



# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2018

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 351

2019



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



*[Tom side]*

# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2018

NOVANA

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 351

2019

Thomas Ellermann  
Rossana Bossi  
Jesper Nygaard  
Jesper Christensen  
Per Løfstrøm  
Christian Monies  
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. 351                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Titel:                                        | Atmosfærisk deposition 2018                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| Undertitel:                                   | NOVANA                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Forfattere:                                   | Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Nygaard, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Camilla Geels, Ingeborg Elbæk Nielsen og Maria Bech Poulsen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Institution:                                  | Institut for Miljøvidenskab                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| Udgiver:                                      | Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| URL:                                          | <a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| Udgivelsesår:                                 | 5. december 2019                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Redaktion afsluttet:                          | december 2019                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Faglig kommentering:                          | Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Ekstern kommentering:                         | Miljøstyrelsen. Ingen kommentarer                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Quality assurance, DCE:                       | Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Finansiell støtte:                            | Miljø- og Fødevareministeriet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Bedes citeret:                                | Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2019: Atmosfærisk deposition 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 351. <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| Sammenfatning:                                | Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2018 beregnet til hhv. 68 og 51 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM, som er blevet opdateret i forbindelse med beregningerne for 2018. Dette har givet en mindre justering af resultaterne. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med omkring 40 % siden 1990. Luftkoncentrationen var i gennemsnit omkring 58% højere i 2018 sammenlignet med de otte foregående år, hvilket skyldes de usædvanlige meteorologiske forhold i 2018. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2018 beregnet til ca. 6,4 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 2018 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 og modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til Harrild Hede. |
| 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:                                         | 978-87-7156-450-1                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| ISSN (elektronisk):                           | 2244-9981                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| Sideantal:                                    | 84                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Internetversion:                              | Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |

# Indhold

|                                                                                 |           |
|---------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b>                                                                   | <b>5</b>  |
| <b>Sammenfatning</b>                                                            | <b>6</b>  |
| <b>1 Indledning</b>                                                             | <b>9</b>  |
| 1.1 Overvågningsprogrammet                                                      | 10        |
| 1.2 Vejret i 2018                                                               | 14        |
| <b>2 Kvælstof</b>                                                               | <b>18</b> |
| 2.1 Relevans                                                                    | 18        |
| 2.2 Målsætning                                                                  | 18        |
| 2.3 Kvælstofdeposition i 2018                                                   | 18        |
| 2.4 Luftkoncentrationer i 2018                                                  | 19        |
| 2.5 Atmosfærisk belastning af danske farvande                                   | 22        |
| 2.6 Atmosfærisk belastning af danske landområder                                | 24        |
| 2.7 Kilder til kvælstofdeposition                                               | 25        |
| 2.8 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen                                | 26        |
| 2.9 Grænseværdier for NO <sub>x</sub> til beskyttelse af vegetation             | 28        |
| <b>3 Svovl</b>                                                                  | <b>29</b> |
| 3.1 Relevans                                                                    | 29        |
| 3.2 Målsætning                                                                  | 29        |
| 3.3 Svovldeposition i 2018                                                      | 29        |
| 3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder                                | 30        |
| 3.5 Grænseværdier for SO <sub>2</sub> til beskyttelse af vegetation             | 32        |
| 3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid | 33        |
| <b>4 Tungmetaller</b>                                                           | <b>36</b> |
| 4.1 Relevans                                                                    | 36        |
| 4.2 Målsætning                                                                  | 36        |
| 4.3 Tilstand og årsag                                                           | 36        |
| <b>5 Ozon og vegetation</b>                                                     | <b>42</b> |
| 5.1 Relevans                                                                    | 42        |
| 5.2 Målsætning                                                                  | 42        |
| 5.3 Tilstand, udvikling og årsag                                                | 43        |
| <b>6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer</b>                           | <b>49</b> |
| 6.1 Relevans                                                                    | 49        |
| 6.2 Målsætning                                                                  | 49        |
| 6.3 Våddeposition af pesticider                                                 | 50        |
| 6.4 Våddeposition af nitrophenoler                                              | 53        |
| 6.5 Våddeposition af PAH                                                        | 54        |
| 6.6 Målinger af pesticider i luften                                             | 55        |

|          |                                                                                                    |           |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>7</b> | <b>Fokuspunkt: Kvælstof i naturområder – målinger og modelberegninger på lokal skala</b>           | <b>61</b> |
| 7.1      | Ammoniakmålinger omkring Harrild Hede                                                              | 61        |
| 7.2      | Modelberegninger                                                                                   | 63        |
| 7.3      | Sammenligning af målinger og beregninger                                                           | 64        |
| 7.4      | Depositioner                                                                                       | 72        |
| 7.5      | Sammenfatning                                                                                      | 73        |
|          | <b>Referencer</b>                                                                                  | <b>75</b> |
|          | <b>Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer</b> | <b>79</b> |
|          | <b>Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne</b>    | <b>80</b> |
|          | <b>Bilag 3 Usikkerhed på vindretninger</b>                                                         | <b>84</b> |

## Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2018.

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 Fagdatacenter for luftkvalitet og er baseret på fagdatacentrets overvågning af luftkvaliteten og den atmosfæriske deposition i Danmark. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af tidligere års rapport med data indsamlet i 2018 (<https://dce2.au.dk/pub/SR304.pdf>).

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 2018. 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 har medført 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. Disse aktiviteter er videreført i 2018.

Modelberegningerne af deposition til de danske land- og farvandsområder er blevet opdateret i forbindelse med beregningerne for 2018. Den væsentligste opdatering er skift af model til beregning af de meteorologiske input-data. Opdateringerne har medført mindre justeringer i de beregnede depositioner, men der er tale om justeringer på under 6% for kvælstof og 13% for svovl. Justeringen er derfor lille set i forhold til de øvrige usikkerheder på modelberegningerne. Endvidere er modelberegningerne blevet udvidet med beregninger af ozonfluxen, som giver et bedre mål for ozons påvirkning af vegetation.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km<sup>2</sup>) er for 2018 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 68 ktøns N (6,4 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km<sup>2</sup>) til 51 ktøns N (12 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med ca. 40 % i perioden 1990-2018. 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.

Luftkoncentrationerne af navnlig ammoniak var væsentligt højere i 2018 end de forgående år. I gennemsnit for målestationerne var koncentrationen af ammoniak omkring 58 % højere i 2018 end i de foregående otte år. Årsagen er hovedsageligt de særlige meteorologiske forhold i 2018 med lav nedbør i det sene forår og store dele af sommeren.

Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på 15 målestationer fordelt på og lige uden for Harrild Hede i 2018. 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 48 % på Harrild Hede. Sammenligning mellem målinger og modelberegninger for de faste målestationer



viser, at modellen i 2018 overordnet set er i god overensstemmelse med måleresultaterne. Den store forskel mellem målinger og model på Harrild Hede er derfor et særligt problem, som vil blive undersøgt nærmere i det kommende år.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2018 beregnet med DEHM til ca. 6,4 ktøns 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 primært 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 2018 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 27 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.

Ozonkoncentrationerne i baggrundsområderne har ligget på omtrent samme niveau siden slutningen af 1980'erne. Middel af AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppbv; mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for perioden fra 2014-2018 ligger under 4.500 ppb timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). I 2018 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. For første gang er der endvidere inkluderet modelberegning af ozonflux, som indgår i forbindelse med overvågning af ozons påvirkning af vegetation. Ozonflux er en bedre indikator end AOT40, fordi ozonfluxen tager højde for at planterne for eksempel ikke påvirkes af ozon under tørke. I forbindelse med konventionen om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP) under UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) er der vedtaget kritiske niveauer (Critical levels) for POD<sub>γ</sub> (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold  $\gamma$ ), hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Det kritiske niveau for skov og korn (hvede) er overskredet i 2018. I 2017 var det kun den kritiske grænse for skov, som var overskredet.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø viser, at våddeposition af pesticider i 2018 lå på omkring henholdsvis 46  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  og 61  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  (19 udvalgte stoffer), hvoraf omkring 70 % alene stammer fra prosulfocarb. Våddepositionen af prosulfocarb i 2018 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. 590  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  og 560  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , og depositionen af PAH (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 18 stoffer) lå på hhv. 59  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  og 60  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ .

For en række af pesticiderne er der fundet sammenhæng mellem fund af pesticiderne i nedbøren, luften og perioderne for anvendelse af pesticiderne i Danmark, men der er også situationer, hvor sammenhængen ikke er særlig god. Dette indikerer, at danske kilder udgør en væsentlig andel af kilderne til de fundne pesticider, men bidrag fra udenlandske kilder kan også bidrage.

# 1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2018 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 i en særskilt årsrapport (*Ellermann et al., 2019a*).

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. Justeringerne har følgende betydning for 2018:

- Målinger af luftkoncentrationer af pesticider ved målestationen ved Risø blev begyndt i 2017 og fortsættes i 2018. 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 blev begyndt i 2017 og fortsættes i 2018. På Harrild Hede er der 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).

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 forurening.
- 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 2018, 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.

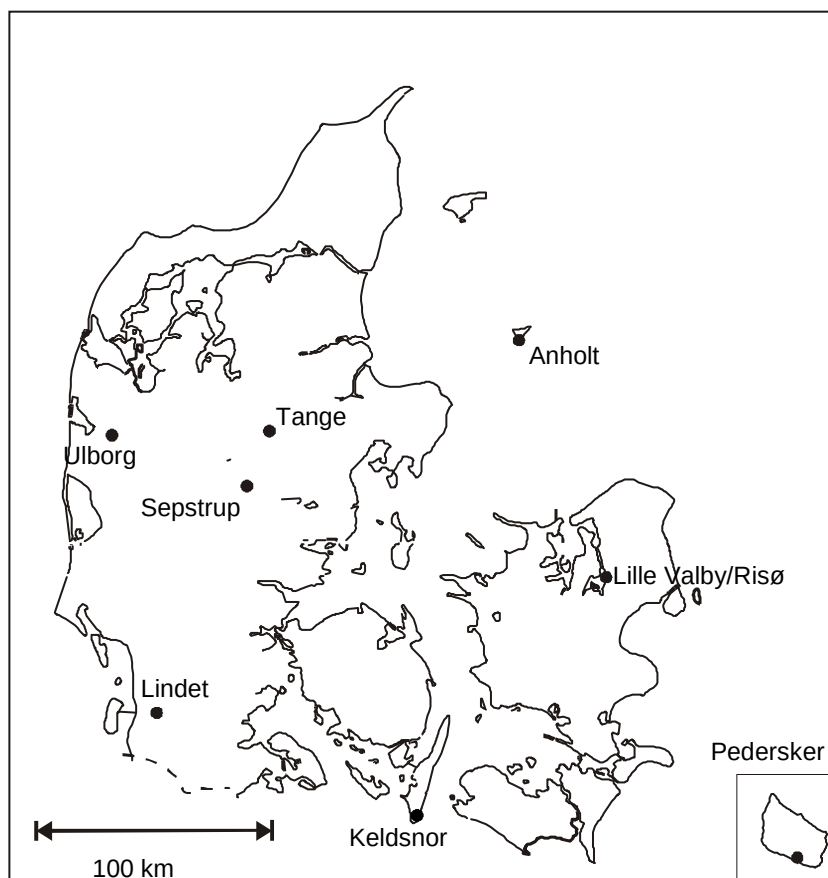
I 2018 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

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

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Ud over 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 2018 bestod denne del af programmet af naturstationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmosé), 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 <sub>2</sub> , Denuder                                               |
| Keldsnor            | Uorganisk, Tungmetaller      | Denuder, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub>                                           |
| Lille Valby/Risø*** | Uorganisk, Tungmetaller, MFS | Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , Pesticider |
| Lindet              | Uorganisk, Tungmetaller      | Passiv opsamler                                                                     |
| Pedersker           | Uorganisk, Tungmetaller      |                                                                                     |
| Sepstrup Sande      | Uorganisk, Tungmetaller, MFS |                                                                                     |
| Tange               |                              | Filterpack                                                                          |
| Ulborg              | Uorganisk, Tungmetaller      | Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub>              |

\* 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: NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> og partikulært N, S, Ni, As, Cd, og Pb. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Naturstation: Denuder med måling af NH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub> og partikulært NH<sub>4</sub> og NO<sub>3</sub>. Passiv opsamler: NH<sub>3</sub>.

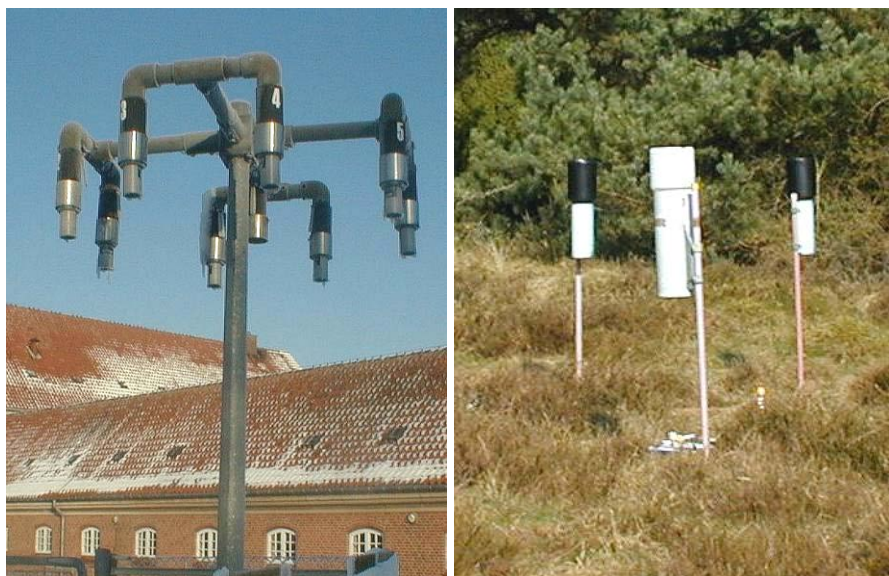
\*\*\* Målestationen ved Lille Valby blev juli 2010 flyttet 2 km vestover til Risø, hvor den blev udvidet med ekstra målinger.

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra Delprogram for luft under NO-VANA indgår de danske måleresultater i en række internationale monitoreringsprogrammer. 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 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 målestationerne. Til venstre: Filterpackopsamler til opsamling af luftprøver. Opsamleren består af en filterholder (for enden af hver af de otte arme) med tre filtre, som luften suges igennem, hvorved partikler og gasser opsamles og separeres. Til højre: Nedbørsopsamlere til bestemmelse af bulkdeposition (dvs. våddeposition plus et lille bidrag fra tørdeposition). Nedbørsopsamlerne består af et stativ, en tragt og en opsamlingsflaske monteret forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

Modelberegningerne for 2018 er udført med en ny og forbedret udgave af modellen lige som der også er anvendt en ny kilde til de meteorologiske data.



Baggrunden for at modelsystemerne opdateres på nuværende tidspunkt er hovedsageligt, at der er behov for opdatering af beregningerne af de helbredsrelaterede effekter af luftforureningen. Da det er essentielt, at det er den samme modelversion som anvendes i Delprogram for luft under NOVANA er modelberegningerne af depositionen rapporteret i denne årsrapport blevet opdateret samtidig med opdateringen af de dele, som er relevant i forbindelse med beregning af helbredseffekterne. De vigtigste ændringer ligger inden for følgende del af modelberegningerne:

- **Meteorologiske input-data.** Den væsentligste ændring i forbindelse med beregningerne af luftforureningsniveauer er sket i relation til de meteorologiske modeller. Disse modeller anvendes til beregning af de detaljerede 3-D meteorologiske data, der fungerer som input til DEHM-modellen. I det tidligere modelsystem, anvendtes MM5-modellen udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR). Modellen blev sidst opdateret i 2008. I det nye system anvendes modellen WRF (Weather Research and Forecasting model), som er NCAR's afløser for MM5. Ændringen er en fordel, fordi den nye model har konsistente data tilbage til 1990, mens det ikke var tilfældet med den gamle model. Endvidere bliver den nye model fortsat forskningsmæssigt udviklet, hvilket heller ikke var tilfældet med den gamle. Se yderligere detaljer i Ellermann et al. (2019b). I forhold til modelberegningerne af depositionen, så har skiftet i meteorologiske input-data den konsekvens, at nedbørsmængderne er nedjusteret i WRF i forhold til MM5. Dette kan ses i Figur 1.3, som viser forskellen i nedbørsmængderne for Danmark og de omkringliggende farvande.
- **Emissionsdata.** Til beregningerne med DEHM på regional skala anvendes EMEP's nyeste tilgængelige udledningsdatasæt for 2016, som har en horisontal opløsning på  $0.1^\circ \times 0.1^\circ$  (svarende til omkring 11 km i N-S retningen) (EMEP, 2019). Det tidligere anvendte datasæt fra EMEP har en opløsning på 50 km x 50 km. Derudover er de nye udledningsdata fra EMEP opdelt efter et nyt system (GNFR; Gridded Nomenclatur For Reporting) i modsætning til de tidligere anvendte data, som er opdelt efter SNAP-systemet (Selected Nomenclatur for Air Pollution). Se yderligere detaljer i Ellermann et al. (2019b).

De danske udledninger er uændrede og baseret på SPREAD-modellen, som er en model til beregning af den geografiske fordeling af de danske udledninger med en geografisk fordeling på 1 km x 1 km. Beregninger for 2018 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser udarbejdet af DCE for det foregående år, dvs. 2017 for  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$ , VOC, CO og  $\text{SO}_2$  (Nielsen et al., 2019).

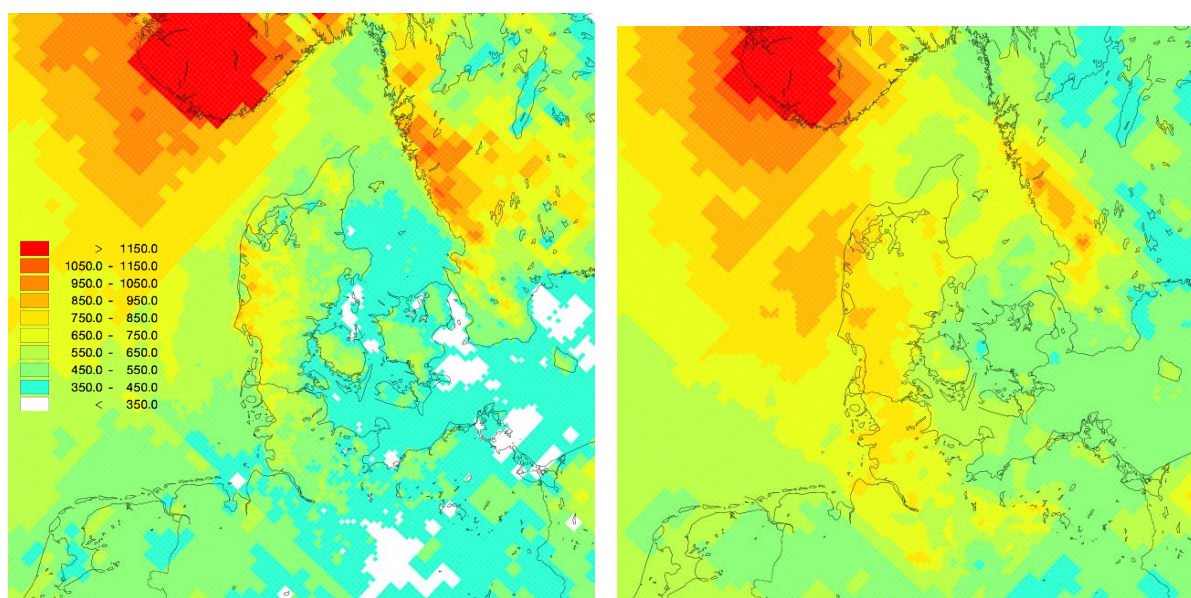
Udledningerne for skibsemissionerne er ligeledes uændrede. Disse er for 2018 baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2017, som er udarbejdet på basis af en tidligere emissionsopgørelse med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Olesen et al., 2009).

- **Kemiskema og tørdepositionsregninger.** Der er foretaget mindre justeringer af kemiskemaet i DEHM-modellen, hvor der nu er inkluderet en bedre og mere omfattende beskrivelse af partiklerne i modellen, hvilket dog ikke spiller en stor rolle i forbindelse med beregning af deposition af kvælstof og svovl. Derudover er der foretaget en mindre ændring af depositionsregningerne, hvilket primært har indflydelse på beregningerne for det arktiske område og ikke giver ændringer for depositionen til danske land- og farvandsområder.

Opdateringerne af modellen og de meteorologiske input-data har medført mindre justeringer i de beregnede depositioner, men der er tale om justeringer på under 6% for kvælstof og 13% for svovl. Justeringerne er derfor små set i forhold til de øvrige usikkerheder på modelberegningerne.

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.

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 (Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel til Ammoniakdeposition). Med dette modelsystem beregnes afsætning af kvælstof med en geografisk opløsning på 400 m x 400 m inden for 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. Beregningerne for 2018 er foretaget med de samme meteorologiske data fra WRF, som er blevet brugt til modelberegningerne med DEHM. I Fokuspunktet (Kapitel 7) beskrives modelsystemet yderligere.

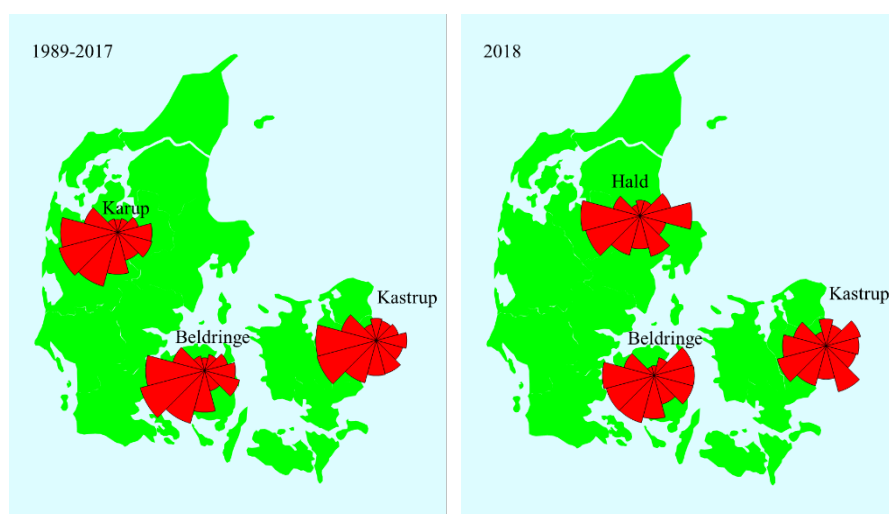


**Figur 1.3.** Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model WRF (venstre) og MM5 (højre) for 2018. Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

## 1.2 Vejret i 2018

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 2018.

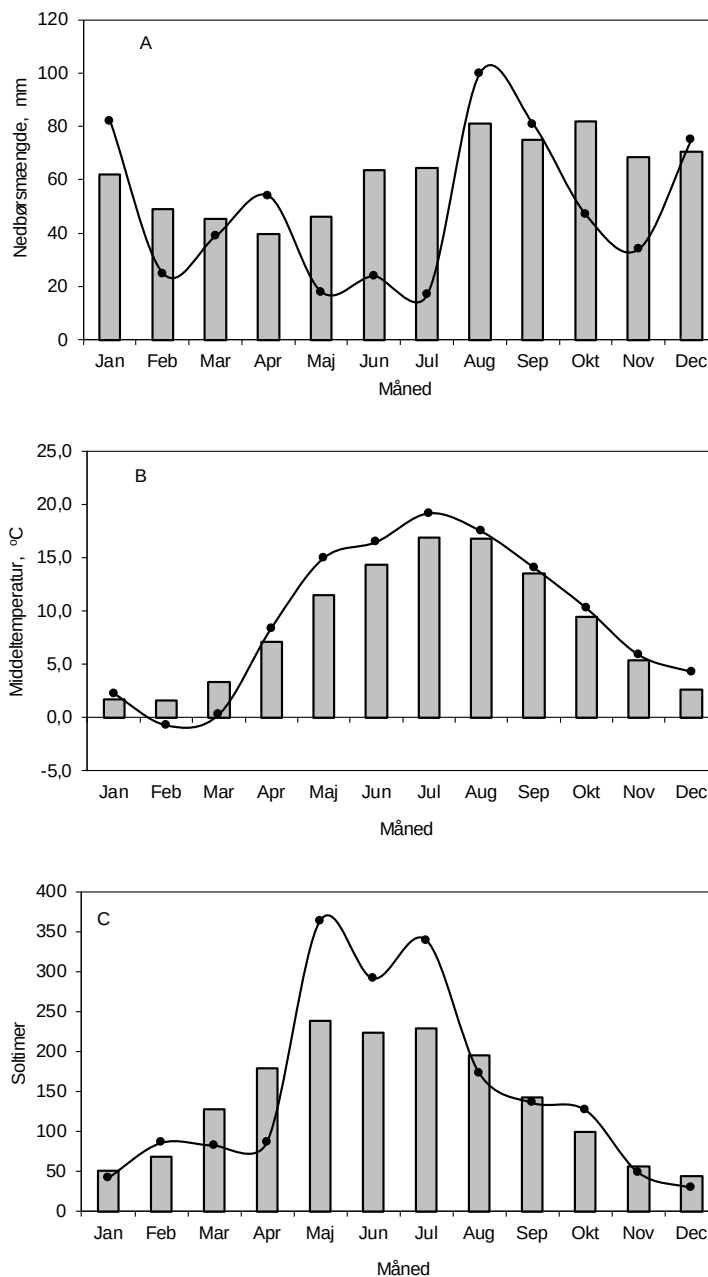
En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer, hvor luftmasserne kommer fra, og hvor hurtigt de bevæger sig. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurening er høje. Figur 1.4 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Karup er dog blevet udskiftet med data fra Hald grundet fejl i data for Karup for 2018. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2018 som sædvanligt var vest til sydsydvest, men vindrosen for 2018 afviger væsentligt fra gennemsnittet, da vindretninger fra øst til sydøst var væsentligt mere hyppig i 2018 end gennemsnit for perioden 1989-2017. Dette hænger sammen med det tørre og varme vejr i sommeren 2018, idet vindretninger fra øst til sydøst typisk er koblet med varmt og tørt vejr. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem de døgn, som det har taget at transportere luftforureningen til Danmark.



**Figur 1.4.** Vindroser for Karup/Hald, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2017, mens der til højre vises gennemsnit for 2018. Karup er erstattet med Hald, da der desværre var fejl i data fra Karup i 2018. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var usædvanligt lav i 2018 og maj til og med begyndelsen af august var præget af tørke. Med kun 593 mm nedbør var 2018 det mest nedbørsfattige år side 1997. Landsgennemsnittet for nedbør i Danmark i 2018 var 31 % lavere end i 2017 (849 mm), 17 % lavere end normalen for 1961-1990 (712 mm) og 21 % lavere end gennemsnittet for perioden 1989-2018 (747 mm) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2019). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.5 A). Mest markante afvigelser fra gennemsnittet var meget lavere nedbør i perioden fra maj til lidt ind i august, men også lavere nedbør i oktober og november. I 2018 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (omkring 700 mm) om end nedbørsmængden var væsentligt mindre end normalt. Til sammenligning faldt der 400-500 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2019), og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger med den meteorologiske

model WRF foretaget af DCE viser et tilsvarende billede af fordelingen af nedbørmængderne over land (Figur 1.3). Beregninger af nedbør over hav viser tilsvarende et billede med betydeligt lavere nedbør over vandområderne i 2018 end i 2017. Der er endvidere væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen).



**Figur 1.5.** Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2018, mens søjlerne angiver middel for 1989-2018. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2019).

2018 var sammen med 2007 det næstvarmeste siden 1837. Den årlige middellufttemperatur i 2018 var 9,5 °C og dermed 0,6 °C over 2017 (8,9 °C). Middellufttemperaturen var 1,8 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7 °C (DMI, 2017), og 0,8 °C højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2018, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007; DMI, 2019). Den første del af året var koldere end sædvanligt, mens april til

og med juli var varmere end gennemsnit for 1989-2018 (Figur 1.5 B). Maj til juli var endvidere præget af udsædvanligt meget sol (Figur 1.5 C) og 2018 var det mest solrige år siden 1920. Antallet af soltimer var på 1806 timer, hvilket er langt over normalen for perioden 1961-1990 (1.495 timer) og gennemsnittet for perioden 1989-2018 (1.655 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007; DMI, 2019).

**Links:** Yderligere information om målestationerne:

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

Yderligere information om luftforureningsmodeller: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/>

## 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 foretage tiltag til beskyttelse 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 kvælstof-ilterne 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).

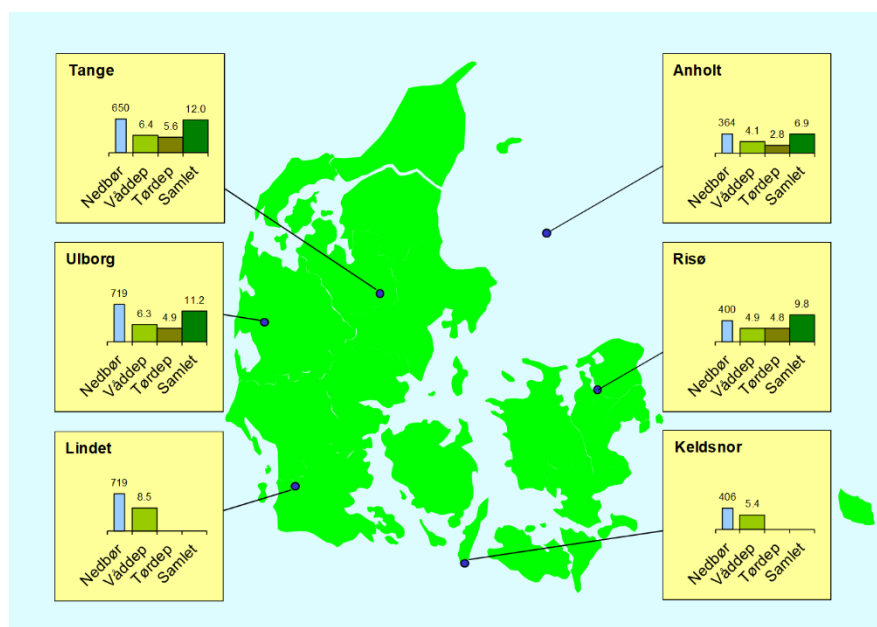
### 2.3 Kvælstofdeposition i 2018

I 2018 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 2018 i områderne omkring hovedstationerne lå på 7-12 kg N/ha, hvilket i gennemsnit er på samme niveau, som deposition til landområderne omkring målestationerne i 2017. Målingerne viste en deposition til vandområderne ved Anholt på 5,0 kgN/ha, hvilket er omkring 18 % lavere end i 2017, hvilket skyldes den lille nedbørsmængde i 2018 set i forhold til 2017. Våddepositionen udgør den største del af depositionen til vandområder, så derfor slår en nedgang i våddepositionen relativt tydeligt igennem. Over land er depositionsfordelingen mere jævnt fordelt på våd- og tørdeposition og i 2018 blev nedgang i våddeposition modsvaret af en lige så stor stigning i tørdeposition, som følge af de højere luftkoncentrationer i 2018.

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 40 %.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25 % for deposition til vandområderne og 27-43 % for deposition til landområderne. Årsagen til de relativt høje usikkerheder 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 2018. 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/>

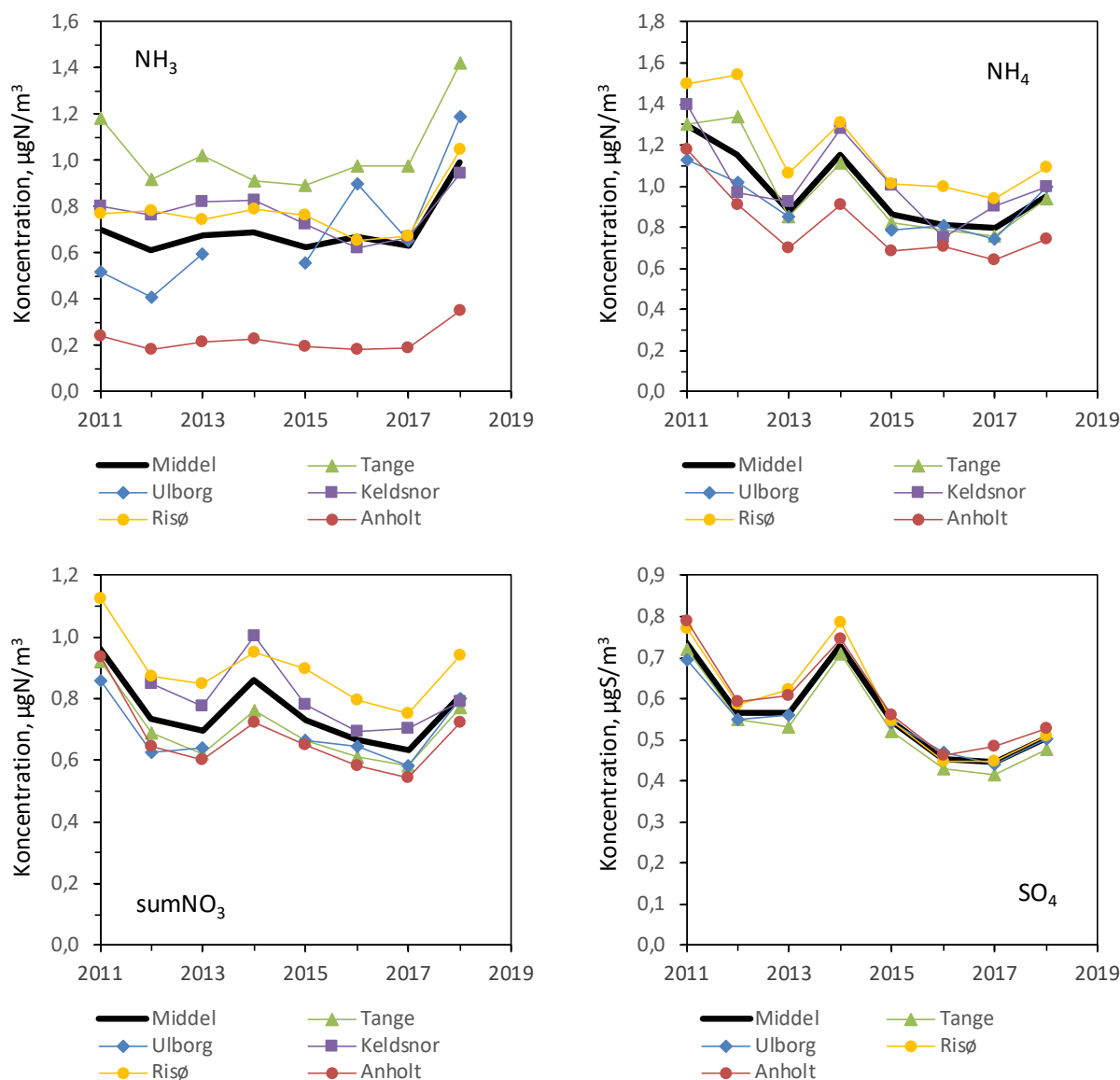
## 2.4 Luftkoncentrationer i 2018

I 2018 er der blevet målt betydeligt højere koncentrationer af ammoniak end i de seneste år. Derfor er der inkluderet et ekstra afsnit i årsrapporten omkring disse forhøjede luftkoncentrationer og årsagerne hertil.

Figur 2.2 viser udviklingstendens gennem de seneste 8 år for luftkoncentrationerne af ammoniak ved fem større målestationer i baggrundsområderne. Fra 2017 til 2018 ses en stigning i luftkoncentrationerne på omkring 85 % ved Anholt og Ulborg og omkring 48 % ved Keldsnor, Tange og Risø. I gennemsnit er stigningen på omkring 58 %. Figur 2.2. viser også, at der er en stor stigning



i partikelbundet ammonium og sumnitrat (summen af partikelbundet nitrat og salpetersyre. Partikulært bundet nitrat udgør typisk 80-90 % af sumnitrat). I gennemsnit er stigningen på henholdsvis 20 og 27 % for partikelbundet ammonium og sumnitrat. Til sammenligning viser figur 2.2 også udviklingsendensen for partikelbundet sulfat, som viser en udviklingstendens, der er meget lig den for partikelbundet ammonium og sumnitrat om end med en lidt mindre markant stigning fra 2017 til 2018 (13 % i gennemsnit).



**Figur 2.2.** Udviklingen i luftkoncentrationer af ammoniak (NH<sub>3</sub>) og partikulært bundet ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), sumnitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + HNO<sub>3</sub>) og partikulært bundet sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) i perioden fra 2011 til 2018. Målingerne ved Tange, Ulborg, Risø og Anholt er foretaget ved hjælp af filterpack-opsamler, mens målingerne ved Keldsnor er foretaget med denuder.

Den ensartede udvikling på alle målestationere og den generelle stigning i alle de viste luftforureningskomponenter peger på en fælles årsag til stigningen fra 2017 til 2018. Ofte ses år til år variationer i luftkoncentrationerne, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. 2018 var et år med usædvanlige meteorologiske forhold (se afsnit 1.2), hvilket kunne pege på, at netop de meteorologiske forhold var årsag til stigningen. Ændringer i danske og udenlandse emissioner kan imidlertid også være årsag til stigningen fra 2017 til 2018 eller det kan være en kombination af disse to årsager.

Variationen fra 2017 til 2018 for partikelbundet kvælstof og sulfat er større end normalt, men dog ikke større end tidligere observeret for eksempel fra 2013 til 2014. Stigningen fra 2013 til 2014 skyldes udelukkende de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, da udledningerne fra 2013 til 2014 var stort set uændrede (EMEP, 2019). Det vurderes derfor som mest sandsynligt, at variationerne fra 2017 til 2018 ligeledes skyldes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

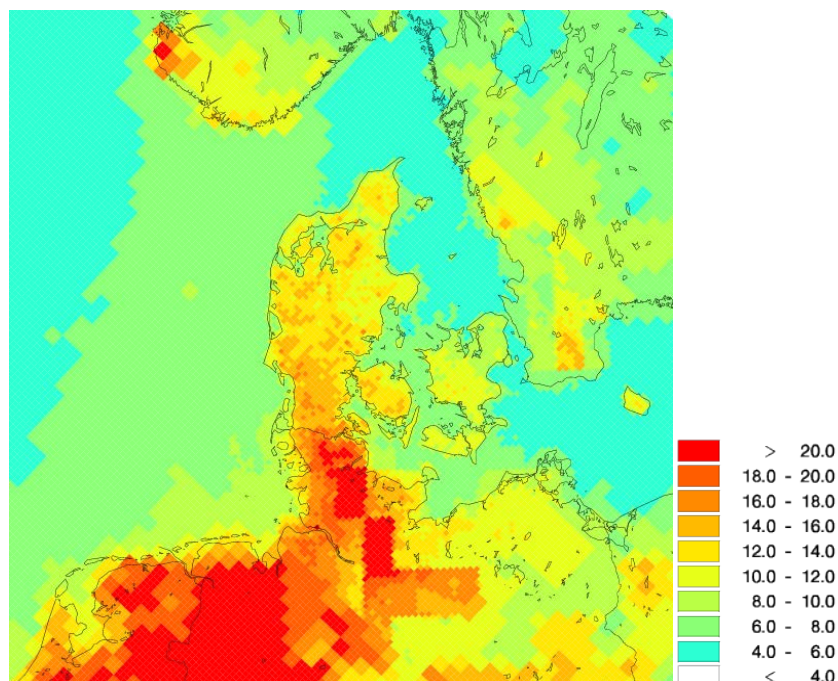
For ammoniak er ændringerne udsædvanligt store og tidligere er der ikke blevet observeret så store variationer fra år til år. Figur 2.3 viser sæsonvariationen i luftkoncentrationen af ammoniak på de fire målestationer, hvor ammoniak opsamles med filterpackopsamlere. Figuren viser gennemsnit for 2013 til 2017, resultaterne for 2018 og foreløbige resultater for dele af 2019. Det ses tydeligt, at 2018 afviger fra gennemsnit af 2013 til 2017 i perioden fra april til august, og at det er denne periode, som er årsagen til den usædvanligt store stigning i koncentrationen fra 2017 til 2018.

Perioden fra maj til den første del af august 2018 var præget af udsædvanligt lav nedbør og høje temperaturer. Den lave nedbør medfører højere luftkoncentrationer, da udvaskningen af ammoniak fra luften vil være lav. Samtidigt vil høje temperaturer give højere fordampning af ammoniak, hvilket ligeledes vil medvirke til øgede luftkoncentrationer. Endvidere indikerer de foreløbige resultater for 2019, at luftkoncentrationerne i denne periode ligger på niveau med gennemsnit for 2013 til 2017. Det er derfor mest sandsynligt, at de høje luftkoncentrationer i denne periode skyldes de særlige meteorologiske forhold i 2018.

I april 2018 lå luftkoncentrationerne også tydeligt over gennemsnit for 2013 til 2017. De meteorologiske forhold i april var ikke på samme måde som maj til august meget usædvanlige, men til gengæld var marts køligere end normalt (se afsnit 1.2). Luftkoncentrationerne i det tidlige forår er imidlertid meget påvirkelige overfor de meteorologiske forhold, da de meteorologiske forhold bestemmer, hvornår forårsudbringningen af gødning foretages. De meteorologiske forhold (nedbør, temperatur, vind) i forbindelse med selve udbringningen og perioden umiddelbart efter kan endvidere give store variationer i luftkoncentrationerne i det tidlige forår. For de tre ud af fire målestationer ses lavere luftkoncentrationer i marts og højere luftkoncentrationer i april end for gennemsnit af 2017 til 2018 (Figur 2.3). Den mest sandsynlige forklaring på de høje koncentrationer i april er derfor, at den kolde marts måned har forsinket forårsudbringningen til april.

Sammenfattende vurderes det, at ændringerne i luftkoncentrationerne af ammoniak og partikelbundet kvælstof fra 2017 til 2018 mest sandsynligt skyldes de særlige meteorologiske forhold i 2018. Endvidere at 2018 skal ses som et enkeltstående år med udsædvanligt høje luftkoncentrationer af ammoniak. Opgørelserne af emissionerne fra danske og udenlandske kilder er endnu ikke lavet for 2018, så på nuværende tidspunkt er det ikke muligt at vurdere om emissionsændringer har bidraget til stigningen i luftkoncentrationerne. På nuværende tidspunkt vurderes det dog mest sandsynligt, at emissionsændringerne kun spiller en mindre rolle.





**Figur 2.4.** Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2018. 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 2018. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

| Hovedfarvand                | Tørdeposition<br>1.000 ton N | Våddeposition<br>1.000 ton N | Total deposition<br>1.000 ton N | Total deposition<br>per areal<br>kgN/ha | Areal<br>km <sup>2</sup> |
|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------------|--------------------------|
| Nordsøen – dansk del        | 13                           | 20                           | 33                              | 6,8                                     | 48.754                   |
| Skagerrak – dansk del       | 2,5                          | 3,7                          | 6,2                             | 5,9                                     | 10.329                   |
| Kattegat – svensk del       | 1,6                          | 2,5                          | 4,1                             | 6,0                                     | 6.743                    |
| Kattegat – dansk del        | 4,9                          | 5,4                          | 10                              | 6,1                                     | 16.830                   |
| Nordlige Bælthav            | 1,3                          | 1,2                          | 2,6                             | 6,6                                     | 3.909                    |
| Lillebælt                   | 1,0                          | 0,9                          | 1,8                             | 8,5                                     | 2.170                    |
| Storebælt                   | 1,7                          | 1,5                          | 3,2                             | 7,0                                     | 4.519                    |
| Øresund - dansk del         | 0,4                          | 0,4                          | 0,7                             | 5,6                                     | 1.336                    |
| Øresund - svensk del        | 0,3                          | 0,3                          | 0,6                             | 5,8                                     | 950                      |
| Sydlig Bælthav - dansk del  | 1,0                          | 0,8                          | 1,8                             | 7,3                                     | 2.547                    |
| Østersøen - dansk del       | 4,2                          | 3,6                          | 7,8                             | 5,2                                     | 14.926                   |
| Alle danske farvandsområder | 30                           | 38                           | 68                              | 6,4                                     | 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/>

## 2.6 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af kvælstof til de danske landområder er for 2018 beregnet til 51.000 tons N (Figur 2.4 og Tabel 2.2). Opdateringen af vores modelsystem herunder anvendelsen af ny kilde til de meteorologiske input data (se afsnit 1.1) har ikke ændret på den beregnede deposition af kvælstof i 2018.

Depositionen af kvælstof til de danske farvande er i 2018 omtrent på niveau med 2017. DEHM giver omkring 6 % lavere deposition i 2018 (51.000 tons N) end i 2017 (55.000 tons), men en forskel fra år til år på kun 6 % er lille set i forhold til den usikkerhed, der er forbundet med modelberegningerne.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 12 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 2.4), 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  $\pm 40$  % (for gennemsnit af gitterfelterne). Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

### Links

Deposition af kvælstof til de enkelte regioner og kommuner kan findes på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

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

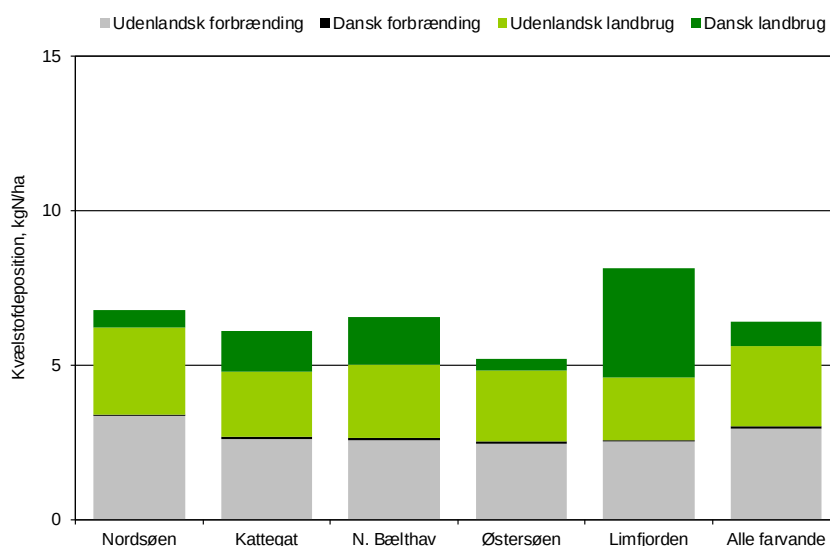
**Tabel 2.2.** Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2018.

|             | Tørdeposition<br>1.000 ton N | Våddeposition<br>1.000 ton N | Total deposition<br>1.000 ton N | Total deposition per<br>areal kgN/ha | Areal<br>km <sup>2</sup> |
|-------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|
| Nordjylland | 5,6                          | 3,5                          | 9,1                             | 12                                   | 7.908                    |
| Midtjylland | 10                           | 6,1                          | 16                              | 12                                   | 13.094                   |
| Syddanmark  | 10                           | 6,2                          | 17                              | 14                                   | 12.130                   |
| Sjælland    | 4,6                          | 2,7                          | 7,3                             | 10                                   | 7.268                    |
| Hovedstaden | 1,5                          | 0,8                          | 2,3                             | 9                                    | 2.528                    |
| Hele Landet | 32                           | 19                           | 51                              | 12                                   | 42.927                   |

## 2.7 Kilder til kvælstofdeposition

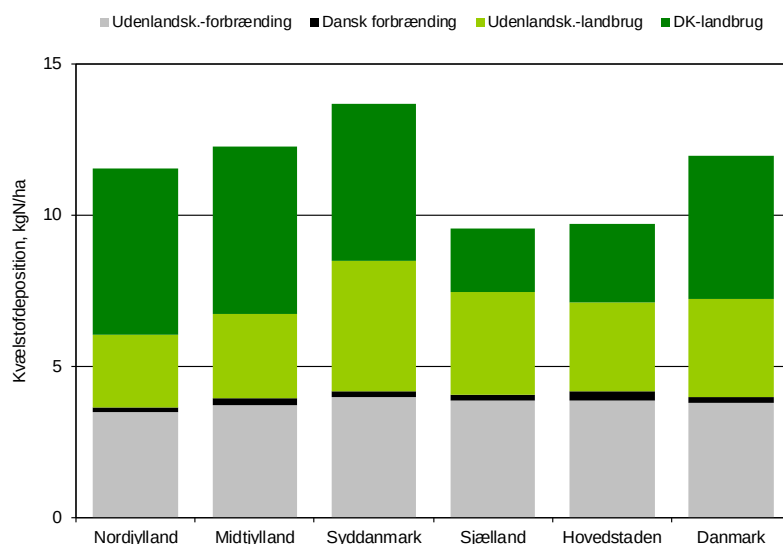
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere, hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med 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 2018 kom ca. 67 % og 33 % af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 53 % og 47 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



**Figur 2.5.** Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2018 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 2.5). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til at være på ca. 13 % i 2018. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (25 %), Kattegat (22 %), Lillebælt (25 %) og Storebælt (19 %) og den mindste i Nordsøen (9 %), det Sydlige Bælthav (8 %) og den danske del af Østersøen (8 %). For lukkede fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjorden, hvor ca. 44 % stammer fra danske kilder. Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, idet år med meget nedbør typisk giver relativt større bidrag fra udlandet og vice versa. Figur 2.5 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 2.6.** Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2018 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 2.6) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 41 %. Den største danske andel ses for Nord- og Midtjylland med 47-49 % fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 26 %. 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.

Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. I et år som 2018, hvor nedbøren var lav er bidraget fra udlandet relativt lav, hvilket vil medføre at de danske kilder får relativt større betydning.

## 2.8 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.7 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. 40 % 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 2.7) 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 2.7 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 2.7 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. 2018 var også et år med udsædvanlige meteorologiske forhold. Det var både udsædvanligt tørt og varmt. Den lave nedbørsmængde medførte et fald i våddepositionen, men til gengæld steg luftkoncentrationerne betydeligt, hvilket førte til en stigning i tørdepositionen. For depositionen til landområderne kompenseredes fald i våddeposition med en tilsvarende stigning i tørdepositionen. For farvandene udgøres depositionen for en stor del af våddeposition, så her blev faldet i våddeposition kun delvis kompenseret i stigningen i tørdepositionen, hvilket medførte et mindre fald i depositionen fra 2017 til 2018.

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.

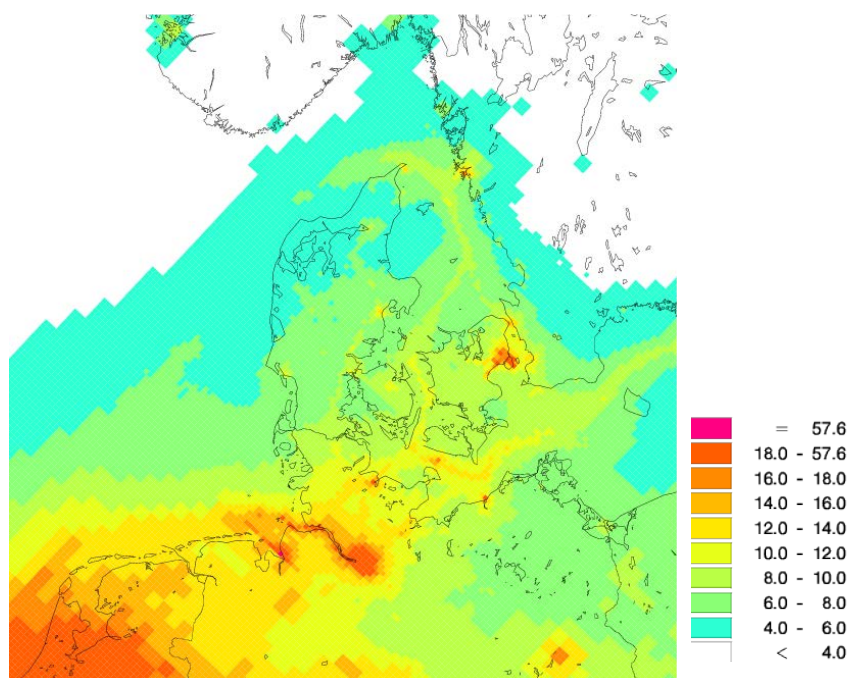
De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposition foretaget ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul, som anvendes i modelberegningerne.



**Figur 2.7** 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.*, 2019) og fra EU-landene fra EMEP (EMEP, 2019).

## 2.9 Grænseværdier for NO<sub>x</sub> 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<sub>x</sub>. Grænseværdien gældende uden for bymæssige områder er på 30 µg NO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> (per definition regnes NO<sub>x</sub> som NO<sub>2</sub>) som årsmiddelværdi. Resultater for 2018 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.8. For størstedelen af landet uden for byerne ligger årsmiddelkoncentrationerne under 10 µg NO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2018.



**Figur 2.8.** Årsmiddelkoncentrationer af NO<sub>x</sub> i 2018 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO<sub>x</sub> beregnet som NO<sub>2</sub> (µg NO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>).

## 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 2018

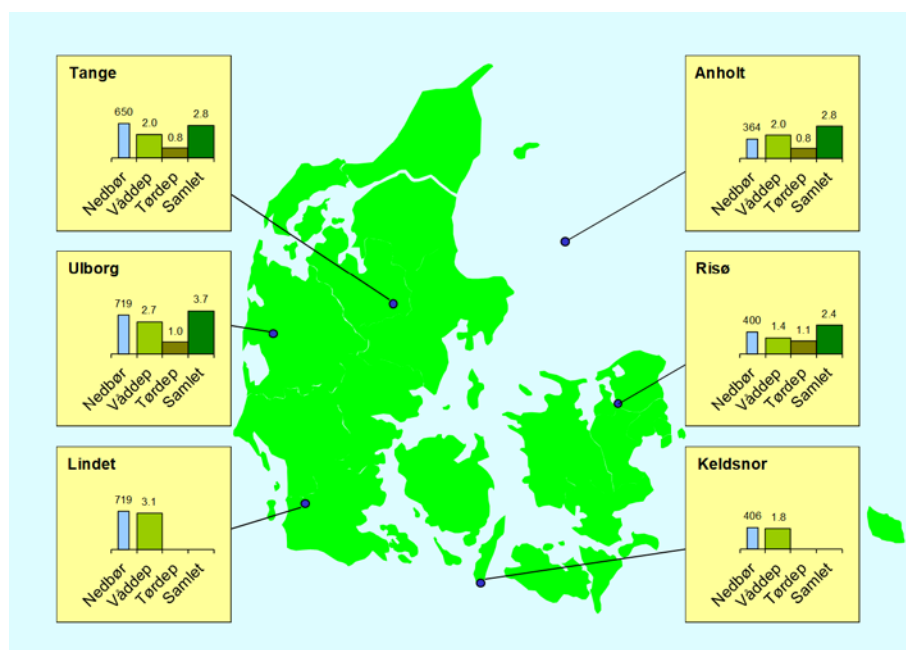
Resultaterne i 2018 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,4-3,7 kgS/ha for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne nogenlunde på samme niveau som i 2017.

Den højeste deposition blev i 2018 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 2018. 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.

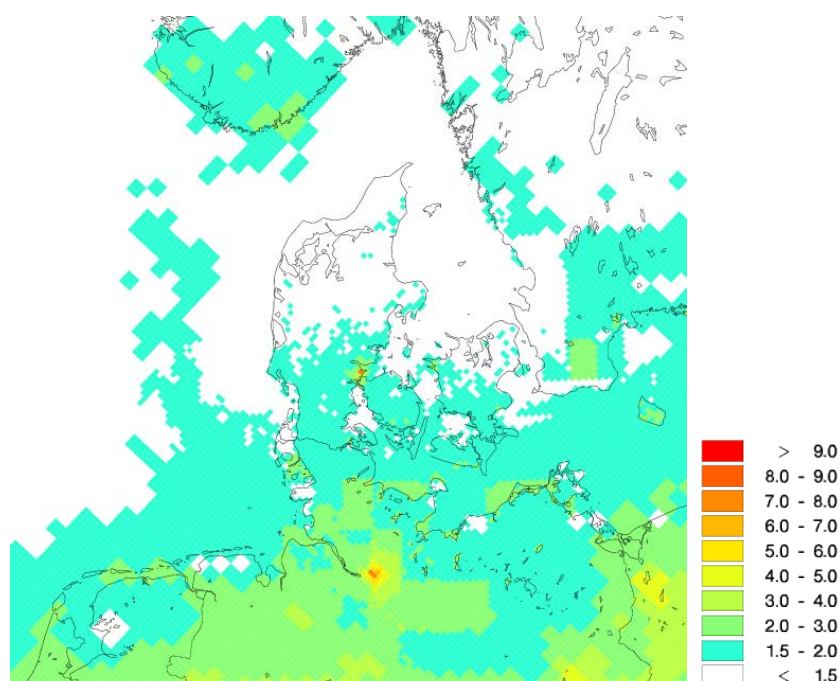
### 3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2018 beregnet til 6.400 tons S. Opdateringen af modelsystemet herunder anvendelsen af ny kilde til de meteorologiske input data (se afsnit 1.1) har givet anledning til en mindre nedjustering af depositionen. Det nye modelsystem beregner en 13% lavere deposition i 2018 end det tidligere anvendte modelsystem.

Depositionen til de danske landområder er i 2018 omtrent på niveau med 2017. DEHM giver omkring 6% højere deposition i 2018 end i 2017, men en forskel fra år til år på kun 6% er lille set i forhold til den usikkerhed, der er forbundet med modelberegningerne.

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 1,5 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 15 % af den samlede deposition i 2018. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (13 - 16 %).



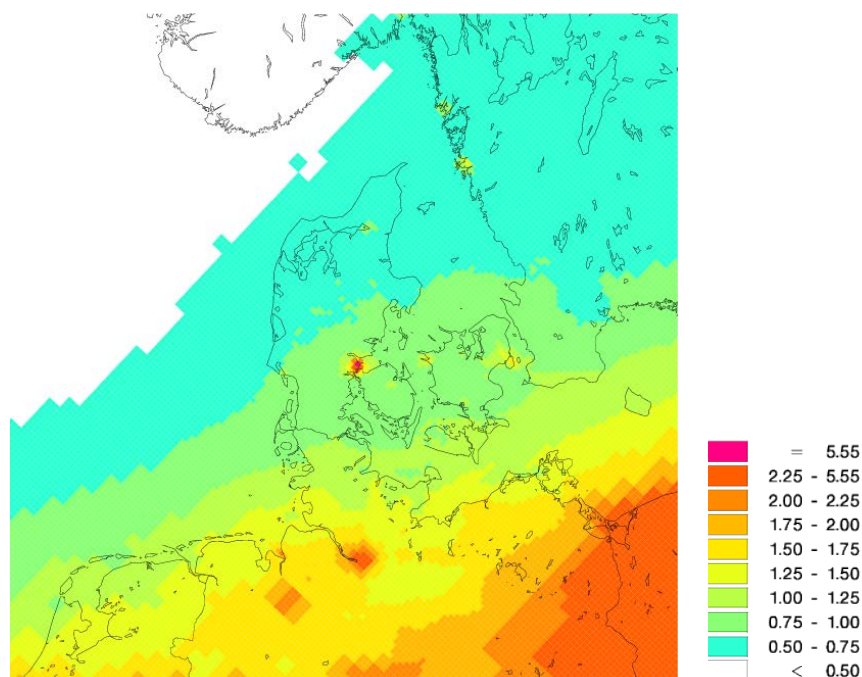
**Figur 3.2.** Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2018. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeld deposition for de to typer af overflader. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 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 målestationerne 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  $\pm 40$  %.







**Figur 3.4.** Vintermiddeldkoncentration (1. oktober – 31. marts) af  $\text{SO}_2$  i 2018 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. 80 %. 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. Det lille fald i depositionen fra 2017 til 2018 skyldes de ekstraordinært lave nedbørsmængder i 2018. 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.

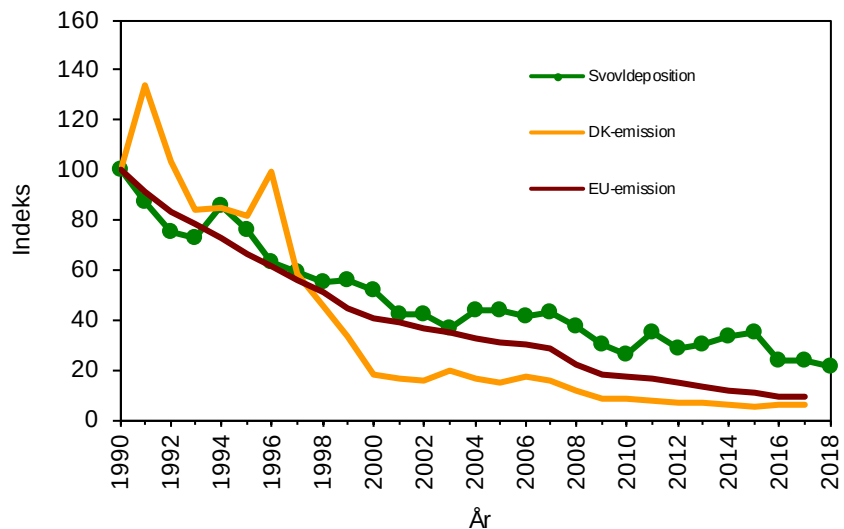
Udledningerne af svovl fra skibstrafik spiller også en rolle for deposition af svovl i Danmark og denne rolle er blevet relativt mere betydende, fordi de landbaserede kilder er blevet reguleret, mens reguleringen af udledningerne fra skibstrafik tidligere var begrænset. Den Internationale Maritime Organisation har vedtaget reguleringer af udledningerne af svovl fra skibstrafik med



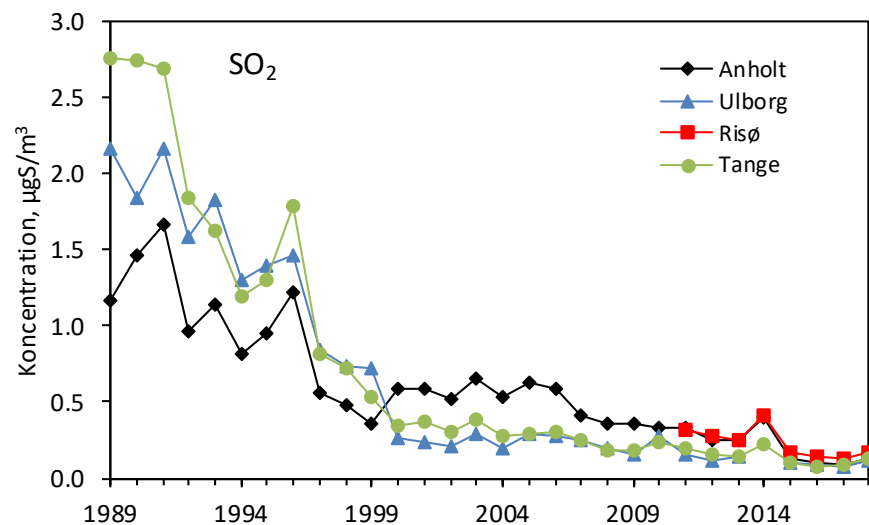
en reduktion af svovl i brændstof fra omkring 2,7 % før 2007 til 1,5 % i 2007 gældende for Nordsøen og Østersøen, hvilket i denne sammenhæng dækker alle de danske farvande. Fra 2010 er det tilladte svovlindhold yderligere reduceret til 1,0 %, og der er gennemført krav om anvendelse af brændstof med 0,1 % 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.

Ud over 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. Den lille stigning i koncentrationen fra 2017 til 2018 er et eksempel på dette, idet den lave nedbørsmængde i 2018 har reduceret udvaskningen fra atmosfæren hvilket har medført højere luftkoncentrationer. 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., 2019) og fra de 28 EU-lande fra EMEP (EMEP, 2019).



**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. Afsnittet omfatter også arsen, som principielt set ikke er et tungmetal, men for overskuelighedens skyld omtales arsen parrallelt med tungmetallerne.

### 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

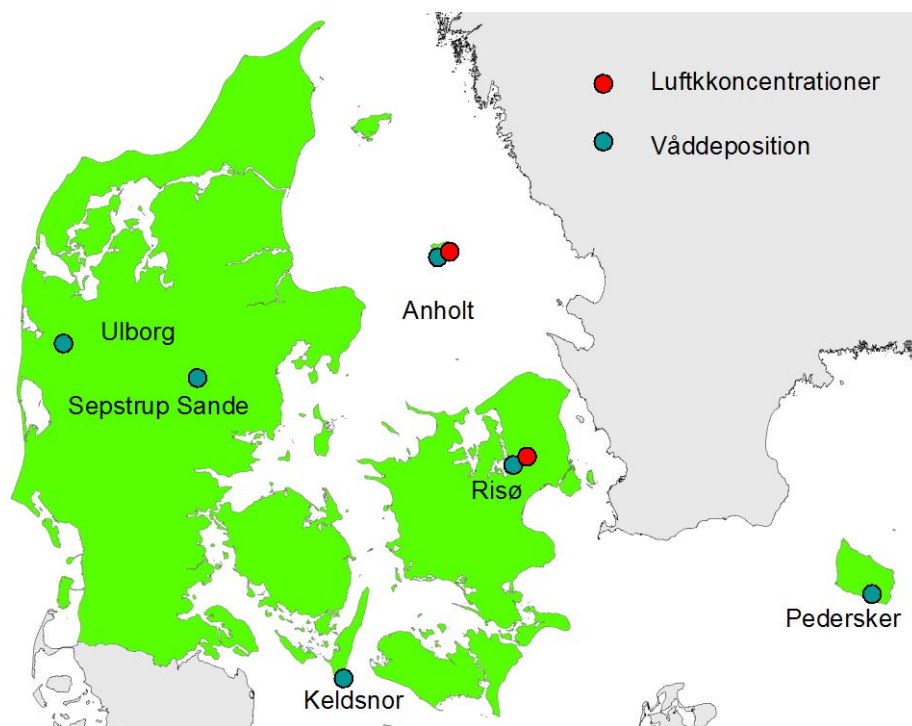
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I 2010 blev antallet af målestationer reduceret, så der siden 2010 kun har været målt luftkoncentrationer af tungmetaller 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 uden for 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 2018.

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  $\mu\text{m}$  eller mindre. For disse partikler vil depositionen til bulkopsamlere 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 bulkopsamlere. 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  $\pm 80$  %). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til vand og 20-30 % til land), hvilket betyder, at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke medfører samme store usikkerhed på estimatet af den samlede deposition.

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

**Tabel 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 2018. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2017 (EMEP, 2019).

| Stof        | Deposition til land<br>$\mu\text{g}/\text{m}^2$ | Deposition til<br>vand<br>$\mu\text{g}/\text{m}^2$ | Estimeret deposition                             |                                                     | Emission                |
|-------------|-------------------------------------------------|----------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|-------------------------|
|             |                                                 |                                                    | Landområder<br>(43.000 $\text{km}^2$ )<br>ton/år | Indre farvande<br>(31.500 $\text{km}^2$ )<br>ton/år | Danske kilder<br>ton/år |
| Cr, krom    | 100                                             | 89                                                 | 4                                                | 3                                                   | 1,8                     |
| Ni, nikkel  | 140                                             | 130                                                | 6                                                | 4                                                   | 3,2                     |
| Cu, kobber  | 805                                             | 740                                                | 35                                               | 23                                                  | 43                      |
| Zn, zink    | 6.600                                           | 6.400                                              | 280                                              | 200                                                 | 64                      |
| As, arsen   | 80                                              | 71                                                 | 3                                                | 2                                                   | 0,3                     |
| Cd, cadmium | 18                                              | 17                                                 | 0,8                                              | 0,5                                                 | 0,8                     |
| Pb, bly     | 532                                             | 500                                                | 23                                               | 13                                                  | 12                      |
| Fe, jern    | 27.000                                          | 25.000                                             | 1.200                                            | 780                                                 | -                       |

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 2019)) 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 cadmium ses et stort spring i luftkoncentrationerne fra 2010 til 2011, hvilket skyldes ændring til en bedre analysemetode med bedre detektionsgrænse og springet er derfor ikke udtryk for et reelt skift i koncentrationerne.

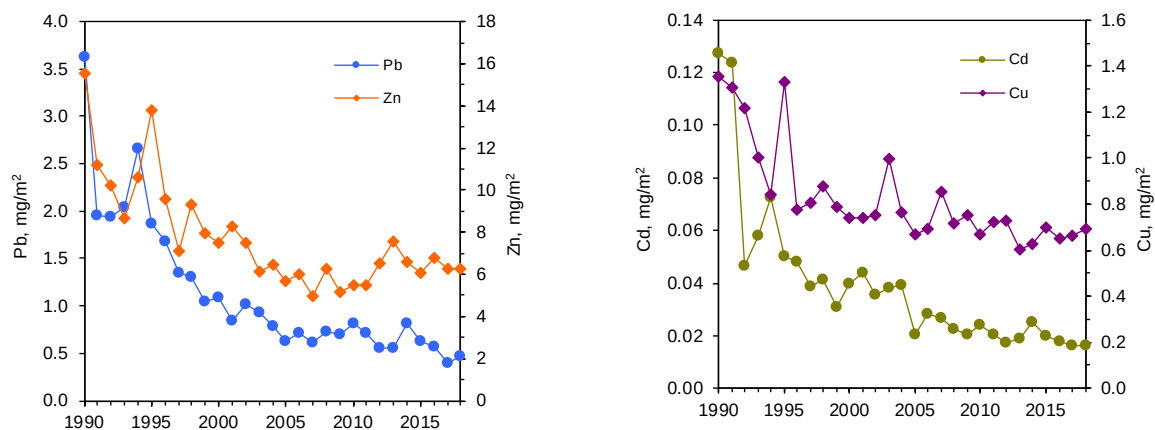
For kobber (Cu) ses en uændret emission for EU-landene, mens der ses en stigning for de danske emissioner. Udviklingstendensen for våddeposition og luftkoncentrationer følger i begyndelsen af 1990'erne ikke udviklingen i emissionerne, men efter 1995 ligger luftkoncentrationer og våddeposition på et stort 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 vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i våddepositionen.

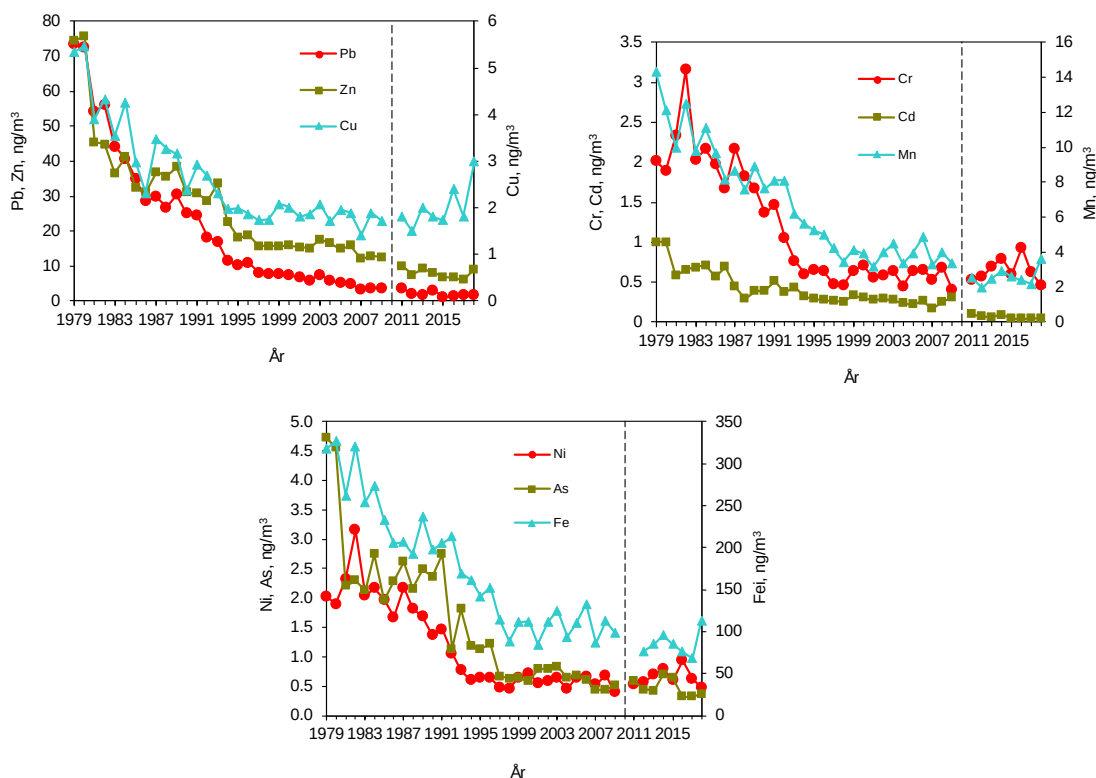
For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen. Disse er mængden af nedbør, antallet af byer, nedbørsintensiteten samt i hvilket omfang transport af luftmasser med høje koncentrationer af partikler falder sammen med regnhændelser. Af disse grunde ses ofte en større variation 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.

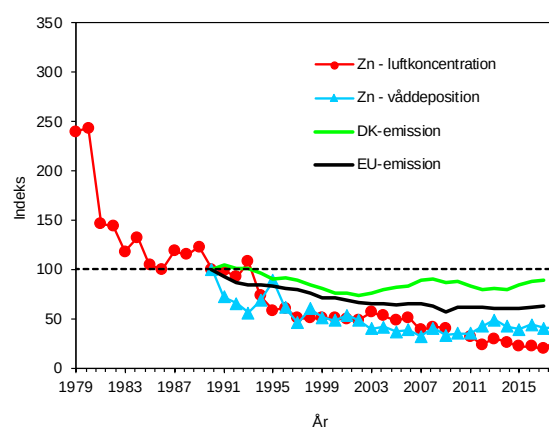
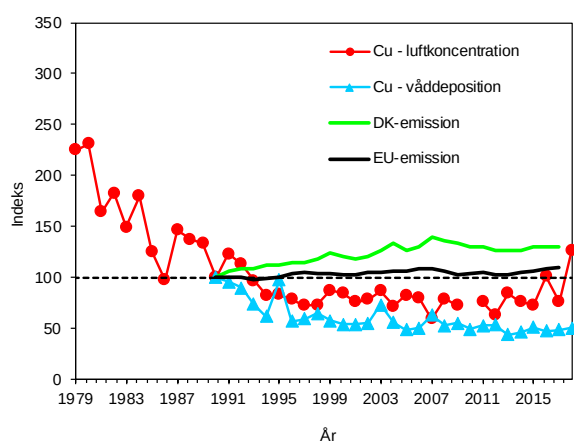
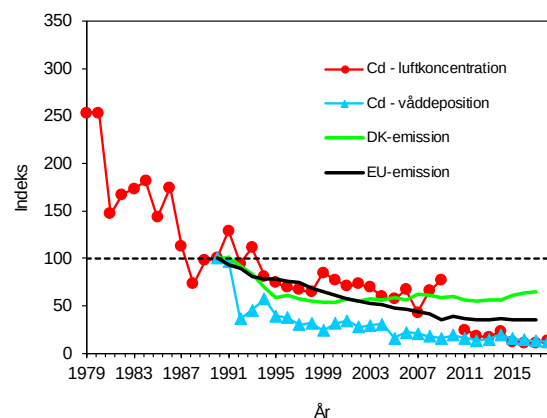
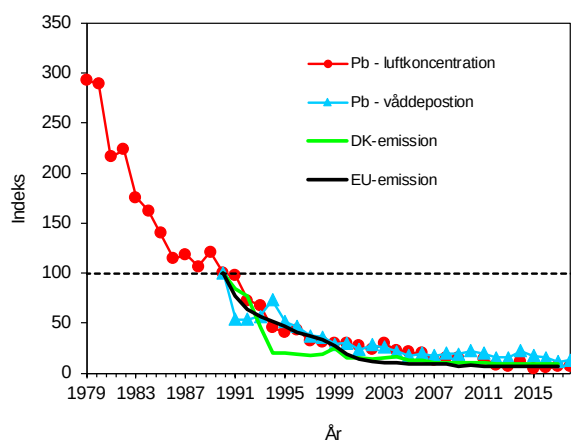




**Figur 4.2.** Tidsudvikling i årlig våddeposition siden 1990 af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er  $\text{mg/m}^2$ , hvilket svarer til  $\text{kg/km}^2$ .



**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 2011-2018 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, 2019). 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 i EU's luftkvalitetsdirektiv valgt at bruge et index, der kaldes AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppb), som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppb ozon. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier 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  $10.000 \pm 5.000$  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 målværdi for AOT40 på 9.000 ppb-timer (=18.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -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  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

Forskning har imidlertid vist, at AOT40 ikke giver en tilstrækkelig god beskrivelse af de faktiske forhold omkring ozons skadelige effekt. Alle planter har et ydre overfladelag, som beskytter planterne mod ozon. Det er først, når ozon optages igennem planternes spalteåbninger, at ozon bliver skadelig. Ozon opløses i det væskelag, som omgiver cellerne, hvorved der kan dannes frie radikaler og reaktive syrederivater. De frie radikaler og syrederivaterne er kemisk set meget reaktive, og det er disse kemiske reaktioner, som ødeægger cellernes strukturer. Optaget af ozon styres af hvor meget spalteåbningerne er åbne. En indikator baseret alene på ozonkoncentrationen (AOT40) kan derfor ikke i tilstrækkeligt grad beskrive, i hvilket omfang ozon giver skader på planterne.

For at forbedre beskrivelsen af ozons skadelige effekt på planter har EU i forbindelse med det reviderede direktiv om nationale emissionslofter (EU, 2016) fastlagt, at den skadelige effekt af ozon skal baseres på  $\text{POD}_\gamma$  (Phytotoxoc Ozone Dose above a threshold  $\gamma$ ), som er en indikator baseret på beregning af den akkumulerede ozonflux gennem spalteåbningerne i løbet af en vækstsæson. Ibrugtagning af denne nye indikator er i høj grad sket på basis af det arbejde, som har været udført under UNECE's (United Nations Economic Commission for Europe) konvention om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP), hvor Working Group on Effects har lavet omfattende studier for at fastlægge denne indikator bedst muligt (Mills, 2017).

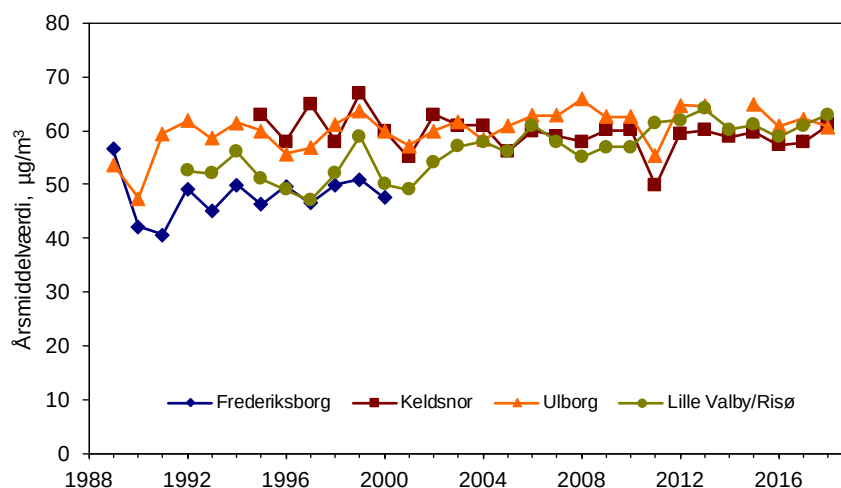
POD<sub>Y</sub> er lige som AOT40 baseret på en tærskelværdi. Ozonfluxen skal op over en vis tærskelværdi, før ozon gør skade. Enheden for ozonfluxen er nmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, hvor m<sup>-2</sup> henfører til et mål for vegetationens bladareal. Tærskelværdien  $\gamma$  afhænger af plantetypen. For skov og semi-naturlig vegetation er den 1 nmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> og for korn (hvede) 3 nmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> (Mills, 2017). Den akkumulerede ozonflux POD<sub>Y</sub> (enhed mmol m<sup>-2</sup>) beregnes for vækstsæsonen, hvor planterne har aktive spalteåbninger. Til eksempel er vækstsæson fastlagt til perioden fra den 1. april til 30. september for skov og 90 dage for korn (Mills, 2017).

For at kunne inkludere ozonflux under overvågningsprogrammet er regional-skalamodellen DEHM blevet udvidet med et modul til beregning af ozonflux og det er første gang at resultater for ozonflux indgår i overvågningsprogrammet. Yderligere detaljer om ozonflux kan findes i Ellermann et al. (2019c).

### 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 2018 ligger årsgennemsnittet på 61-62 µg/m<sup>3</sup> (svarende til 30-31 ppbv) med den højeste koncentration ved Risø. Årsmiddelkoncentrationer ligger i 2018 på niveau med 2017 og årsmiddelkoncentrationerne har ligget på samme niveau gennem de seneste 15 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 2018 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<sub>x</sub>-emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

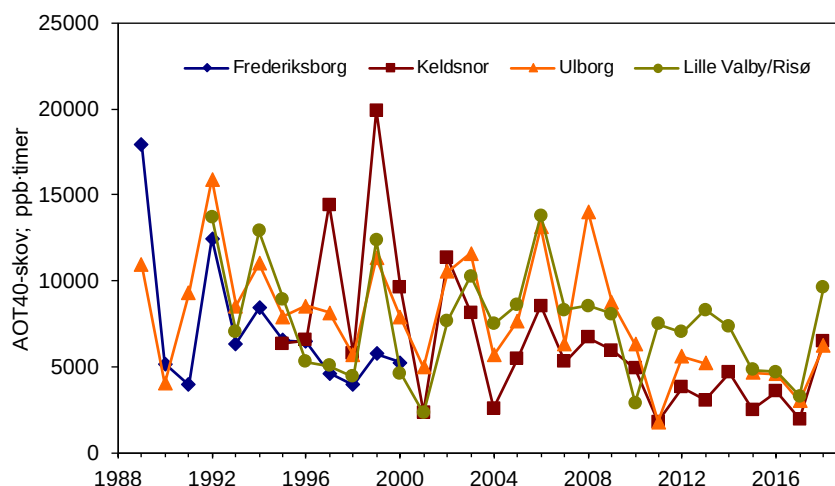
Siden målingernes start i 1990 ses endvidere en svag stigning i koncentrationerne af ozon på målestationerne i Danmark. Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af kvælstofoxiderne og de flygtige organiske forbindelser (eng. 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<sub>2</sub>) 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.



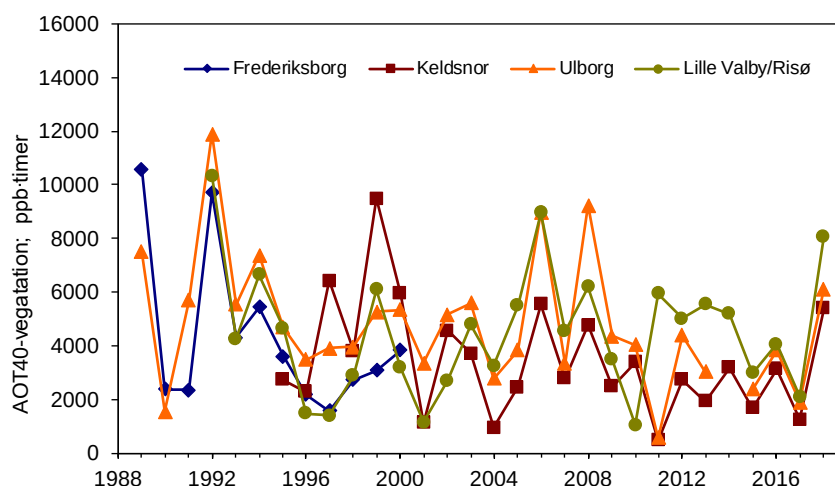
**Figur 5.1.** Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

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 2018 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 6.000 og 9.600 ppb-timer, hvilket er væsentligt højere end i 2017. De højere værdier i 2018 skyldes den varme tørre sommer i store dele af Europa, hvilket gav hyppigere episoder med høje koncentrationer set i forhold til 2017. På trods af dette ligger alle målestationerne 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 2018 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 6.000 og 8.000 ppb-timer, hvilket igen er væsentligt højere end i 2017. Dette skyldes ligeledes de meteorologiske forhold i 2018, som gav anledning til hyppigere episoder med høje koncentrationer af ozon. Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2018. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2014-2018 (Keldsnor: 2.900 ppb-timer; Ulborg: 3.500 ppb-timer; Risø: 4.500 ppb-timer) under målværdien, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC, 2008) blev overskredet på alle målestationer i 2018 og som gennemsnit for de seneste 5 år ved Ulborg og 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.

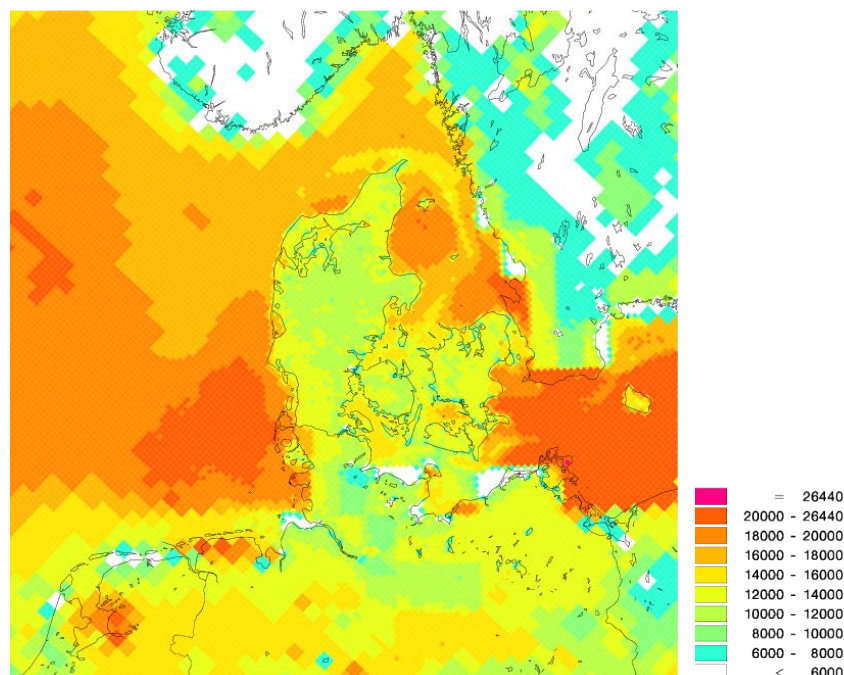


**Figur 5.3.** AOT40-værdier for vegetation (enheden er ppb-timer) beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00

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 en stigning fra 2017 til 2018 i lighed med resultaterne fra målingerne. For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under  $14.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$  svarende til under 7.000 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  $9.000 \text{ ppb-timer}$  svarende til  $18.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ .

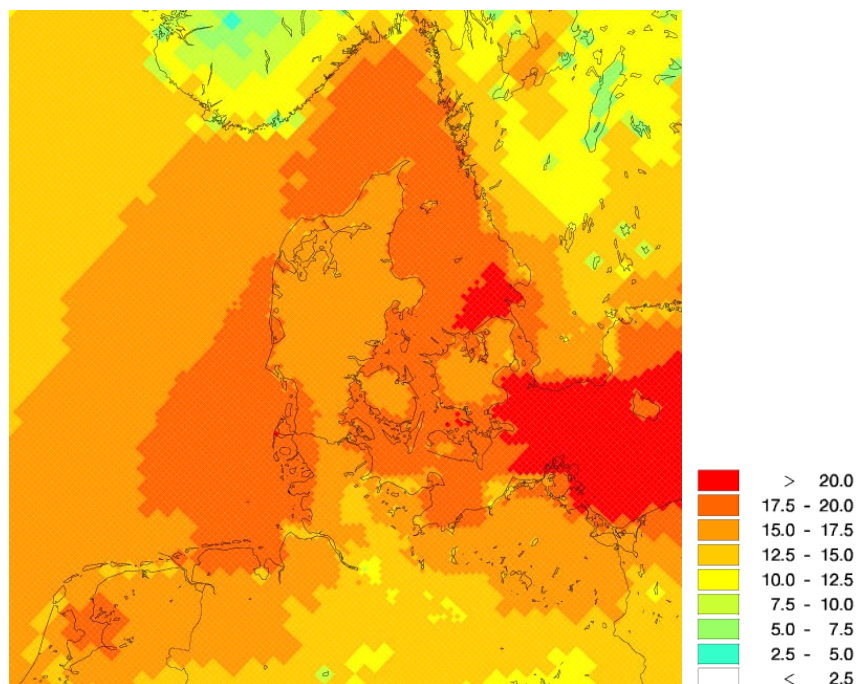
Figur 5.5 og 5.6 viser resultaterne fra de nye modelberegninger af den geografiske fordeling af  $POD_V$  for henholdsvis skov og korn. Generelt er  $POD_V$  for korn betydeligt lavere end for skov, hvilket dels skyldes at tærskelværdien er højere for korn ( $3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) end for skov ( $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) og dels at vækstsæsonen er længere for skov (183 dage) end for korn (90 dage). Disse forskelle er også medvirkende til, at den geografiske fordeling er noget forskellig - om end der måske er antydningen af en tendens med højere  $POD_V$  i øst end i vest for begge  $POD_V$ 'er.

Der er relativt stor forskel på den geografiske fordeling mellem AOT40 (Figur 5.6) og de to  $POD_V$ 'er, hvilket skyldes forskel i tærskelværdier, og at ozonkoncentrationer og ozonflux ikke umiddelbart er sammenlignelige.

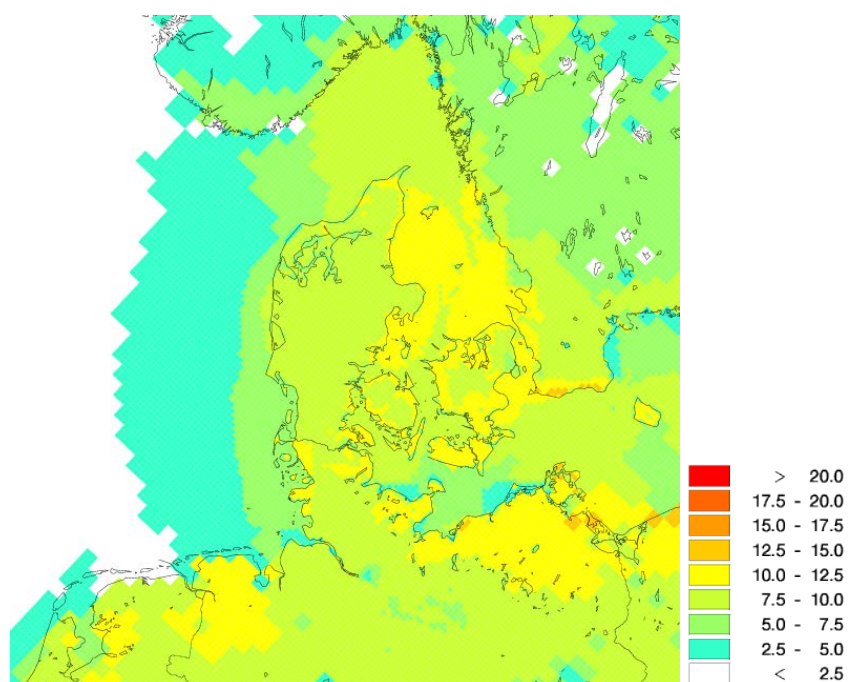


**Figur 5.4.** AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er  $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ , hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb-timer.





**Figur 5.5.**  $POD_1$  ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) beregnet til skov for vækstsæsonen 2018. Beregningerne er foretaget med DEHM med geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km. De kritiske niveauer er af Mills (2017) angivet til 5,7  $\text{mmol m}^{-2}$  for skov.



**Figur 5.6.**  $POD_3$  ( $\text{mmol m}^{-2}$ ) beregnet til korn for vækstsæsonen 2018. Beregningerne er foretaget med DEHM med geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km. De kritiske niveauer er af Mills (2017) angivet til 7,9  $\text{mmol m}^{-2}$  for korn.

I forbindelse med konventionen om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP) under UNECE er der vedtaget kritiske niveauer (Critical levels) for  $\text{POD}_v$ , hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Mills (2017) angiver de kritiske niveauer til  $5,7 \text{ mmol m}^{-2}$  for skov og  $7,9 \text{ mmol m}^{-2}$  for korn. Det kritiske niveau for skov er dermed overskredet for skov (løvfældende) i hele Danmark. For korn (hvede) er det kritiske niveau i 2018 også overskredet undtagen for nogle mindre kystnære områder og områder med større bymæssige bebyggelser. De store områder med overskridelser for korn skyldes det forhøjede ozonniveau i 2018. I 2017 var der ingen overskridelser (Ellermann et al., 2019c).

#### 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. I 2018 er opsamlingsfrekvensen på Risø blevet ændret fra 2 måneder til 1 uge i perioden september-oktober, for at kunne have en højere tidsopløsning for deposition af prosulfocarb og pendimethalin i selve sprøjteperioden for disse to stoffer.

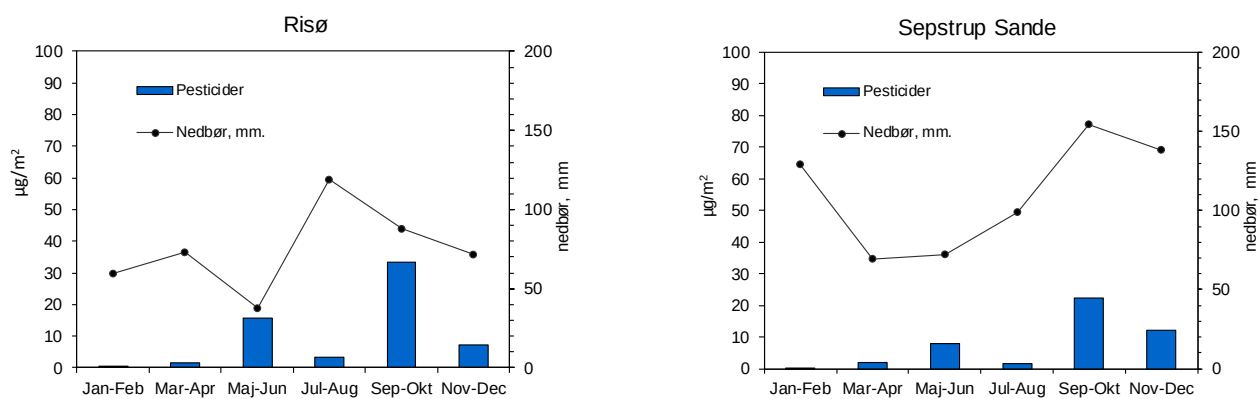
Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2018 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2018. Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, hydroxyatrazin, hydroxysimazin, metamitron og mechlorprop blev ikke målt i koncentrationer 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 2018 lå den samlede deposition af pesticider på henholdsvis 61 og 46  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  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 luftbåret til Danmark fra udlandet.

De største bidrag til deposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra prosulfocarb, pendimethalin, terbutylazine og nedbrydningsproduktet desethylterbutylazin. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker i perioden september-oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen.

Den samlede deposition i september-oktober på Risø er 33  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , hvor prosulfocarb bidrager med ca. 92%; den resterende 8% er lige fordelt mellem pendimethalin og clomazon med et meget lille bidrag fra epoxiconazol, som er den eneste svampemiddel fundet i nedbør.



**Figur 6.1.** Våddepositionen,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2018 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

**Tabel 6.1.** Våddeposition i 2018 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.      |
| <b>Clomazon</b>             | nd          | nd          | 0,04       | nd          | 0,04        | 0,07       | 0,59       | 0,20       | 0,53        | 0,15        | nd         | nd          | 1,2         | 0,42      |
| <b>Desethylterbutylazin</b> | nd          | nd          | 0,11       | 0,89        | 9,41        | 5,76       | 0,24       | 0,20       | nd          | nd          | nd         | nd          | 9,76        | 6,85      |
| <b>Desisopropylatrazin</b>  | nd          | nd          | nd         | nd          | 0,19        | nd         | nd         | nd         | nd          | nd          | nd         | nd          | 0,19        | nd        |
| <b>Epoxiconazol</b>         | nd          | nd          | 0,11       | 0,27        | 0,68        | 0,50       | 0,12       | 0,20       | 0,09        | nd          | nd         | nd          | 1,00        | 0,97      |
| <b>Ethofumesat</b>          | nd          | nd          | 0,08       | nd          | nd          | 0,23       | nd         | nd         | nd          | nd          | nd         | nd          | 0,31        | nd        |
| <b>MCPA</b>                 | nd          | nd          | nd         | nd          | 2,95        | 0,50       | 0,47       | 0,40       | nd          | nd          | nd         | nd          | 3,42        | 0,90      |
| <b>Metamitron</b>           | nd          | nd          | 0,80       | 0,14        | 0,34        | nd         | nd         | nd         | nd          | nd          | nd         | nd          | 1,14        | 0,14      |
| <b>Metazachlor</b>          | nd          | nd          | nd         | nd          | nd          | nd         | 0,83       | 0,20       | nd          | 0,31        | nd         | nd          | 0,83        | 0,51      |
| <b>Pendimethalin</b>        | na          | na          | 0,15       | 0,07        | 0,04        | nd         | 0,24       | nd         | 0,62        | 0,46        | 0,94       | 1,28        | 1,99        | 1,81      |
| <b>Prosulfocarb</b>         | 0,12        | 0,13        | 0,22       | 0,21        | 0,15        | 0,58       | 0,71       | 0,30       | 30,9        | 21,4        | 6,36       | 10,8        | 38,5        | 33,5      |
| <b>Terbutylazin</b>         | nd          | nd          | 0,08       | 0,27        | 1,74        | 0,65       | nd         | nd         | nd          | nd          | nd         | nd          | 1,82        | 0,92      |
| <b>Sum</b>                  | <b>0,12</b> | <b>0,13</b> | <b>1,6</b> | <b>1,85</b> | <b>15,8</b> | <b>8,1</b> | <b>3,2</b> | <b>1,5</b> | <b>33,4</b> | <b>23,3</b> | <b>7,3</b> | <b>12,1</b> | <b>61,4</b> | <b>46</b> |

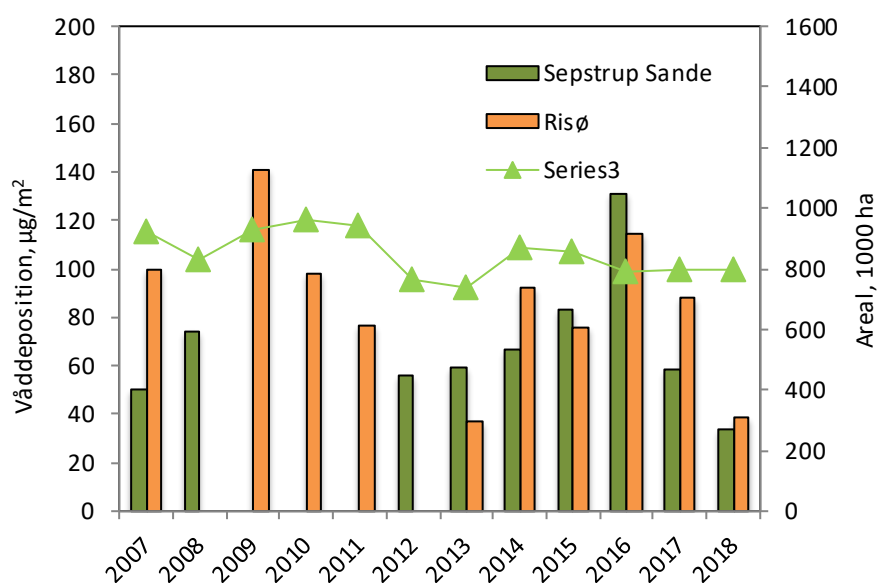
I Figur 6.2 ses udviklingstendensen for den årlige våddeposition af prosulfocarb, som har særlig interesse, fordi der i de senere år er fundet prosulfocarb ved undersøgelser af økologisk producerede æbler. Over 95 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (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. Tallet for 2018 er fra Danmarks Statistik, da opgørelsen fra Miljøstyrelsen endnu ikke var færdig ved redaktionens afslutning. Der er forskel mellem Miljøstyrelsens og Danmarks Statistiks opgørelser, men forskellen er minimal set i forhold til denne anvendelse). Der ses en relativt god sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne, omend ændringen i areal fra for eksempel 2015 til 2016

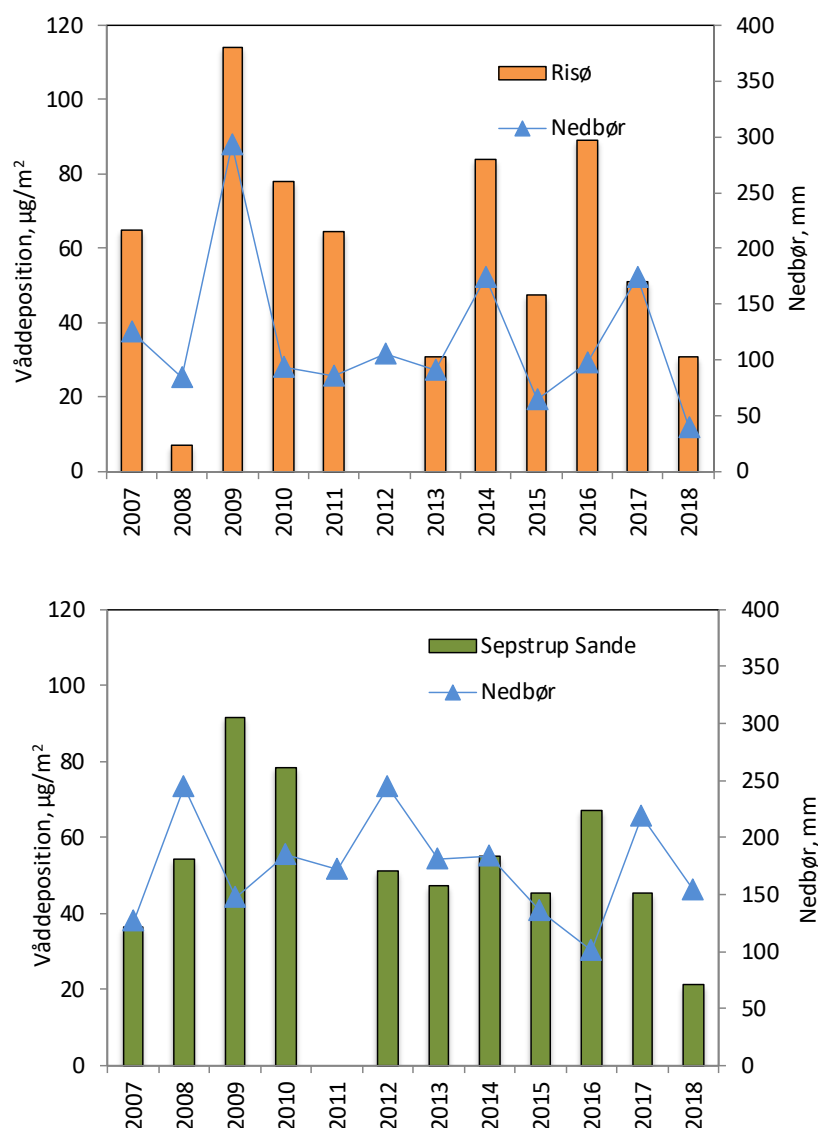
ikke modsvares af et fald i våddepositionen. Ændringen fra 2017 til 2018 skyldes fald i nedbøren, hvilket behandles nedenfor.

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, Hvilket for eksempel ses i 2018, hvor den lave nedbørsmængde også resulterer i en lav våddeposition. Der er dog også 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 (2007-2018), 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 opsamler, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.



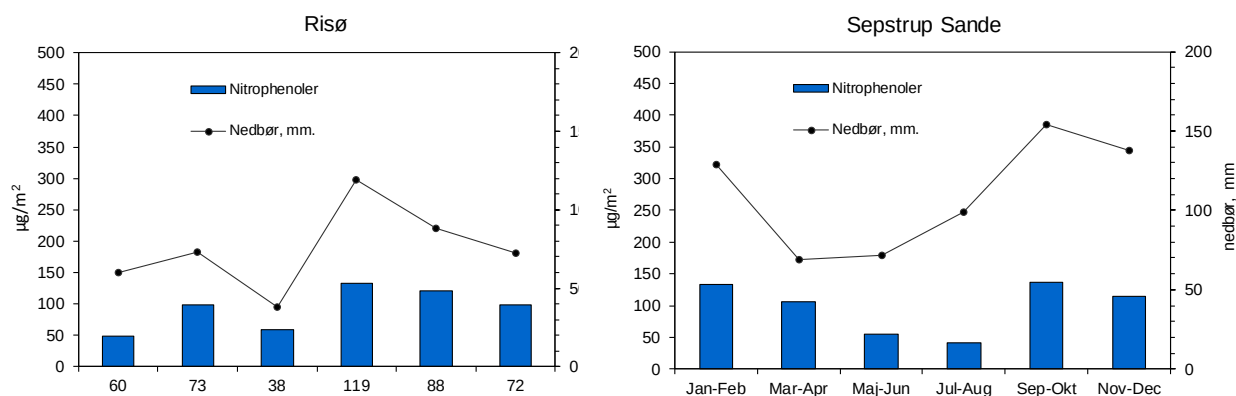
**Figur 6.3.** Våddeposition af prosulfocarb i september-oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode.

## 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 2018, som lå på henholdsvis 550 µg/m² og 590 µg/m² for Risø og Sepstrup Sande. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige på de 2 stationer.





**Figur 6.4.** Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2018 målt over 2 måneders perioder, µg/m<sup>2</sup>. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

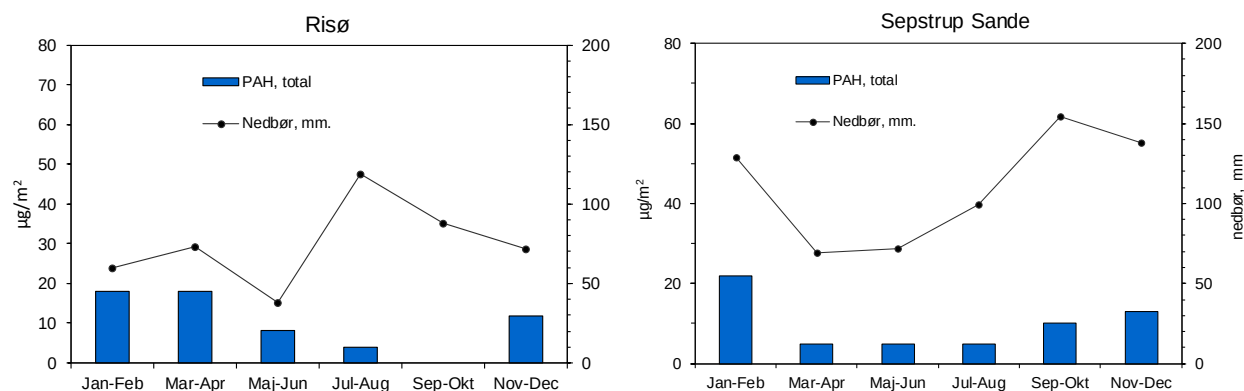
**Tabel 6.2.** Våddeposition i 2018 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m<sup>2</sup>. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

|                            | 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              | 6,5     | 32,9 | 10,5    | 11,4 | 8,85    | 10,7 | 23,4    | 18,5 | 37,8     | 24,2 | 12,0    | 16,8 | 99,0   | 114  |
| 2,4-Dinitrophenol          | 16,3    | 33,6 | 26,0    | 32,1 | 14,7    | 15,6 | 44,6    | 5,84 | 30,9     | 41,7 | 22,6    | 26,0 | 155    | 155  |
| 2,6- Dinitrophenol         | 1,4     | 2,5  | 25,7    | 31,9 | 15,2    | 15,8 | 43,9    | 5,74 | 30,7     | 41,3 | 22,3    | 25,5 | 139    | 123  |
| 2,6-Dimethyl-4-nitrophenol | 6,4     | 12,7 | 3,0     | 3,6  | 0,57    | 1,66 | 4,63    | 2,87 | 6,63     | 5,39 | 14,6    | 13,3 | 36     | 39   |
| 3-Methyl-4-nitrophenol     | 1,4     | 33,8 | 14,1    | 14,4 | 15,5    | 2,8  | 6,53    | 6,13 | 13,4     | 13,1 | 15,0    | 20,0 | 66     | 90   |
| DNOC                       | 17,3    | 17,3 | 19,5    | 12,4 | 4,88    | 7,78 | 8,90    | 2,87 | 9,32     | 11,1 | 11,1    | 12,8 | 71     | 64   |
| Dinoseb                    | nd      | nd   | nd      | nd   | nd      | nd   | nd      | nd   | nd       | nd   | nd      | nd   | nd     | nd   |
| Sum                        | 49      | 133  | 99      | 106  | 60      | 54   | 132     | 42   | 120      | 137  | 98      | 114  | 557    | 586  |

## 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 benz(a)anthracen, dibenzothiophen, 2-methylphenanthren og 3,6-dimethylphenanthren ikke blev fundet i 2018. 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 2018, som samlet lå på henholdsvis 60 µg/m<sup>2</sup> og 59 µg/m<sup>2</sup> 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 2018 målt over 2 måneders perioder,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm. Der er ingen resultater for Risø i september-oktober da alt nedbør opsamlet er brugt til analyse af pesticider og nitrophenoler.

**Tabel 6.3.** Våddeposition i 2018 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). Der er ingen resultater for Risø i september-oktober da alt nedbør opsamlet er brugt til analyse af pesticider og nitrophenoler.

|                          | Jan-Feb |      | Mar-Apr |      | Maj-Jun |      | Jul-Aug |      | Sept-Okt |      | Nov-Dec |      | Årligt |      |
|--------------------------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|----------|------|---------|------|--------|------|
|                          | Risø    | S.S. | Risø    | S.S. | Risø    | S.S. | Risø    | S.S. | Risø     | S.S. | Risø    | S.S. | Risø   | S.S. |
| Acenaphthen              | 0,30    | 0,30 | 0,31    | nd   | nd      | nd   | nd      | nd   | -        | nd   | nd      | nd   | 0,60   | 0,30 |
| Acenaphthylen            | 0,54    | 0,43 | 0,62    | 0,47 | 0,20    | nd   | 0,23    | nd   | -        | 0,75 | 0,87    | 1,10 | 2,5    | 2,7  |
| Anthracen                | nd      | nd   | 0,31    | nd   | nd      | nd   | 0,23    | nd   | -        | nd   | nd      | nd   | 0,5    | nd   |
| Benz(a)pyren             | 0,21    | nd   | 0,25    | nd   | 0,43    | 0,58 | 0,27    | 0,59 | -        | 0,95 | 0,38    | 0,85 | 1,5    | 3,1  |
| Benz(e)pyren             | 0,44    | 0,36 | 0,46    | nd   | 0,43    | 0,50 | 0,26    | 0,52 | -        | 0,83 | 0,48    | 0,89 | 2,1    | 3,1  |
| Benz(ghi)perylene        | 0,67    | 0,62 | 0,76    | nd   | nd      | nd   | nd      | nd   | -        | nd   | nd      | nd   | 1,4    | 0,6  |
| Benz(b+j+k)fluoranthener | 2,14    | 1,89 | 2,06    | 1,26 | 1,33    | 1,80 | 0,91    | 1,97 | -        | 2,11 | 1,03    | 2,0  | 7,5    | 11   |
| Chrysen+triphenylen      | 0,93    | 0,62 | 0,79    | nd   | 0,35    | nd   | nd      | nd   | -        | nd   | 0,89    | nd   | 3,0    | 0,6  |
| Dibenz[a,h]anthracen     | nd      | nd   | nd      | nd   | 0,19    | 0,30 | 0,22    | 0,48 | -        | 0,75 | 0,40    | 0,82 | 0,8    | 2,4  |
| Fluoranthren             | 1,94    | 1,19 | 1,29    | 0,65 | 0,68    | nd   | 0,34    | nd   | -        | nd   | 1,45    | 1,79 | 5,7    | 3,6  |
| Fluoren                  | 0,35    | 0,36 | 0,37    | 0,32 | nd      | nd   | nd      | nd   | -        | nd   | nd      | nd   | 0,7    | 0,7  |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren    | 0,70    | 0,66 | 0,81    | nd   | 0,38    | nd   | nd      | nd   | -        | nd   | 0,67    | nd   | 2,6    | 0,7  |
| 1-Methylnaphthalen       | 1,03    | 2,12 | 1,58    | 0,45 | 0,52    | nd   | 0,24    | nd   | -        | 1,20 | 0,87    | nd   | 4,2    | 3,8  |
| 2-Methylnaphthalen       | 2,21    | 3,90 | 2,97    | 0,60 | 0,92    | 0,48 | 0,29    | 0,71 | -        | 1,76 | 1,18    | nd   | 7,6    | 7,4  |
| Naphthalen               | 4,26    | 7,18 | 3,28    | 0,23 | 1,31    | nd   | nd      | nd   | -        | 0,83 | 0,87    | 1,16 | 9,7    | 9,4  |
| Perylen                  | nd      | nd   | nd      | nd   | 0,22    | 0,35 | 0,19    | 0,54 | -        | 0,82 | 0,39    | 0,89 | 0,8    | 5,1  |
| Phenanthren              | 1,54    | 1,46 | 1,44    | 0,99 | 0,59    | 0,74 | 0,35    | nd   | -        | nd   | 1,40    | 1,95 | 5,3    | 5,1  |
| Pyren                    | 1,03    | 0,73 | 0,94    | nd   | 0,52    | nd   | 0,87    | nd   | -        | nd   | 1,06    | 1,08 | 4,4    | 1,8  |
| Sum                      | 18      | 22   | 18      | 4,9  | 8,1     | 4,8  | 4,4     | 4,8  | -        | 10   | 12      | 13   | 60     | 59   |

## 6.6 Målinger af pesticider i luften

I 2017 og 2018 er der udført kontinuerlig overvågning af luftkoncentrationerne af pesticider ved en enkelt målestation. Ved målestationen på Risø opsamles pesticidindholdet på ugebasis på filter og PUF/XAD (både partikel og gas-fase) fra ca. 450  $\text{m}^3$  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 det udvalg af 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 2018 fremgår af Tabel 6.4. Der er analyseret i alt 51 prøver for 2018. Luftkoncentrationerne er målt med en midlingstid på en uge, mens våddepositionen angiver den samlede våddeposition i en to måneders periode. I 2018 blev der analyseret for lidt færre stoffer end i 2017, idet en række stoffer, som ikke blev fundet i 2017 er udgået. Det drejer sig om Atrazin, cyanazin, desethylatrazin, sinmazin og sebutylazin. Til gengæld er diflufenican blevet inkluderet, da det er blevet inkluderet, som en del af DCE's analysepakke.



**Figur 6.6.** Udstyr til opsamling af pesticider i luft på Risø (Roskilde). Til venstre ses Low volume samleren, 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 analyseredes i luftprøver fra 2018. Samlet set blev der opsamlet 51 prøver dækkende hele året, hvoraf en enkelt dækkede to uger, mens resten var ugeopsamling. Tabellen angiver antal prøver over detektionsgrænsen for pesticider i luft samt gennemsnit-, minimums- og maksimumskoncentrationer for de prøver, hvor stoffet blev fundet. nd= ikke detekteret.

| Stof                  | CAS Nr.     | Antal prøver over<br>detektions-<br>grænse | Gennemsnit<br>konc. (ng/m <sup>3</sup> ) | Min.-konc.<br>(ng/m <sup>3</sup> ) | Maks.-<br>konc(ng/m <sup>3</sup> ) |
|-----------------------|-------------|--------------------------------------------|------------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Clomazon              | 81777-89-1  | 16                                         | 0.05                                     | 0.002                              | 0.49                               |
| Desethylterbuthylazin | 30125-63-4  | nd                                         | nd                                       | nd                                 | nd                                 |
| Diflufenican          | 83164-33-4  | 22                                         | 0.01                                     | 0.005                              | 0.16                               |
| Epoxiconazol          | 133855-98-8 | 28                                         | 0.01                                     | 0.001                              | 0.06                               |
| Ethofumesat           | 26225-79-6  | nd                                         | nd                                       | nd                                 | nd                                 |
| Hexazinone            | 51235-04-2  | 1                                          | 0.001                                    | 0.001                              | 0.001                              |
| Metazachlor           | 67129-08-2  | 45                                         | 0.01                                     | 0.004                              | 0.025                              |
| Metolachlor           | 51218-45-2  | nd                                         | nd                                       | nd                                 | nd                                 |
| Pendimethalin         | 40487-42-1  | 50                                         | 0.18                                     | 0.005                              | 1.7                                |
| Prosulfocarb          | 52888-80-9  | 47                                         | 1.2                                      | 0.003                              | 20                                 |
| Terbuthylazin         | 5915-41-3   | 11                                         | 0.006                                    | 0.001                              | 0.013                              |

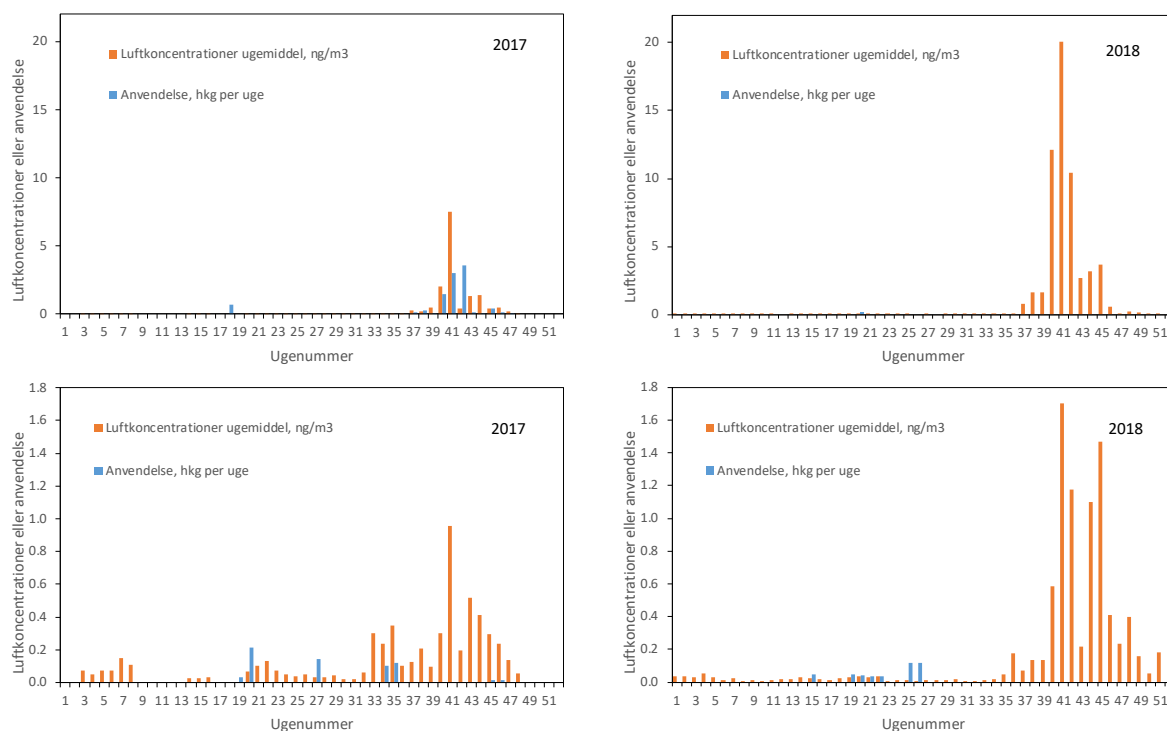
For de stoffer, som indgår i både luft- og nedbørsprøverne, gælder det, at alle stoffer fundet i luftprøverne, ligeledes er fundet i nedbøren. Mere stofspecifikt gælder følgende:

- Prosulfocarb er det stof, som er fundet med de højeste koncentrationer efterfulgt af pendimethalin. Prosulfocarb blev fundet i alle luftprøverne og i stort set alle våddepositionsprøverne. De højeste koncentrationer blev fundet i oktober med maksimumkoncentration i uge 41 i både 2017 og 2018 (Figur 6.7). Stoffer blev fundet i højere koncentrationer i 2018 end i 2017, hvilket formentligt hænger sammen med en lavere nedbør i 2018 sammenlignet med 2017. Lavere nedbør giver mindre fjernelse af stofferne fra luften og dermed højere koncentrationer.
- Pendimethalin blev ligeledes fundet i næsten alle luft- og våddepositionsprøverne. De højeste koncentrationer blev set i oktober og der var ligeledes væsentligt højere koncentrationer i 2018 end i 2017.
- Clomazon er det stof, som har den tredje højeste koncentration. Clomazon blev kun fundet i nedbør i juli-oktober, mens stoffet er fundet i luften i store dele af året om end der er færre fund i 2018 sammenlignet med 2017. De højeste koncentrationer måles først på efteråret og igen er koncentrationerne højere i 2018 end 2017. Årsagen til det mindre hyppige fund i nedbør kan muligvis skyldes nedbrydning i vand under opsamlingen (2 måneder).
- Terbuthylazin er fundet i meget lave koncentrationer. De højeste koncentrationer i luft ses i forsommeren og midt i efteråret. Stoffet er også detekteret i nedbør med den højeste våddeposition maj-juni, hvilket svarer til den periode, hvor koncentrationerne også var høje i luften. Nedbrydningsproduktet desethylterbuthylazin blev fundet i 2017, men ikke i 2018. Anvendelse af terbuthylazin er ikke tilladt i Danmark, men det anvendes stadigvæk i EU.

- Epoxiconazol og ethofumesate blev fundet med detektionsfrekvens og detektionsperiode, som var sammenlignelig for luft- og nedbørprøver.
- Metazachlor blev i 2018 fundet både nedbør og luft. I 2017 blev det kun fundet i nedbør.
- Metolachlor er fundet i luftprøver i 2017, men blev ikke fundet i 2018. Der bliver ikke analyseret for dette stof i nedbørsprøver.
- Diflufenican er taget med for første gang i 2018, da det er blevet inkluderet som en del af analysepakken. Stoffet blev fundet i relativt lave koncentrationer, men i et relativt stort antal prøver (22 uger).

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 dækker 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 2017/2018 dækker perioden fra august til og med juli. Der foreligger endnu ikke data for efteråret 2018.

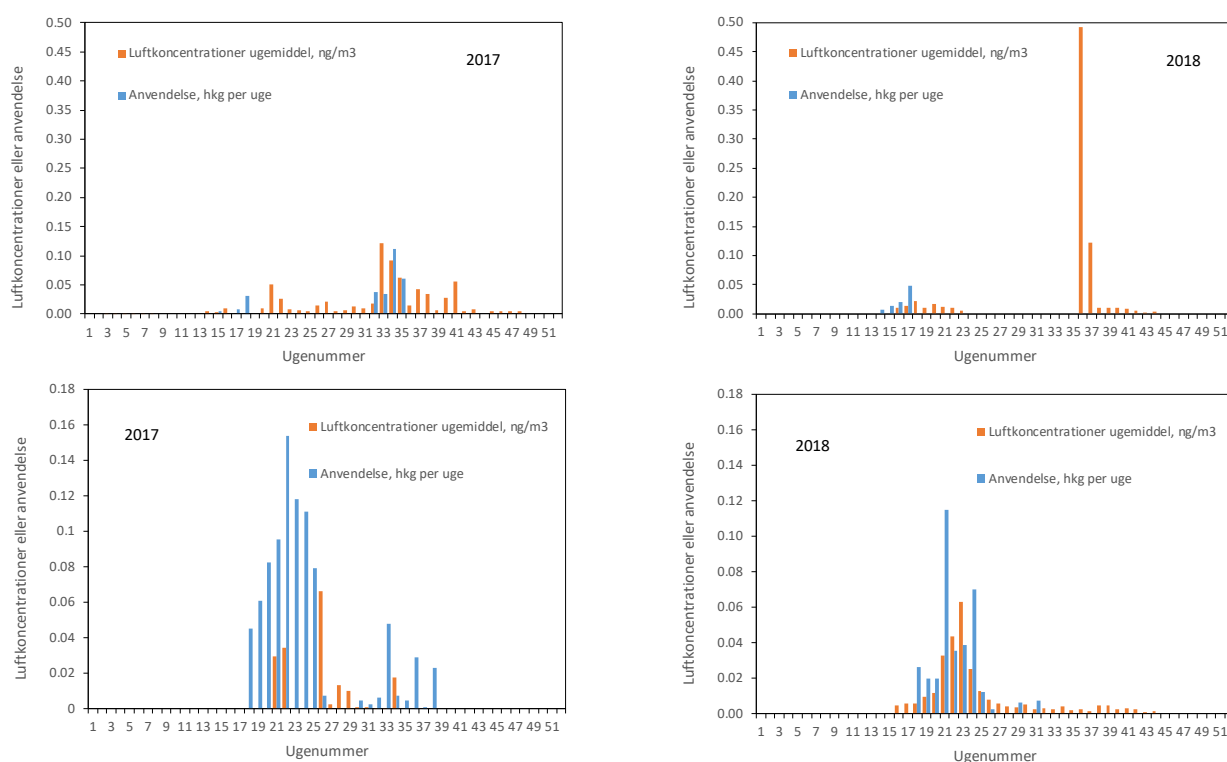
For prosulfocarb, clomazon og epoxiconazol følger anvendelse rimeligt godt de målte koncentrationer i luften, hvilket tyder på, at lokale kilder udgør en væsentlig andel af kilderne til luftkoncentrationerne (Figur 6.7 og 6.8). For pendimethalin er der også en vis sammenhæng, men der er også perioder med høje luftkoncentrationer, som ikke hænger sammen med data for anvendelsen.



**Figur 6.7.** Luftkoncentrationer (ugemiddel) af prosulfocarb (øverst) og pendimethalin (nederst) sammenlignet med anvendelsesdata, som ligeledes er blevet midlet til ugemidelværdier. Data for anvendelses findes kun frem til og med juli 2018.

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 (så lave at de ikke fremgår af figurene). Pendimethalin og clomazon findes også i relativt høje koncentration (ikke kun tæt på detektionsgrænsen) uden for sprøjtesæson. Fund af stofferne uden for anvendelsestidspunktet kan være den relativt lange halveringsgtid 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 i 2017 fundet i luften i forbindelse med tidspunktet for anvendelse, men ret sporadisk og ved lave koncentrationer (Figur 6.8). Dette skyldes muligvis det relativt lave damptryk af epoxiconazol ( $1,10 \cdot 10^{-7}$ ). Tilgængæld ses i 2018 en fin overensstemmelse mellem luftkoncentrationerne og anvendelsen af stoffet.



**Figur 6.8.** Luftkoncentrationer (ugemiddel) af clomazon (øverst) og epoxiconazol (nederst) sammenlignet med anvendelsesdata, som ligeledes er blevet midlet til ugemiddelværdier. Data for anvendelse findes kun frem til og med juli 2018.

For en række af pesticiderne er der fundet sammenhæng mellem fund af pesticiderne i nedbøren, luften og perioderne for anvendelse af pesticiderne i Danmark. Men der er også perioder, hvor denne sammenhæng ikke observeres. Resultaterne indikerer, at danske kilder udgør en væsentligt andel af kilderne til de fundne pesticider, men bidrag fra udenlandske kilder vil formentligt også bidrage til de målte koncentrationer. Datamaterialet er relativt spinkelt endnu, så derfor kan der ikke drages endelige konklusioner på nuværende tidspunkt.

**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\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF)

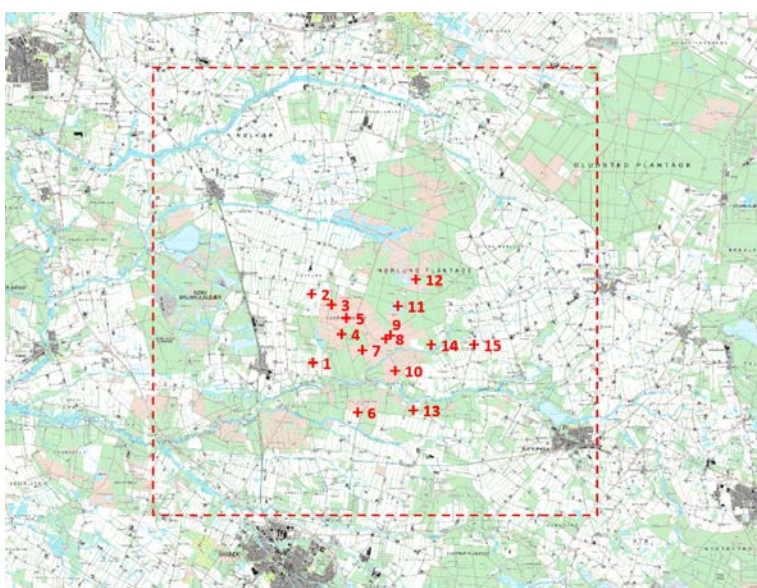


## 7 Fokuspunkt: Kvælstof i naturområder – målinger og modelberegninger på lokal skala

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 2018 målt månedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen med passive opsamlere på 15 stationer på og omkring Harrild Hede ligesom i 2017. I det følgende indgår der måleresultater fra årets 11 første måneder af 2018, da målingerne for december gik tabt under forsendelsen. 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.

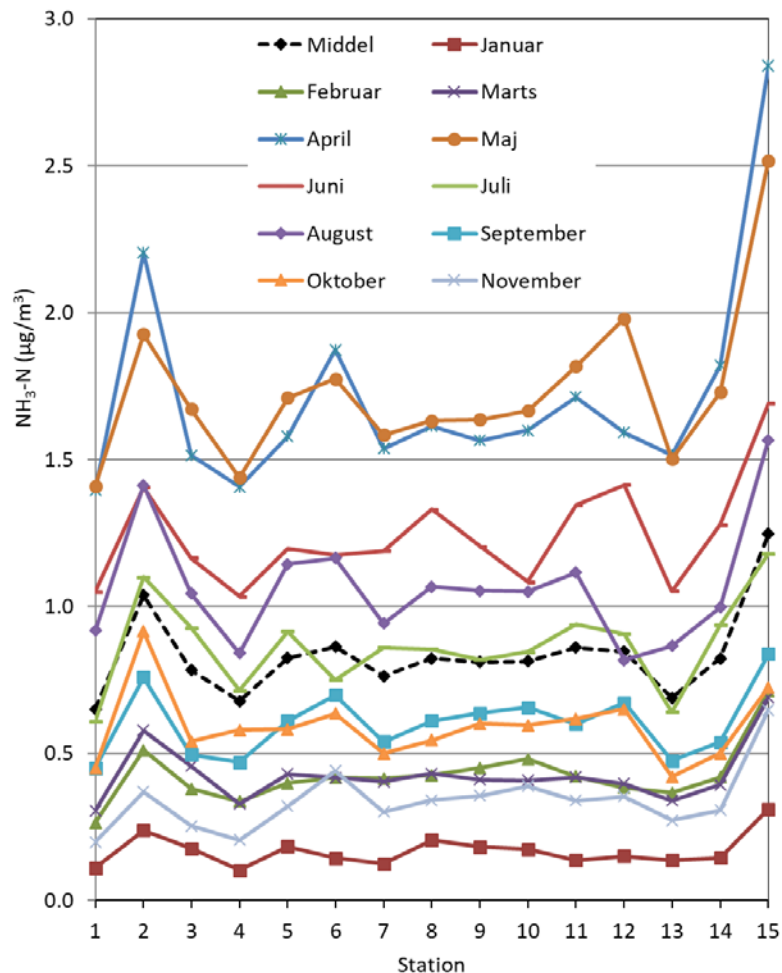
Opsamlingerne af ammoniak foretages med såkaldte passive opsamlere, hvor der ved hver station anvendes tre opsamlere for derved at kunne reducere usikkerhederne ved at beregne gennemsnitskoncentrationerne bestemt med de tre opsamlere (Figur 7.2). Reproducerbarheden på opsamlingerne kan vurderes ud fra 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 2 % som middel over hele året, og for 10 ud af 11 opsamlingsperioder var forskellen mindre end 10 %, mens

den for den sidste periode var 13 %. Ved sammenligning med DCE's andre metoder til måling af ammoniak skønnes den systematiske fejl på opsamlingerne til at være mindre end  $\pm 5$  %. Samlet set vurderes usikkerheden derfor til  $\pm 25$  % for den enkelte opsamlingsperiode og  $\pm 15$  % 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 en 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 mindre variationer i forhold til det nævnte overordnede mønster, hvilket kan skyldes påvirkning fra lokale kilder. Dette diskuteres senere i kapitlet.



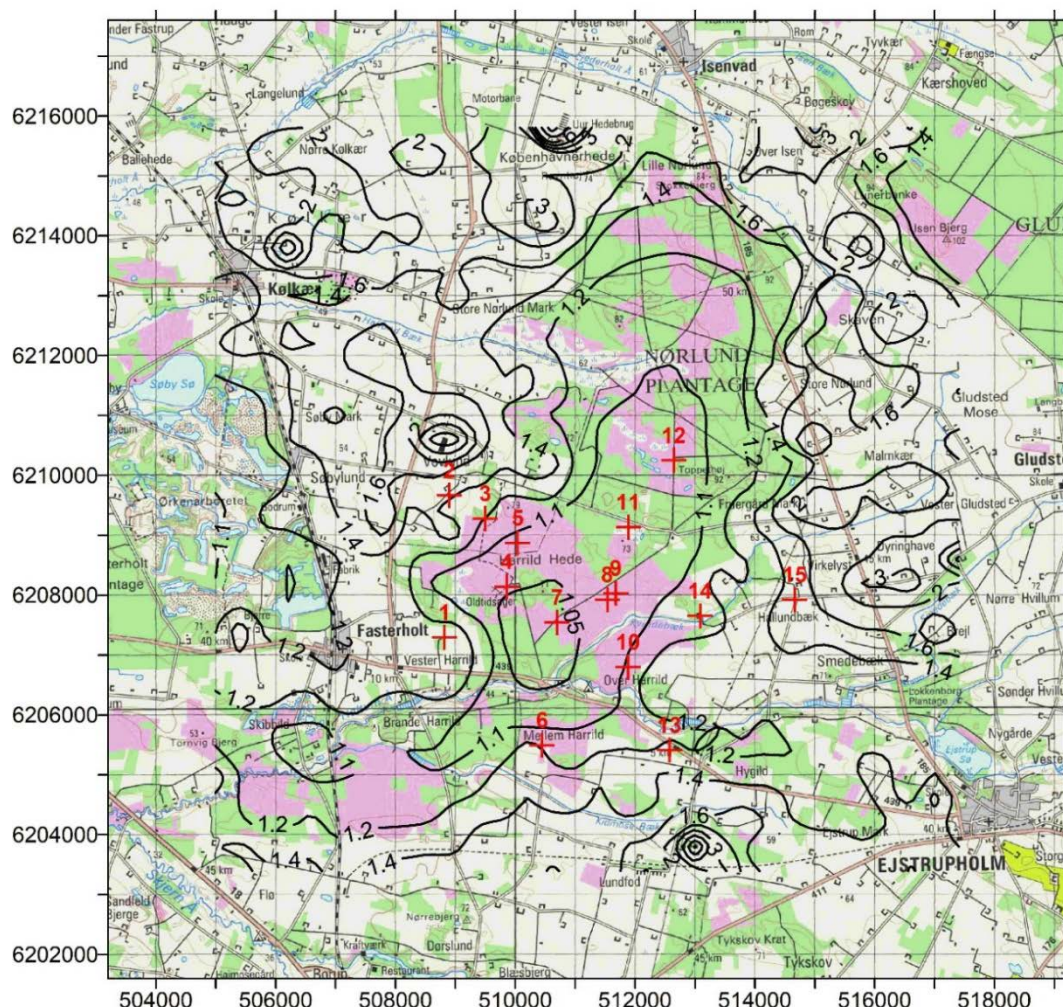
**Figur 7.3.** Målte koncentrationer af ammoniak for alle 15 stationer. Data er vist for de enkelte måneder og som middelværdi for hele perioden fra januar til november 2018.

## 7.2 Modelberegninger

Modelberegninger af luftkoncentrationen i området er foretaget med modelsystemet 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 modelområdet. 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) samt i en videnskabelig artikel (Geels et al., 2012a). For beregningerne i 2018 er DAMOS systemet blevet opdateret. Både DEHM modellen er opdateret, og der er anvendt en ny meteorologisk model WRF (se afsnit 1.1). OML-DEP er ikke ændret, men anvender ligeledes meteorologiske data fra WRF. 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.  $2 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ . Mod syd og vest er niveauet ca.  $1\text{-}1,5 \mu\text{g/m}^3$ . 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.



**Figur 7.4.** Ammoniakkoncentrationen ( $\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ ) omkring Harrild Hede for år 2018. De røde krydser viser placering af målestationer med stationsnummer. Isoliner for koncentrationen er ikke tegnet helt ud til kanten af beregningsdomænet på 16 km x 16 km på grund af større usikkerhed her.

### 7.3 Sammenligning af målinger og beregninger

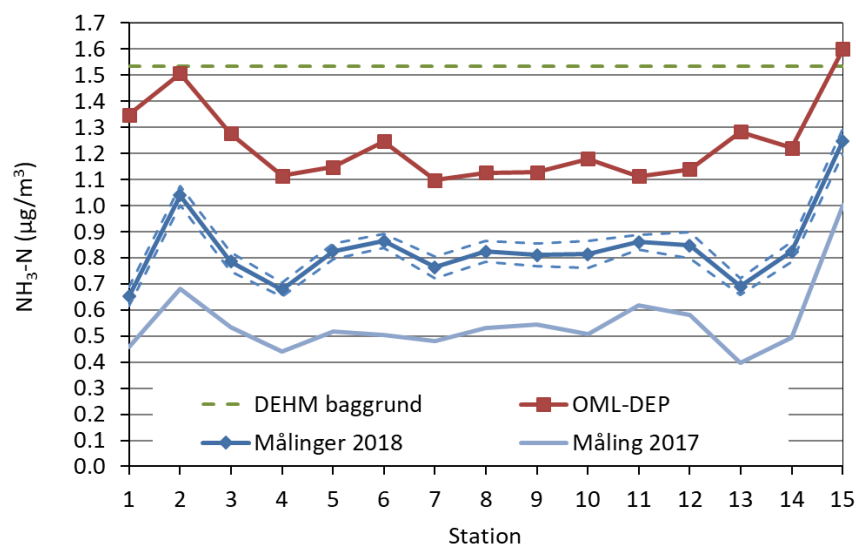
I Figur 7.5 sammenlignes målinger og beregninger for måleperioden (jan.-nov.). Modelberegningerne ligger klart højere end målingerne. Middelværdien for målinger er  $0,83 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$  og  $1,23 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$  for OML-DEP (interpoleret til målepunkterne ud fra 400 m gitteret). OML-DEP anvender en baggrundskoncentration fra DEHM, der i middel er  $1,53 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ . I denne sammenhæng skal baggrundskoncentration ses, som det der bidrager

Overestimering af resultaterne fra modelberegningerne er betydelig større end ved tidligere sammenligninger. En sammenligning for 3 jyske målestationer i 2005 viste, at en overestimering af 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 %.

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. Der er muligvis ikke sket så stor udbringning til markerne omkring station 1, som antaget i modellen.

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

65

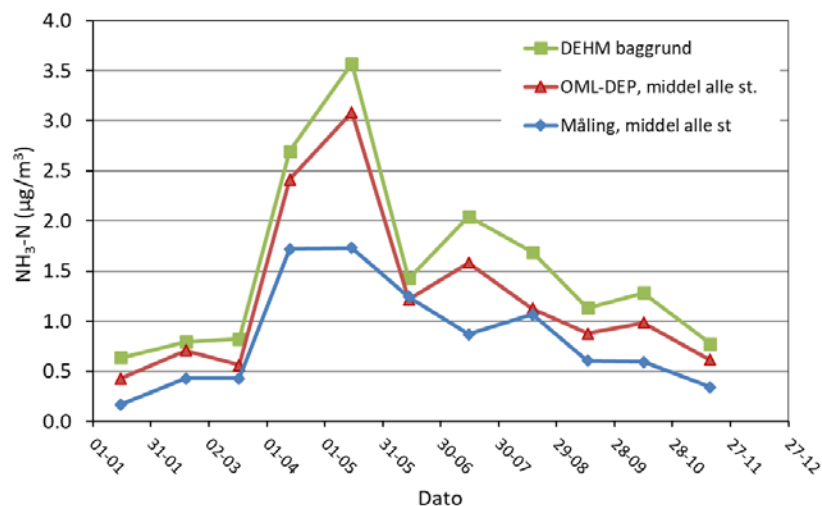


**Figur 7.5.** Middelværdier i 2018 for ammoniakkoncentrationer på stationerne, for målinger og OML-DEP-beregninger samt baggrundskoncentrationen fra DEHM. Stiplet blå linjer markerer den gennemsnitlige standardafvigelse på månedsmiddelværdierne; usikkerheden er dog større. Målinger for 2017 er også vist.

### 7.3.1 Tidslig variation

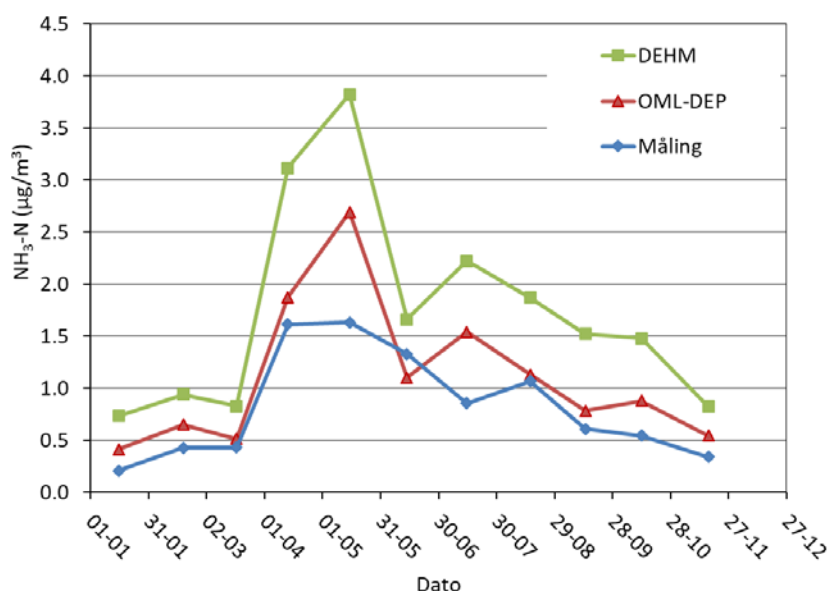
Forskellen mellem målinger og modeller over tid ses i Figur 7.6. Her er middelsoncentrationen for alle stationer vist for hver måned hen over året. Generelt ses en rimelig god overensstemmelse i den relative tidslige variation mellem målinger og modeller. Som nævnt beregner modelsystemet højere koncentrationer end målt. Både for målinger og modelberegninger optræder de største koncentrationer i april og maj. Modelberegningerne angiver største koncentrationer i maj (forventet mest udbringning), hvilket dog ikke stemmer overens med det målte.

Tidspunktet for udbringning er i modelberegningerne styret af en temperatursum startende i marts. Summen skal afspejle plantevæksten og et tilhørende tidspunkt, hvor udbringningen topper. Mængden af udbringning har en normalfordeling omkring tidspunktet, men udbringningen kan lokalt foregå diskontinuert og på et forskudt tidspunkt. Modelberegningernes høje koncentrationer i sensommeren og efteråret er knyttet til udbringning af gødning på dette tidspunkt.



**Figur 7.6.** Månedlige ammoniakkoncentrationer, som gennemsnit for alle stationer for målinger og OML-DEP, samt baggrundskoncentrationer fra DEHM. 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.

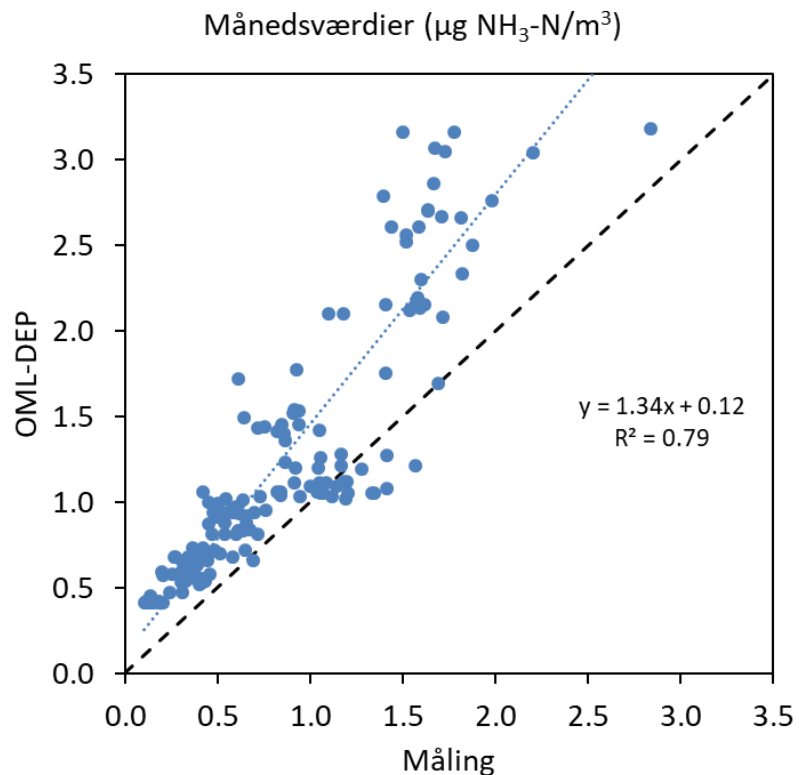
Til eksempel vises i Figur 7.7 en tidsserie for ammoniakkoncentrationen ved station 8 for målinger og modeller. Bemærk at for DEHM vises koncentrationen i 2 m højde til forskel fra Figur 7.6, hvor DEHM-koncentrationerne angiver gennemsnit for grænselaget på randen af OML-DEP-domænet. Det fremgår, at DEHM-koncentrationen er større i 2 m end middelværdien for grænselaget, 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 34 % mod DEHM's 110 %.



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

Samtlige stationers målte og beregnede månedsmiddelværdier af ammoniak koncentrationen er vist i Figur 7.8. Korrelationen er rimelig god, men overestimeringen er tydelig.

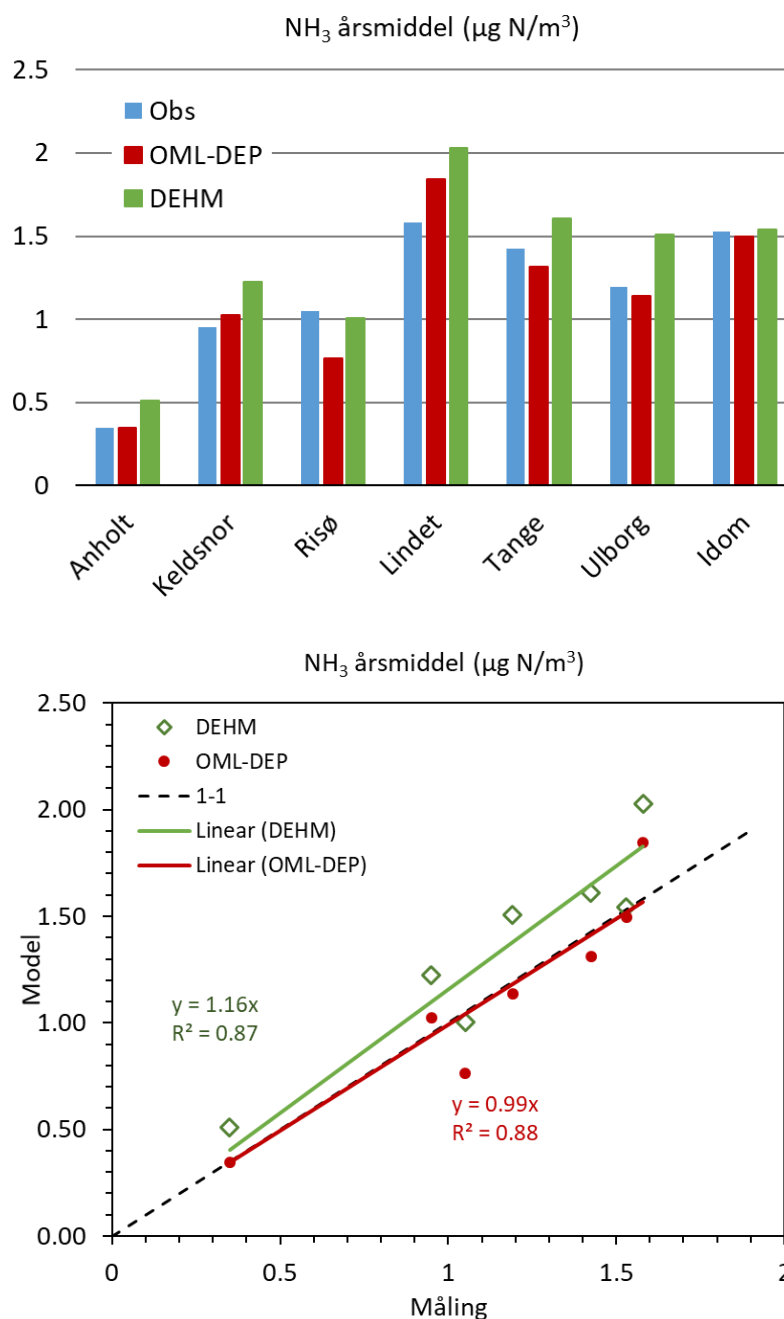




**Figur 7.8.** Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer ( $\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ ) for alle stationer og alle måneder fra januar til november 2018. Den fede stiplede linje er 1-1 linjen, og den tynde stiplede linje er bedste lineære regression.

### 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 2018 for de faste stationer Anholt, Keldsnor, Risø, Lindet, Tange, Ulborg og Idom. Data vises dels som stolpediagram og dels som scatterplot, der viser korrelationen mellem målinger og modelresultater. Gennemsnittet af koncentrationen for de 7 stationer er i god overensstemmelse for OML-DEP (-3 %) og en mindre overestimering for DEHM (13 %). Dette er lidt lavere end de tidligere refererede værdier (afsnit 7.3) på omkring 20 %. Det tyder derfor på, at overestimeringen set på Harrild Hede ikke er et generelt problem, hvilket er den samme konklusion, som blev draget i forbindelse med resultaterne for 2018.



**Figur 7.9.** Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer ( $\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ ) i 2 m for 7 faste stationer for 2018. Øverst som stolpediagram, og nederst som scatterplot, hvor den stiplede linje er 1-1-linjen.

### 7.3.3 Vindretninger og målte koncentrationer

Her kommenteres nogle af de målte månedlige koncentrationer fra figur 7.3. Målingerne diskuteres på baggrund af vindretningernes indflydelse og placering af emissionsområder.

Vindroser med hyppigheden af vindretningen for månederne i 2018 ses i Figur 7.10. Data er fra den meteorologiske vejmodel WRF, som er en del af det opdaterede modelsystem. Der er knyttet en lille usikkerhed til vindretningerne fra WRF. Det vurderes dog, at denne usikkerhed ikke giver problemer

i forhold til de vurderingerne. Usikkerheden på vindretningen er omtalt i Bilag 3.

Placeringen af punktkilder fremgår af figur 7.11, hvor områder med landbrug også fremgår. For punktkilder er angivet den årlige  $\text{NH}_3\text{-N}$ -emission i ton. Kun kilder med emission større end 50 kg/år har anført en værdi.

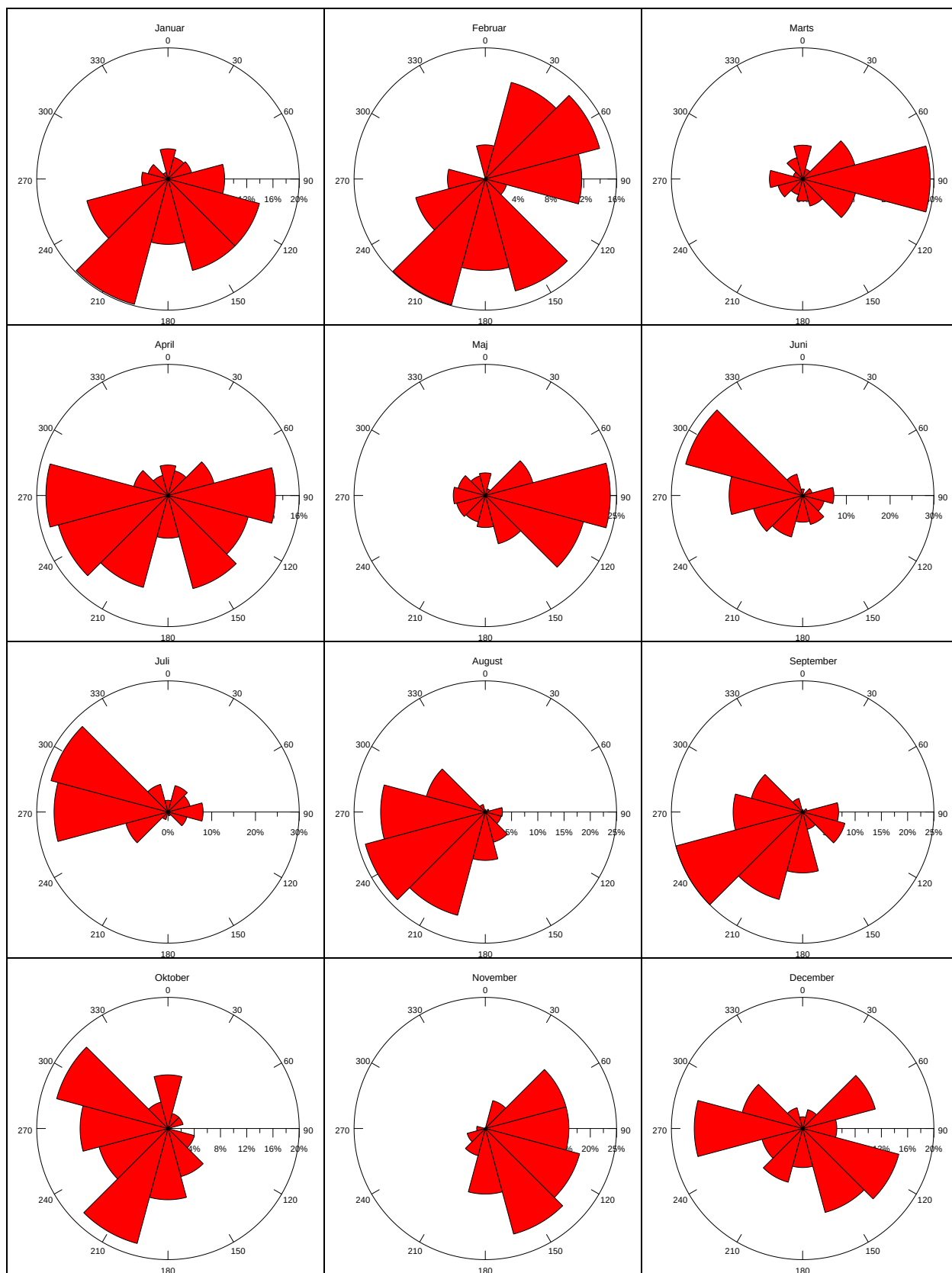
Af figur 7.3 ses, at den største månedsmiddelværdi måles på station 15 i april og er på  $2,8 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ . Det er forventeligt, idet stationen ligger i landbrugsområde med bidrag fra forårsudbringning og fra punktkilder.

I juni måneden er vinden overvejende fra nordvest. Station 15 måler stadig den månedens højeste koncentration; men niveauet er faldet relativt til de øvrige stationer. Her er der ikke bidrag fra nære punktkilder, og det lidt højere niveau må tilskrives emission fra meget lokale marker, idet marker mod nordvest kun har meget lille udstrækning (ud til ca. 1000 m).

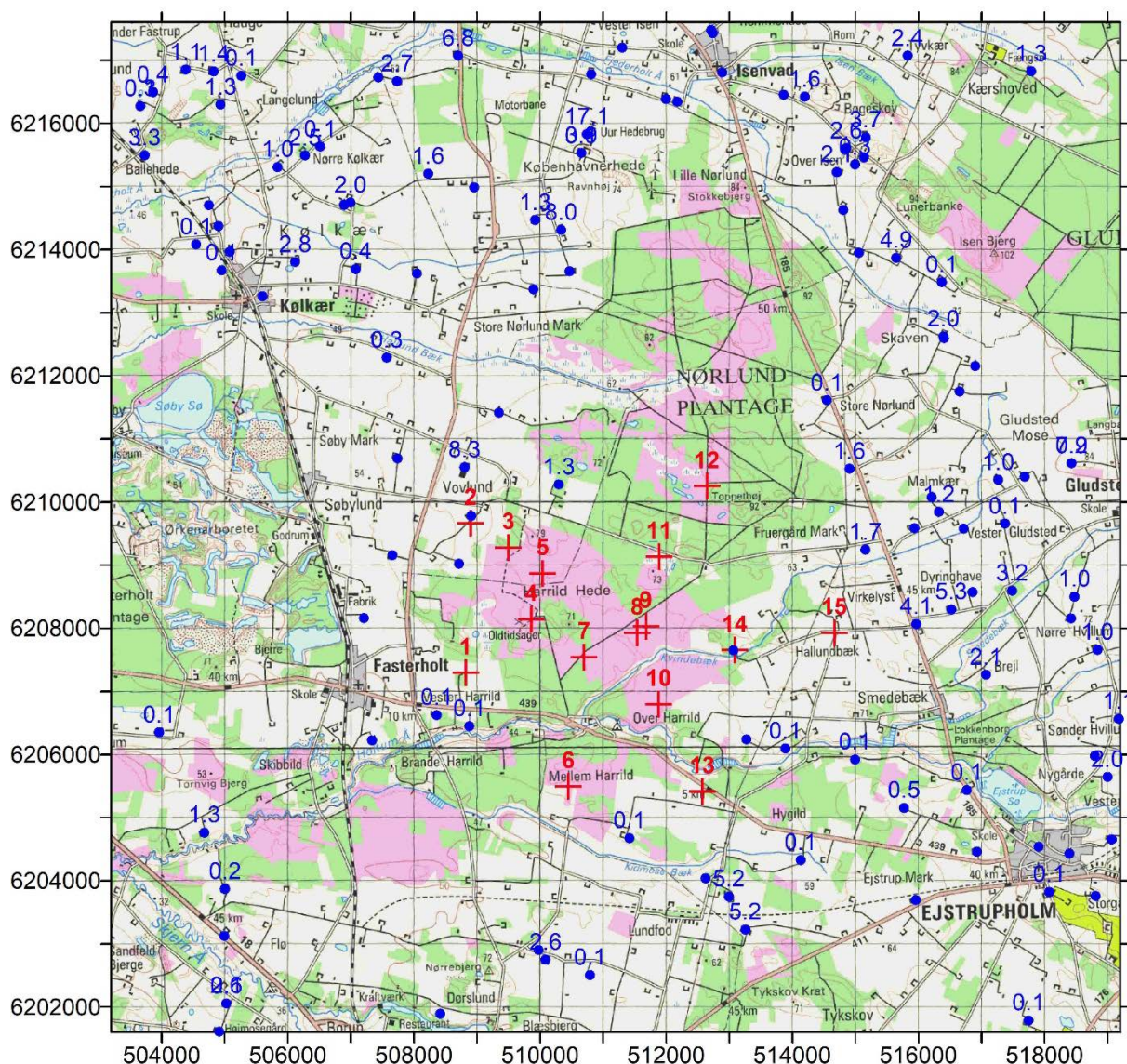
I maj måles på station 12 et relativt høj niveau på  $2,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$  set i forhold til de andre stationer, men også i forhold til at stationen ligger lavt for årsmiddelværdierne. Vindretningen i maj er overvejende østlig. Selv om stationen ligger midt i et naturområdet, så har de kilder mod øst i en afstand af mere end 2 km tilsyneladende alligevel påvirket målingen.

I marts er vinden meget konstant fra øst, og i juni og til dels juli er vinden hovedsageligt fra vestnordvest. Men dette giver tilsyneladende ikke nogen større forskelle i stationernes indbyrdes niveauforhold. Dette tyder igen på, at meget lokale emissioner styrer variationerne i koncentrationerne. Da det generelle niveau skifter mellem månederne, må det være bestemt af det regionale bidrag.

Den eneste måned hvor koncentrationen på station 15 ikke er størst er i oktober, hvor station 2 måler højest værdi. Selv om en nordlig vindretningen er sjælden, så er oktober den måned med mest nordlig vindretning. Retningen peger fra station 2 mod en punktkilde i 1 km afstand med en årlig emission på 8,3 ton N og mod en nærliggende (ca. 100 m) punktkilde på 20 kg N.



**Figur 7.10.** Hyppighed af vindretninger for Harrild Hede for månederne i 2018. Data er fra vejrmodellen WRF. Bemærk at skalaen for hyppighed varierer.



**Figur 7.11.** Punktkilder anvendt i beregninger med OML-DEP (blå punkter). Den årlige ammoniakemission (ton N) er angivet for kilder med emission på 50 kg N/år eller mere. Målestationer er markeret med rødt kryds og nummer.

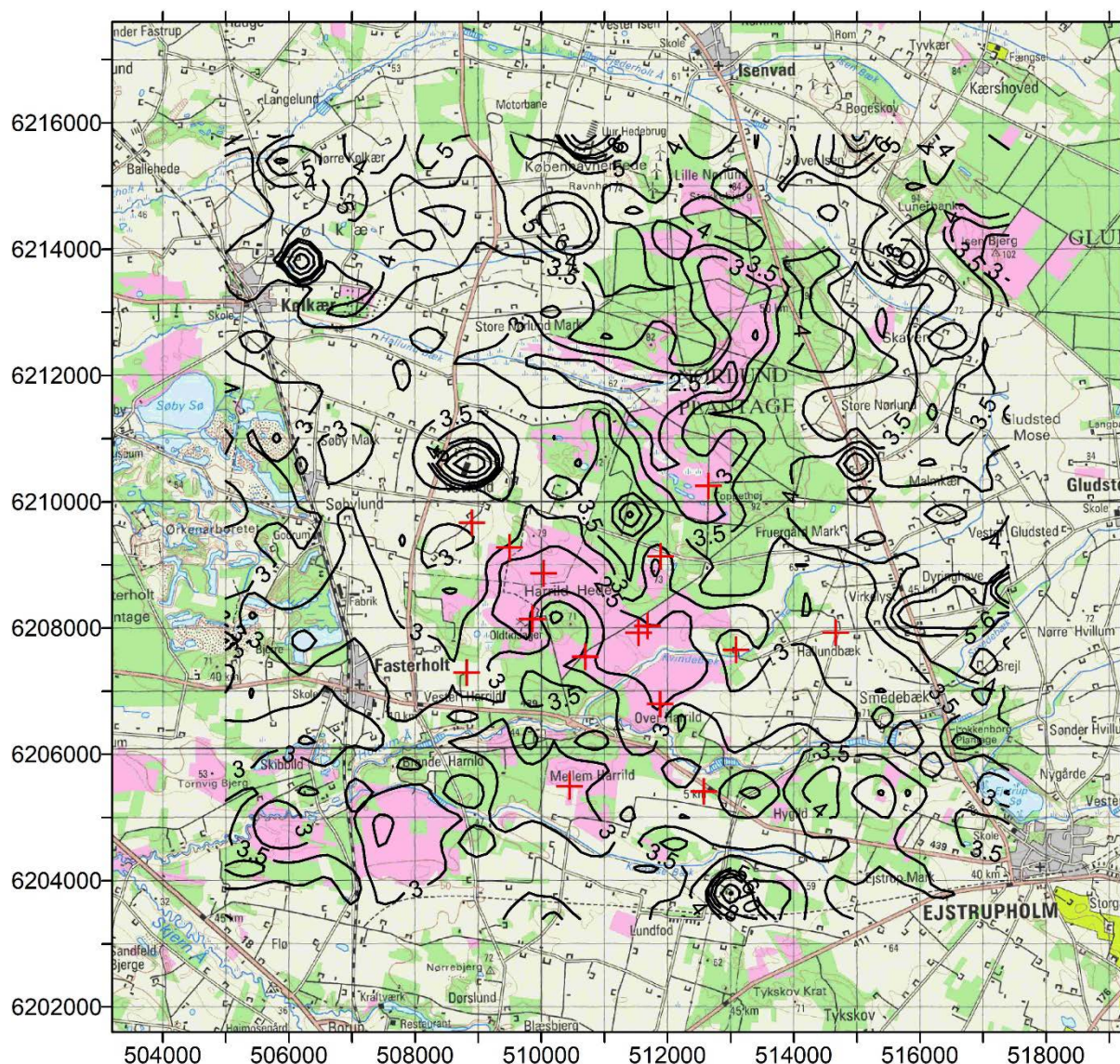
## 7.4 Depositioner

Tørdepositionen af ammoniak til naturområdet er beregnet med DAMOS og vises i Figur 7.11. Den mindste deposition er lige under 2,4 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$  i den centrale del af Harrild Hede, hvor der er længest til kildeområderne. På randen af heden er depositionen 3,0 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ . Den centrale del af Harrild Hede modtager således ca. 25 % mindre deposition end randområdet af heden. Marker uden for heden modtager 3-4 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ . Da depositionen groft set er proportional med koncentrationen vil en 34 % overestimering af koncentrationen centralt på Harrild Hede (station 8) give en tilsvarende overestimering af depositionen, dvs. de 2,4 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$  burde have været 1,8 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ .

Den totale årlige kvælstofdeposition for heden er beregnet med DEHM til 10-11 kg/ha. Da overestimeringen af tørdepositionen af  $\text{NH}_3$  er ca. 0,6 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ , betyder det en fejl fra tørdepositionen på den samlede deposition af kvælstof på ca. 6 %.



I kanten af kortområdet længst mod nord og øst er depositionen i landbrugsområderne generelt 4-5 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ . Mod sydvest er depositionen ca. 3 kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ , hvilket hænger sammen med den tidligere omtalte fordeling af emissionsområderne.



**Figur 7.12.** Tørdeposition af ammoniak (kg  $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ ) til Harrild Hede i 2018 beregnet med OML-DEP. De røde krydser viser placering af målestationer. Isoliner 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 december, hvor der ikke er målinger.

## 7.5 Sammenfatning

I 2018 gav modelberegningerne generelt 48 % større ammoniakkoncentrationer end målt ved målestationerne omkring Harrild Hede. I 2017 var tallet 61 %. Umiddelbart kan det ikke afgøres, om den store afvigelse skyldes, at de lokale emissioner er for store i lokalområdet, 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.

Overestimeringen for Harrild Hede er en del større end tidligere undersøgelser for landsdækkende data har vist (ca. 20 %). Sammenligning af målinger og modelresultater for 7 faste stationer i det landsdækkende målenet for 2018 viser en underestimering på 3 %. Denne ændring skyldes formodentligt, at



der er anvendt en opdateret version af DEHM. Det vurderes derfor, at overestimering på omkring 40 % for Harrild Hede ikke er et generelt problem i forhold til lokalskalamodelberegningerne, men at der ved Harrild Hede er en større forskel mellem målingerne og modelresultaterne end normalt.

Koncentrationsniveauerne er forholdsvis lave på Harrild Hede. Det vil være interessant at belyse modelberegningernes formåen i et område med relativt høje koncentrationer, som for eksempel i Sønderjylland.

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 ammoniakkoncentrationen på 34 % centralt på Harrild Hede medfører en overestimering af tørdepositionen på ca. 0,6 kg/ha, hvilket er samme niveau som for 2017. Den totale tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med DEHM er på 10-11 kg/ha, hvorved total N-deposition overestimeres med ca. 6 % for Harrild Hede.

I forhold til tidligere undersøgelser generelle overestimering for de faste målestationer på ca. 20%, mod de 34 % centralt på Harrild Hede, så vil overestimeringen af den samlede kvælstofdeposition på stationerne være tilsvarende mindre. Med det opdaterede modelsystem fås for de faste stationer en underestimering af ammoniakkoncentrationerne på kun 3% i 2018, og resultaterne fra modelberegningerne er dermed i overensstemmelse med resultaterne for de faste stationer.

Modelberegningerne på lokalskala giver en rimelig god overordnet gengivelse af den geografiske variation af koncentrationen og bidrager til at tolke målingerne mere nuanceret.

#### **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\\_taaegraenser.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Opdatering_empirisk_baserede_taaegraenser.pdf)
- Blicher-Mathiesen, G., et al. 2019: LOOP-overvågningsrapporten for 2018. 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 2019: [http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air\\_pollutants/](http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air_pollutants/)
- DMI 2019: <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](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. 2019a. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. xxx. <http://dce2.au.dk/pub/xxx.pdf>. In preparation.

Thomas Ellermann, T., Brandt, J., Frohn Rasmussen, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.N., Nygaard, J., Monies C., og Nielsen, I.E.. 2019b: [Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018](#). Notat fra DCE – Nationalt center for miljø og energi, 23. august 2019. 28 s.

Ellermann, T., Christensen, J. & Nygaard, J., 2019c, 4. september 2019: Modelberegning af ozonflux i relation til ozons skader på vegetation. Notat fra DCE – Nationalt center for miljø og energi. 14 s. [http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater\\_2019/DEHM\\_Ozonflux.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/DEHM_Ozonflux.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 2019: EMEP emissions database. [http://www.ceip.at/ms/-ceip\\_home1/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/](http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/) (tilgået september 2019)

EMEP 2018: EMEP emissions database. [http://www.ceip.at/ms/-ceip\\_home1/ceip\\_home/webdab\\_emepdatabase/](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., Hede-gaard 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

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.

Mills, G., 2017: III. Mapping critical levels for vegetation. [www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/EMEP/Final\\_\\_new\\_Chapter\\_3\\_v2\\_\\_August\\_2017\\_.pdf](http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/EMEP/Final__new_Chapter_3_v2__August_2017_.pdf) . Revised Chapter 3 of the Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Publisher: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, 2004.

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. 2019. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2017. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 549 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 313. <http://dce2.au.dk/pub/SR313.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 NH<sub>3</sub> 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".

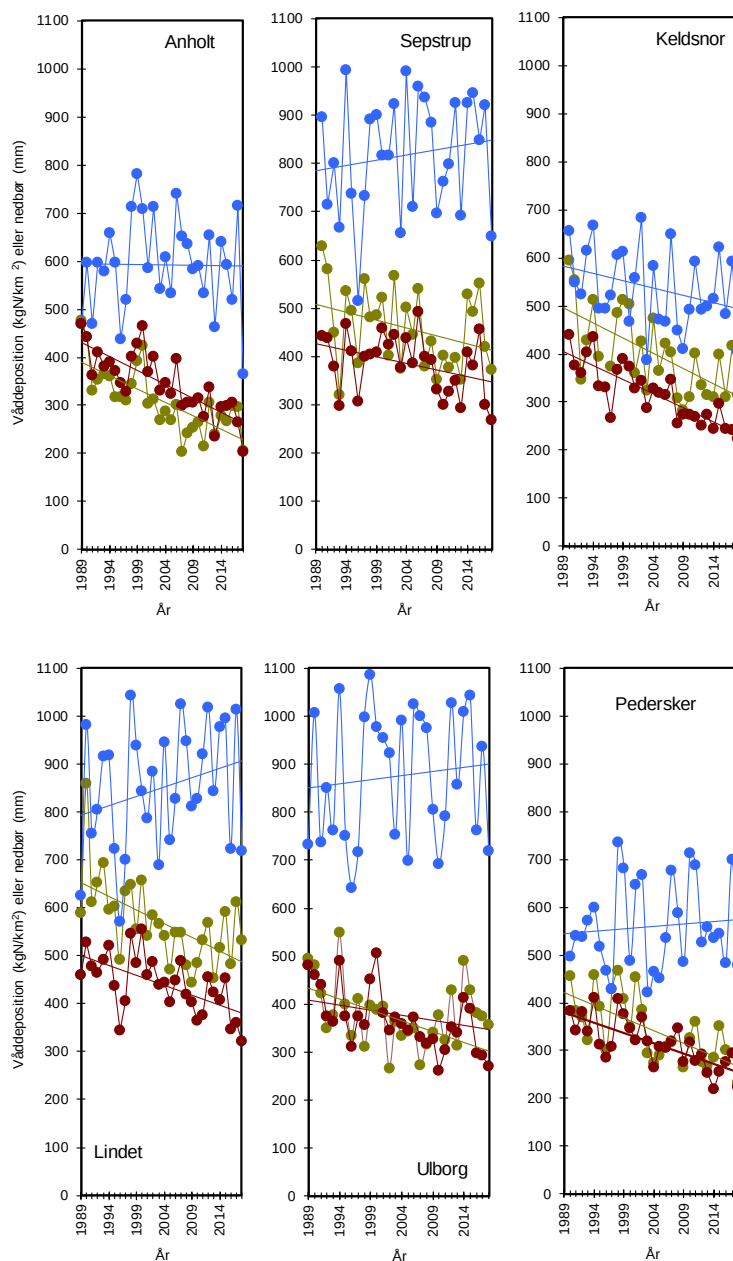
Pendimethalin og nitrophenoler analyseres med den samme metode som polære pesticider. For disse stoffer er der også angivet detektionsgrænse og måleusikkerhed. Detektionsgrænsen er beregnet som tre gange standardafvigelse på seks analyser af en standard på 0,010 µg/l.

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

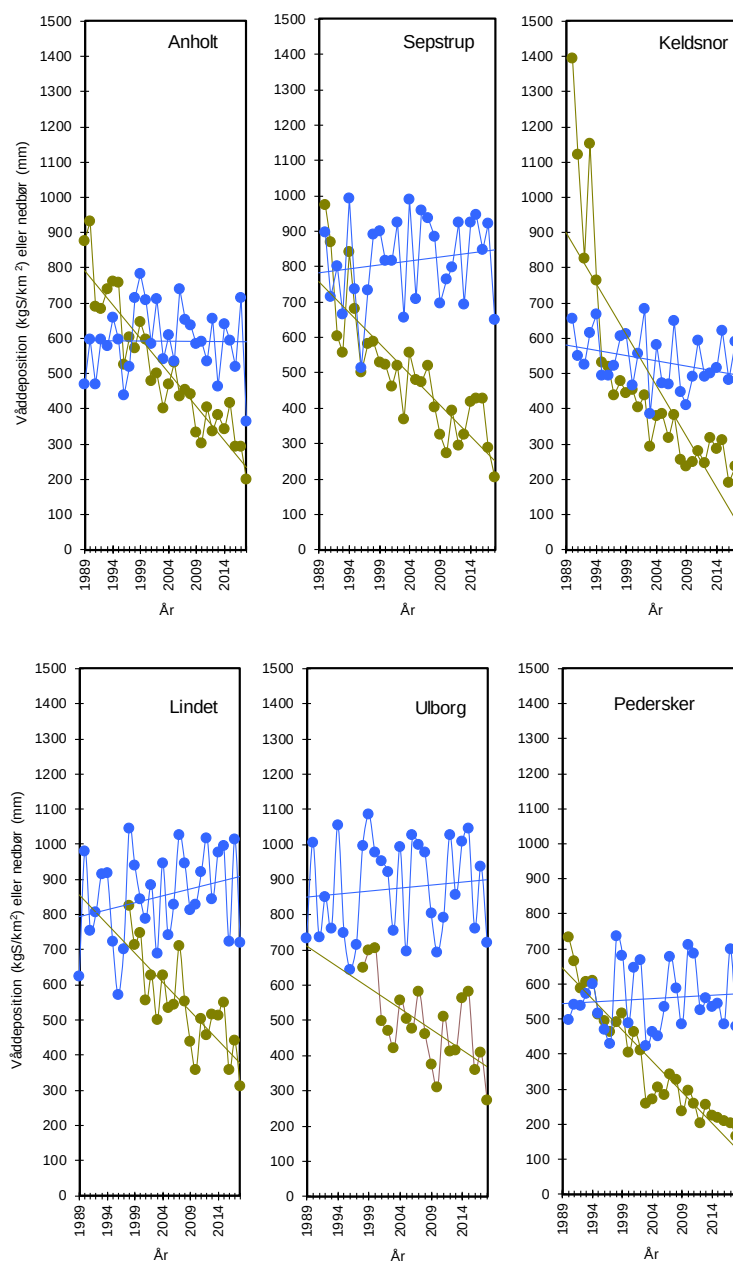
| Stof                       | Detektionsgrænse µg/l | Måleusikkerhed % |
|----------------------------|-----------------------|------------------|
| Atrazin*                   | 0,001                 | 20               |
| Desethylatrazin*           | 0,002                 | 10               |
| Desethylterbuthylazin*     | 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               |



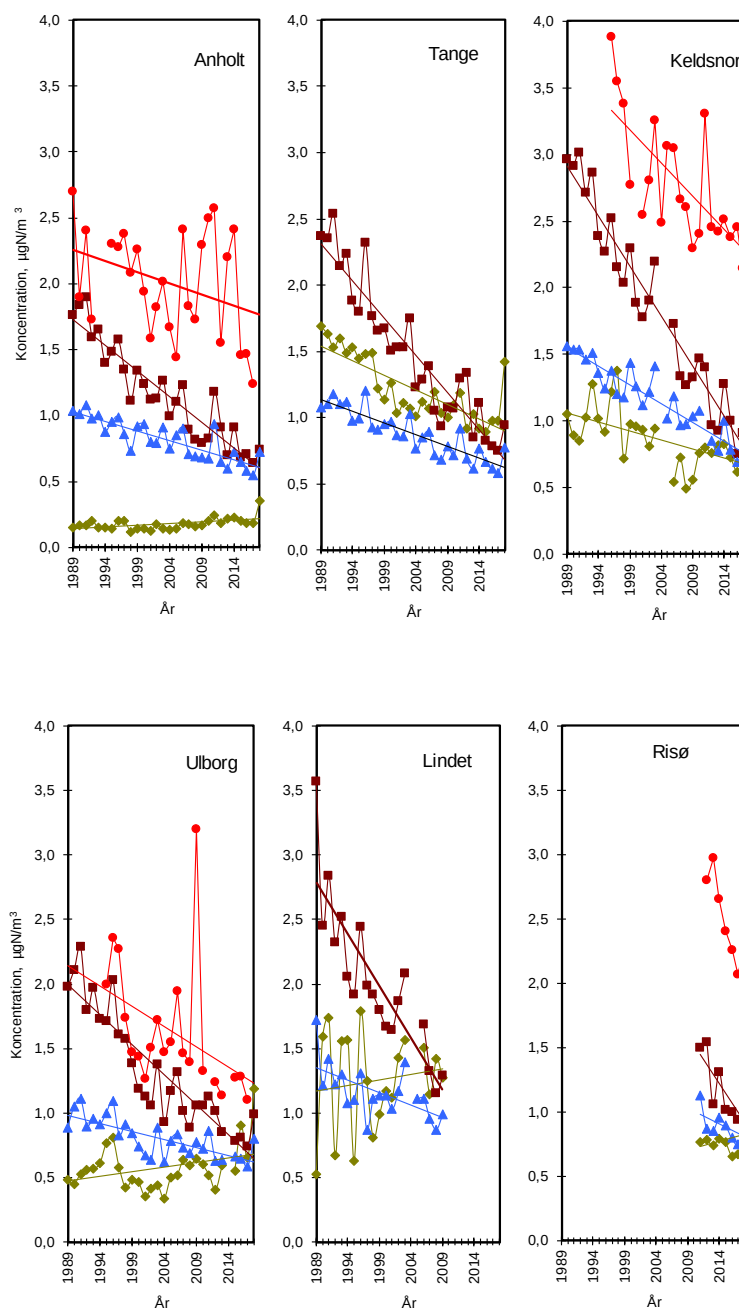
## Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



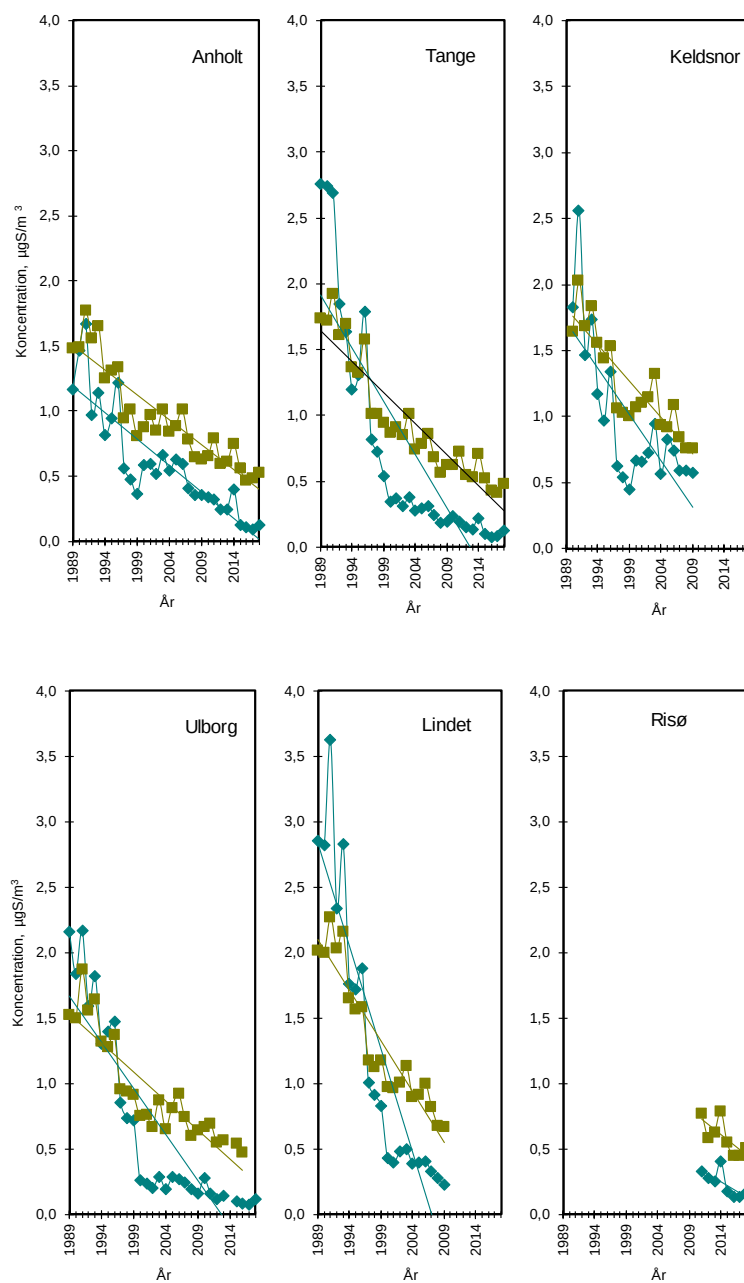
**Figur A1.** Årlig våddeposition (kgN/km<sup>2</sup>) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km<sup>2</sup> omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



**Figur A2.** Årlig våddeposition (kgS/km<sup>2</sup>) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km<sup>2</sup> omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



**Figur A3.** Årsmiddelmålinger 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.

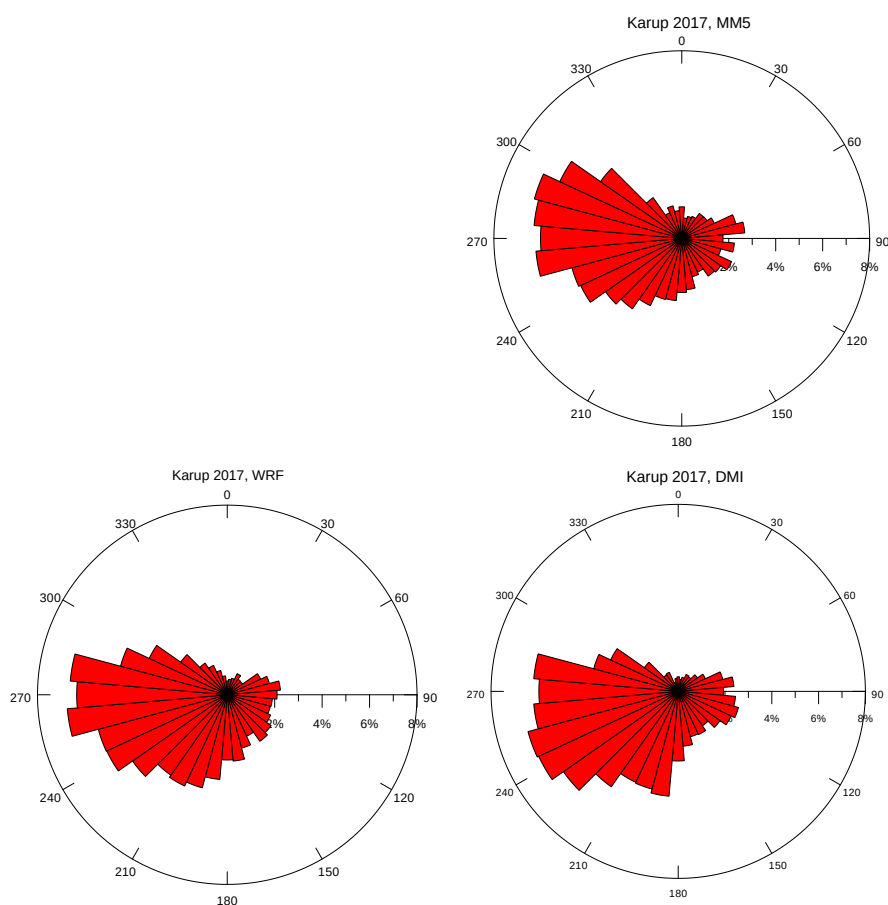


**Figur A4.** Årsmiddeldkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i hhv. 2010, 2009 og 2004

## Bilag 3 Usikkerhed på vindretninger

Der er en lille usikkerhed på vindretningerne fra vejrmodellen WRF. Usikkerheden er dog mindre end ved de tidligere anvendte data fra vejrmodellen MM5, som det fremgår af sammenligningen herunder mellem vindretninger for Karup Lufthavn beliggende ca. 30 km nord for Harrild hede. Data er for år 2017, idet data fra DMI for 2018 er fejlbehæftede. Data er fra DMI's målinger i Karup Lufthavn samt fra vejrmodellerne MM5 og WRF.

Af figur A.5 fremgår, at de vestlige vindretninger i MM5 er drejet mere mod nordvest end målt i Karup Lufthavn. WRF vindretninger ligger imellem de to andre og er bedst i overensstemmelse med målingerne.



**Figur A.5** Vindroser i 2017 for Karup Lufthavn dels fra vejrmodellerne MM5 og WRF og dels fra DMI målinger. DMI's data for 2018 kunne ikke anvendes.

*[Tom side]*



# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2018

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2018 beregnet til hhv. 68 og 51 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM, som er blevet opdateret i forbindelse med beregningerne for 2018. Dette har givet en mindre justering af resultaterne. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med omkring 40 % siden 1990. Luftkoncentrationen var i gennemsnit omkring 58% højere i 2018 sammenlignet med de otte foregående år, hvilket skyldes de usædvanlige meteorologiske forhold i 2018. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2018 beregnet til ca. 6,4 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 2018 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 og modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til Harrild Hede.

ISBN: 978-87-7156-450-1

ISSN: 2244-9981