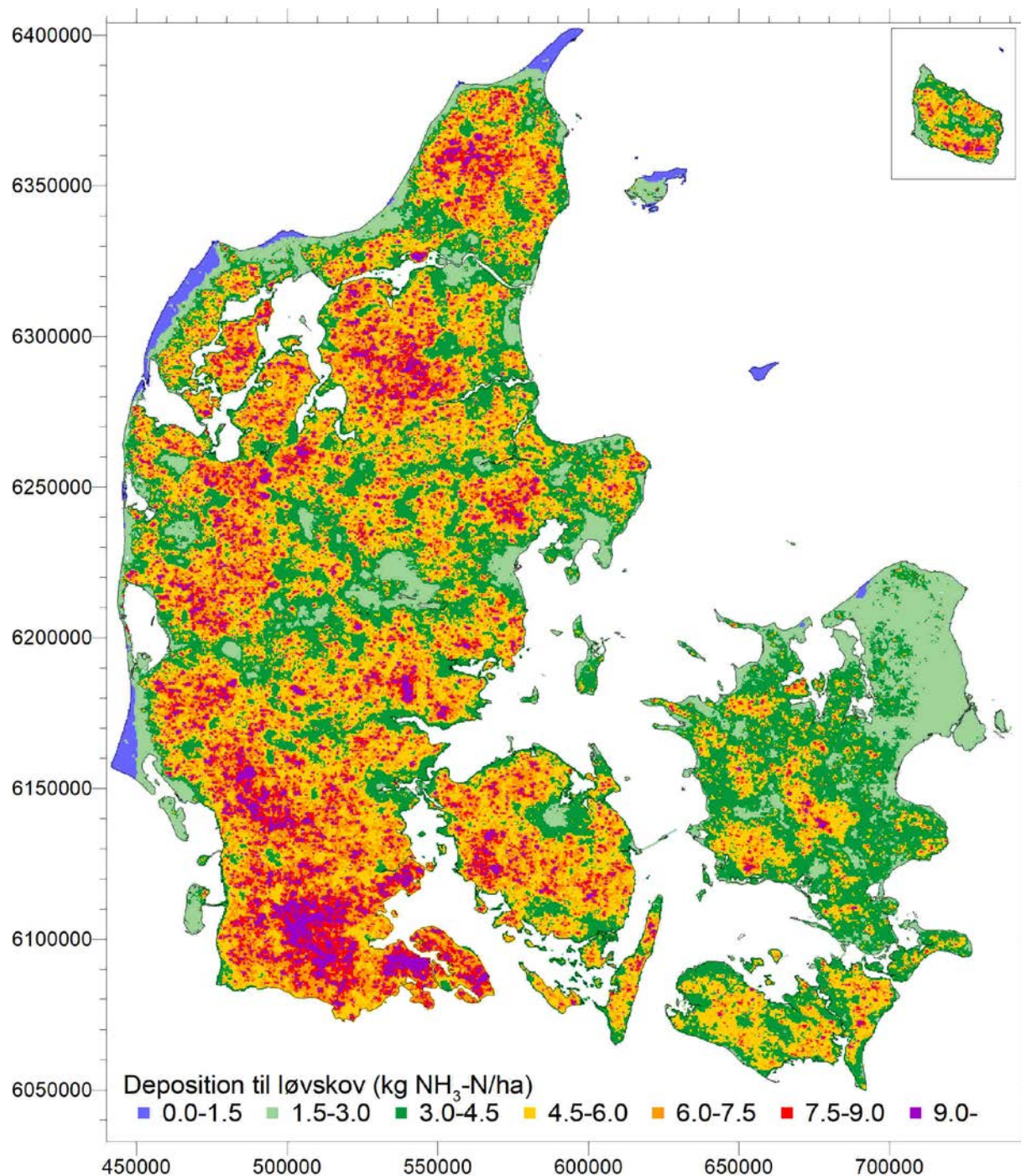
Figur A4. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i hhv. 2010, 2009 og 2004

Bilag 3 Tørdeposition af ammoniak til forskellige naturtyper

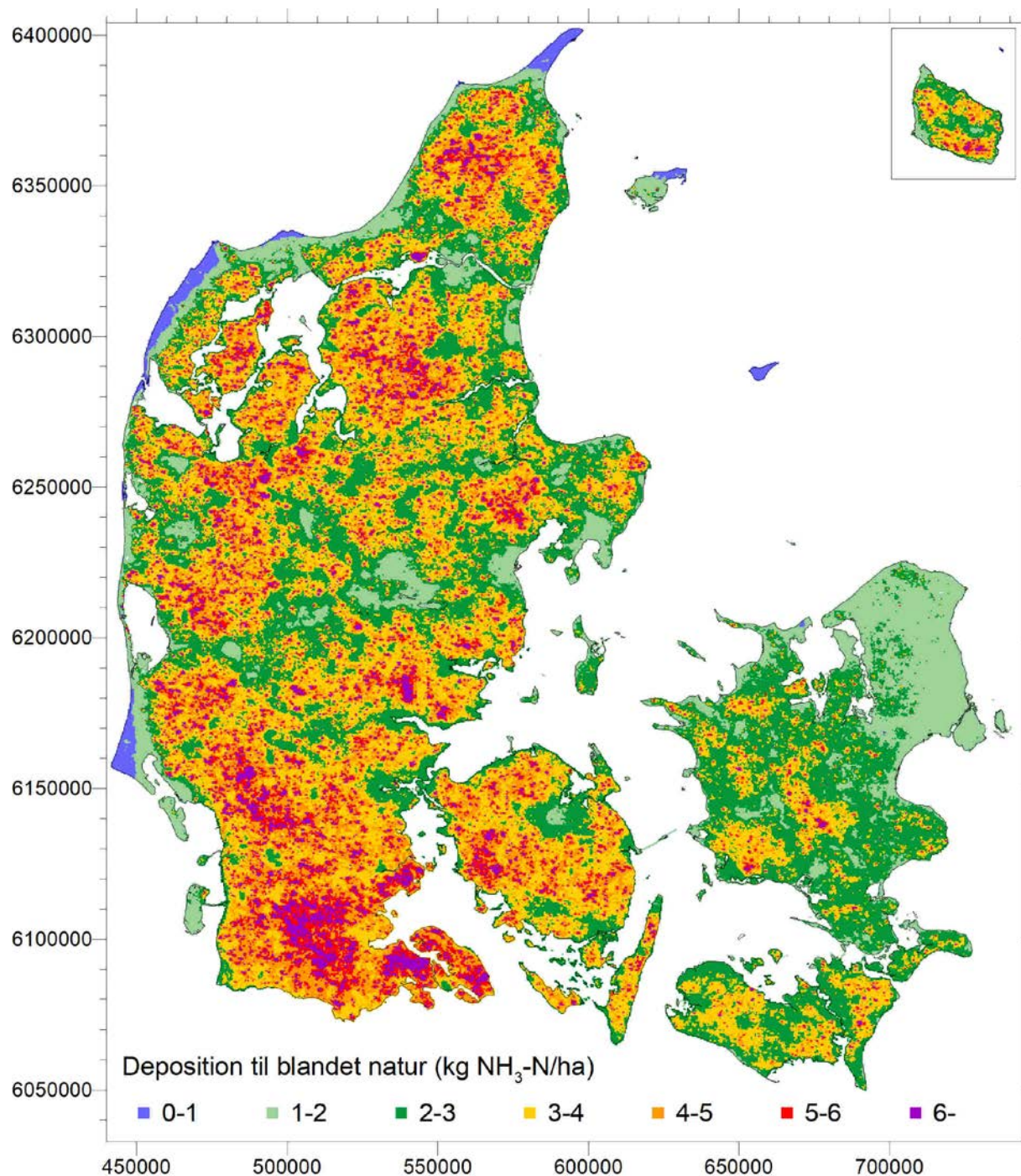
Eksempler på tørdepositionen af ammoniak til forskellige naturtyper i danske landområder beregnet med OML-DEP. Data er vist i et gitter med opløsning på 400 m. Data er vist for naturtyperne (jf. definitionerne i Husdyrgodkendelse.dk): løvskov, blandet natur (gennemsnitshøjde under 1/2 meter) og ringe vegetation (åbent land hovedsageligt uden læhegn, buske, træer eller bygninger).

Data ses i figur A.5 – A.7. Disse data er således beregnet lidt anderledes end i figur 2.7, hvor depositionen er vægtet i forhold til fordelingen af natur- og overfladetyper i de enkelte 400 m x 400 m gitterfelter.

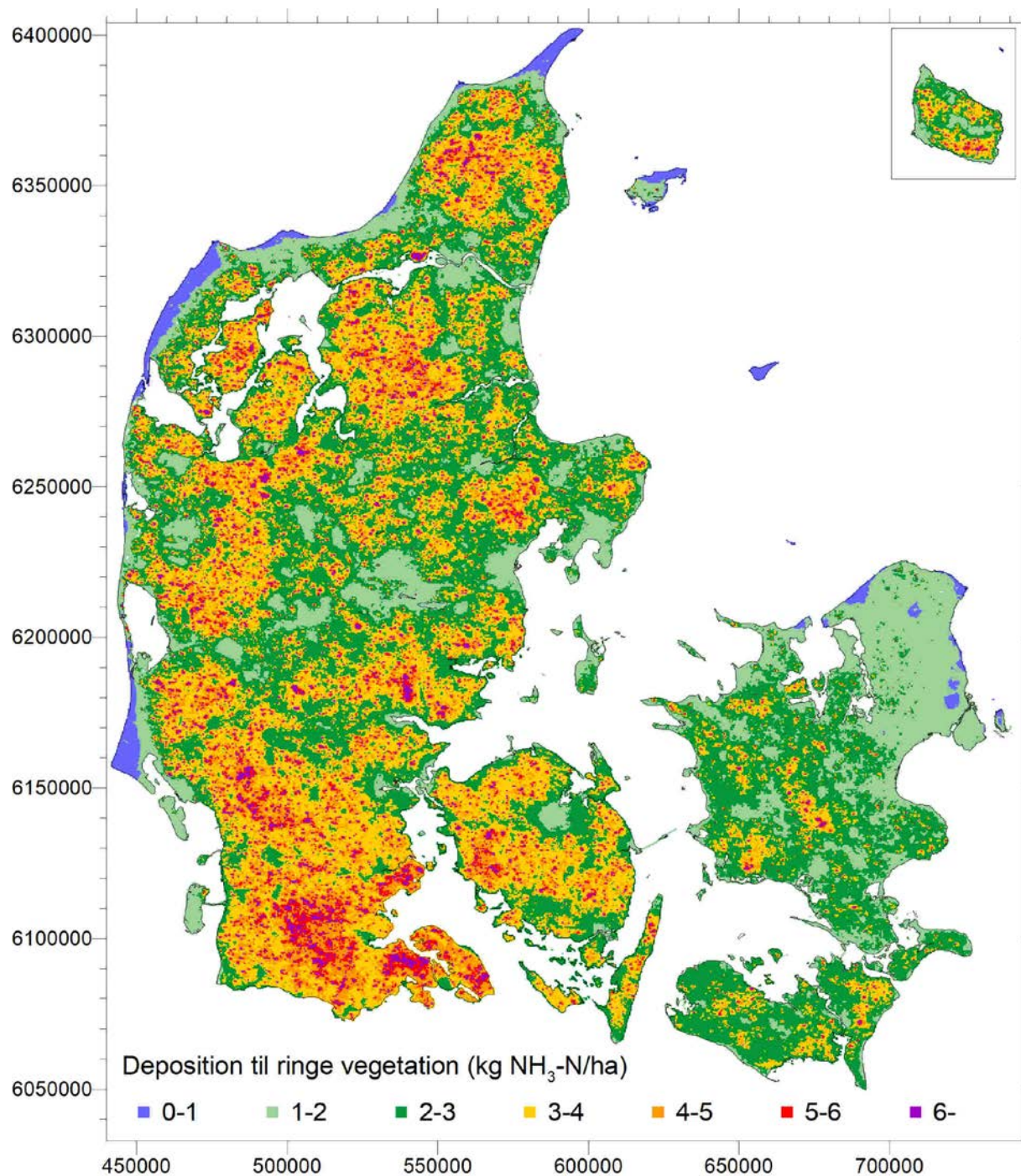
I figur A.5 med deposition til skov fremgår det, at området Rold Skov i Himmerland mellem Ålborg og Hobro fremtræder, som et område med lav deposition på 3-4,5 kg N/ha. Det skyldes, at koncentrationen i luften er lav primært på grund af stor afstand til emissionsområder og sekundært på grund af deposition til skoven generelt. Vest for Rold skov er depositionen til eventuel skov meget større (>9 kg/ha), fordi det er et område med emissioner.



Figur A.5 Tørdeponeret ammoniak til løvskog i 2017 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.



Figur A.6 Tørdeponeret ammoniak til blandet natur i 2017 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.

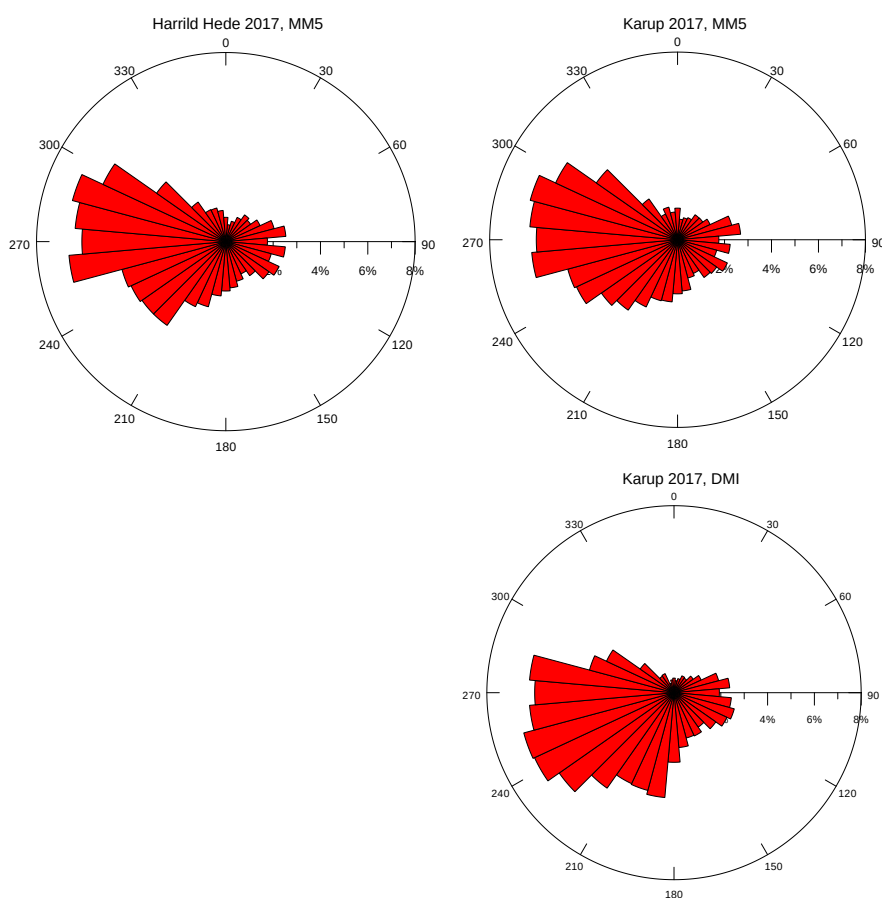


Figur A.7 Tørdeponeret ammoniak til ringe vegetation i 2017 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.

Bilag 4 Vindretninger ved Harrild Hede

Bilaget viser vindretninger for 2017. Data er dels fra DMI's målinger i Karup Lufthavn og dels fra vejrmodellen MM5 for både Harrild Hede og Karup Lufthavn. Karup Lufthavn ligger ca. 30 km nord for Harrild Hede.

Af figur A.8 fremgår, at MM5's vindretninger i Karup og Harrild Hede er meget ens. Der er dog forskel mellem DMI's og MM5's vindretninger, hvor MM5 har flere nord-nordvestlige vindretninger end Karup, som har flere sydvestlige vindretninger. Nordlige, østlige og sydlige vindretninger er lige hyppige i de tre figurer.



Figur A.8 Vindroser for Karup Lufthavn og Harrild Hede for 2017 på baggrund af data fra DMI og vejrmodellen MM5.

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2017

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2017 beregnet til hhv. 73 og 56 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 35 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2017 beregnet til ca. 7,2 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2017 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til samtlige naturområder i Danmark.

ISBN: 978-87-7156-382-5
ISSN: 2244-9981