



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2021

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 525

2023



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2021

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 525

2023

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Martin Ole Bjært Sørensen
Jesper Christensen
Anne Sofie Lansø
Christian Monies
Camilla Geels
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. 525
Kategori:	Rådgivningsrapport
Titel:	Atmosfærisk deposition 2021
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Martin Ole Bjært Sørensen, Jesper Christensen, Anne Sofie Lansø, Christian Monies, Camilla Geels og Maria Bech Poulsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2023
Redaktion afsluttet:	Februar 2023
Faglig kommentering:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Kvalitetssikring, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Sproglig kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR525_komm.pdf
Finansiell støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A. S., Geels, C., & Poulsen, M. B., 2023: Atmosfærisk deposition 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 78s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 525. http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2021 beregnet til hhv. 57 og 54 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis omkring 38% og 43% siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2021 beregnet til ca. 5,1 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2021 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 for udviklingstendens af kvælstofdeposition fordelt på hovedkilderne, måling af ozon og modelberegning af ozonflux, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer, pesticider, prosulfocarb
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Forside Foto:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-741-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	78
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	9
1.1 Overvågningsprogrammet	10
1.2 Vejret i 2021	13
2 Kvælstof	18
2.1 Relevans	18
2.2 Målsætning	18
2.3 Kvælstofdeposition i 2021	18
2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande	20
2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder	22
2.6 Kilder til kvælstofdeposition	23
2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	25
2.8 Udviklingstendens for kvælstofdeposition opdelt på hovedkilderne	27
2.9 Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	32
3 Svovl	34
3.1 Relevans	34
3.2 Målsætning	34
3.3 Svovldeposition i 2021	34
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	35
3.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	37
3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	39
4 Tungmetaller	42
4.1 Relevans	42
4.2 Målsætning	42
4.3 Tilstand og årsag	42
5 Ozon og vegetation	48
5.1 Relevans	48
5.2 Målsætning	48
5.3 Tilstand, udvikling og årsag	49
6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	55
6.1 Relevans	55
6.2 Målsætning	55
6.3 Problemer med prøveopsamling i 2021	55
6.4 Våddeposition af PAH	56
6.5 Målinger af prosulfocarb i luften	57
Referencer	72
Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	74
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	75

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 2021.

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

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacenter for grundvand og boringer er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacenter for hydrologiske punktkilder hos MST, mens fagdatacenter for ferskvand, Det Marine Fagdatacenter, fagdatacenter for stofudvaskning fra dyrkede arealer samt fagdatacenter for biodiversitet og terrestrisk natur er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for luftkvalitet 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 rapporter med data indsamlet i 2021 (<https://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf>).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2021', 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 2021. 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 programperioden for NOVANA for 2017-2021 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 2021, hvor målingerne af pesticider er foretaget med døgnmiddel-målinger fra sidste halvdel af september til slutningen af november.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2021 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 57 ktons N (5,4 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 54 ktons N (13 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 38 % og 43 % i perioden 1990-2021. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti år. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark. Rapporten præsenterer resultater fra analyse af udviklingstendens af bidraget til kvælstofdepositionen fra de to hovedkilder, som er landbrug og forbrændingsprocesser. Analysen viser at udviklingstendensen for bidraget fra landbrug og forbrændingsprocesser varierer tydeligt. Forskellene mellem udviklingstendenserne for den samlede deposition og for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser skyldes blandt andet, at der er forskellig udviklingstendens for emissionen af ammoniak og kvælstofoxider, hvor udledningen af ammoniak falder væsentligt langsommere end udledningerne af kvælstofoxider. Forskellene skyldes også de kemiske reaktioner i atmosfæren, som er årsag til, at luftkoncentrationerne af ammoniak falder væsentligt langsommere, end hvad der kunne forventes ud fra ændringer i udledningerne, mens luftkoncentrationerne af partikulært ammonium falder væsentligt hurtigere end forventet ud fra ændringerne i udledningerne. Endvidere skal det bemærkes at ophør af produktion af mink i Danmark har medvirket til et fald i depositionen af kvælstof i 2021. Da udledninger af kvælstof fra minkproduktionen kun udgjorde omkring 5 % af de danske udledninger i 2021, så skønnes det, at ophør af minkproduktion har medvirket til et fald i samlede deposition af kvælstof i Danmark på omkring 2 %.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2021 beregnet med DEHM til ca. 5,1 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001. I perioden fra 2001 til 2007 var depositionen omtrent på samme ni-

veau, hvorefter der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. Faldet 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.

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 2021 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Der har været problemer med kontaminering af opsamlingsflasker, så derfor kan der desværre ikke rapporteres tal for depositioner af kobber (Cu) og bly (Pb) i 2021. 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 2017-2021 ligger under 4.400 ppb-timer på alle baggrundsmålestationer ((Keldsnor: 2.700 ppb-timer; Ulborg: 2.800 ppb-timer; Risø: 4.400 ppb-timer)). I 2021 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi (9.000 ppb-timer som middel af fem år) for beskyttelse af vegetation mod skader forårsaget af ozon. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb-timer) er dog overskredet ved Risø, men ikke ved Ulborg og Keldsnor. Den langsigtede målsætning er endnu ikke trådt i kraft, og skal derfor endnu ikke overholdes. Rapporten inkluderer endvidere 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_{γ} (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold γ), hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Det kritiske niveau for skov blev dermed overskredet i 2021 for skov (løvfældende) i hele Danmark. I 2021 blev det kritiske niveau for korn (hvede) ikke overskredet i Jylland, men for navnlig kystnære områder af Sjælland, Fyn og de øvrige ører var der områder med overskridelse af grænsen.

Måling af våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø var i 2021 desværre påvirket af problemer med prøveopsamling og prøvehåndtering. Der er taget initiativer, så problemerne ikke gentager sig fremadrettet. Det betyder, at der kun rapporteres resultater fra måling af våddeposition af PAH (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner; i alt analyseret for 22 forskellige stoffer) samt luftkoncentrationer af pesticidet prosulfocarb. Depositionen af PAH lå sammenlagt på henholdsvis omkring 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 39 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Våddepositionen var lidt større end målt for 2020.

I perioden fra sidste del af september til og med november blev der foretaget døgnmålinger af luftkoncentrationerne af prosulfocarb. Disse målinger viste dage med betydelige koncentrationer for den periode, hvor prosulfocarb typisk udbringes på marker med vintersæd. Resultaterne fra analysen indikerer, at størstedelen af den målte prosulfocarb i luften kan stamme fra

udbringning af prosulfocarb på danske marker med vintersæd. Denne vurdering baseres på følgende:

- For 2021 ses høje luftkoncentrationer fra slut september til sidst i oktober, hvilket svarer til observationerne for 2019. Tidsperioden med høje luftkoncentrationer af prosulfocarb i efteråret 2020 svarer ligeledes til tidsperioden for anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplandene.
- Dage med høje luftkoncentrationer er i høj grad sammenfaldende med dage med gode betingelser for udbringning af prosulfocarb på marker med vintersæd.
- Prosulfocarb kan nedbrydes relativt hurtigt om dagen i sollys. Om morgenen og sen eftermiddag er mængden af sollys væsentligt mindre og nedbrydningen væsentligt langsommere. Om natten er nedbrydningen ligeledes meget langsom.
- Undersøgelserne baseret på såkaldte trajektorieberegningerne godtgør, at det for en række dage stort set kan udelukkes, at prosulfocarb stammer fra andet end dansk anvendelse. Undersøgelserne har dog også vist, at der formentligt kan komme bidrag fra prosulfocarb anvendt i Danmarks nabolande.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2021 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., 2023*).

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

Overvågningsprogrammet for atmosfærisk deposition er baseret på integration af målinger og modelberegninger. Hovedelementerne i programmet er følgende:

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

I 2021 er der en nogle få ændringer i programmet og årsrapporten set i forhold til den seneste år. Dette drejer sig om følgende:

- Målinger af luftkoncentrationer af pesticider ved målestationen ved Risø blev påbegyndt i 2017. Formålet med disse målinger er at få et bedre grundlag for vurdering af kilderne til de pesticider, som igennem en år-række er blevet fundet i våddepositionen i Danmark (Kapitel 6). Hvor der tidligere er blevet foretaget prøveopsamling på ugeniveau for hele året, så er der i 2019 - 2021 fokuseret på måling af prosulfocarb og alene på efteråret i den periode, hvor prosulfocarb anvendes. I denne periode foretages prøveopsamling på døgnniveau for perioden fra sidste halvdel af september til slutningen af november.
- Der er i 2021 ikke udført modelberegninger af kvælstofafsætningen til landområder med høj geografisk opløsning (gitterfelter på 400 m x 400 m).
- I forbindelse med kommentering af sidste års rapport blev der udtrykt ønsker om en vurdering af udviklingstendens for kvælstofdeposition opdelt på kilder. I Kapitel 2 præsenteres derfor som noget nyt resultater for udviklingstendensen for kvælstofdeposition stammende fra henholdsvis landbrugs- og forbrændingskilder.
- Den globale COVID-19-pandemi gav anledning til ophør af minkproduktion i Danmark i slutningen af 2020. Dette gav en reduktion i de danske udledninger af ammoniak. I Kapitel 2 omtales derfor kort resultater fra en

vurdering af, hvordan ophør af den danske minkproduktion har påvirket deposition af kvælstof til danske naturområder.

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 2021, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med den del af overvågningsprogrammet som er rettet mod vandmiljø og natur 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 denne del 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 f.eks. høje koncentrationer forårsaget af udledninger fra en enkelt nærved liggende 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.

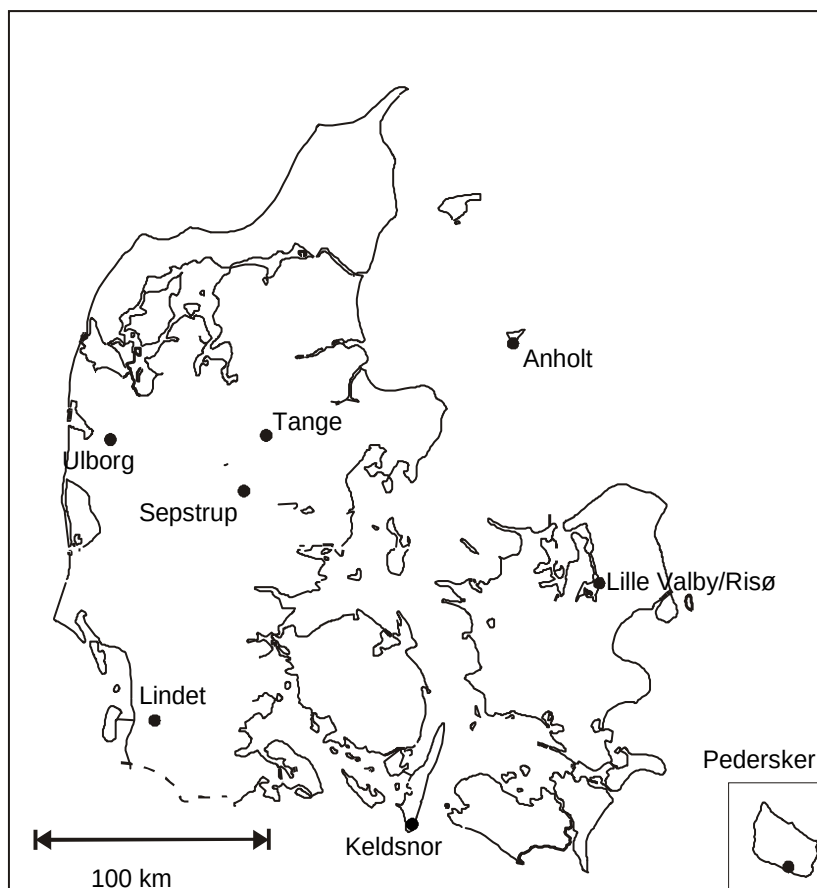
I 2021 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- 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 (Miljøfarlige forurenende 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 indgår en enkelt mindre målestation med måling af ammoniakkoncentration ved Idom Hede (5 km øst for Ulborg).

Figur 1.1. og Tabel 1.1 viser placeringen af målestationerne og en oversigt over, hvad der måles ved de større faste målestationer i luftovervågningsprogrammet. 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. Endvidere er der en mindre målestation ved Idom Hede omkring 5 km øst for Ulborg.

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

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

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

** Filterpack: NH₃, SO₂ og partikulært N, S, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Mn og Fe. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Denuder: Måling af NH₃, HNO₃ og partikulært NH₄ og NO₃. Passiv opsamler: NH₃.

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

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 luftovervågningsprogrammet.



Figur 1.2. Eksempler på udstyr på målestationer. Til venstre: Filterpackopsamler til opsamling af luftprøver. Opsamleren består af en filterholder (for enden af hver af de otte arme) med tre filtre, som luften suges igennem, hvorved partikler og gasser opsamles og separeres. Til højre: Nedbørsopsamlere til bestemmelse af bulkdeposition (dvs. våddeposition plus et lille bidrag fra tørdeposition). Nedbørsopsamlerne består af et stativ, en tragt og en opsamlingsflaske monteret forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

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 emissionopgørelser, og den luftbåren transport er beregnet på basis af informationer om de meteorologiske forhold for det år, som der laves modelberegninger for.

De omfattende COVID-19-restriktioner i Europa har medført en betydelig ekstraordinær reduktion af udledningerne af luftforurening i 2020 og 2021.

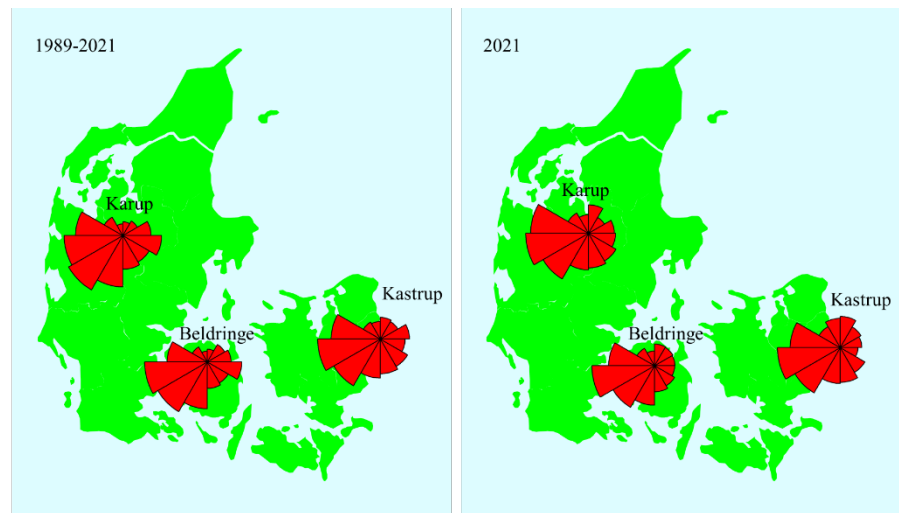
For bedst muligt at tage hensyn til dette er der foretaget en korrektion af udledningerne for 2020. Korrektionerne af EMEP's emissioner er baseret på de ændringer af udledninger fra trafik og industri for månederne marts-maj, som er beskrevet i Barré et al. (2021). Der er ingen korrektioner af de danske emissioner på årsbasis for 2020, da disse er indeholdt i emissionerne, men pga. COVID-19-restriktioner er den tidslige fordeling af emissioner for trafik og industri ændret baseret på trafikinformationer fra vejdirektoratet for 2020 og 2021 samt de beskrevet ændringer i Barre et al. (2021) af danske industriemissioner.

Udledningerne for skibe er ligeledes ændret i forhold til tidligere modelberegninger. Ved modelberegningerne præsenteret i denne årsrapportering baseres udledningerne på det globale datasæt fra det Finske Meteorologisk Institut, som baserer opgørelserne på STEAM-modellen (se Johansson et al., 2017) og Permalink (2023)). Udledningerne estimeres ved brug af globale data med høj geografisk og tidslig opløsning fra Automatic Identification System (AIS), som gør det muligt at estimere udledningerne fra de individuelle skibe. Datasættet bruger AIS-information for årene 2014-2020 og tager hensyn til ændringer i bl.a. svovlindhold i skibsbrændstof. Før 2014 er skibsemissionerne fastlagt på basis af ekstrapolering bagud i tid baseret på informationer om ændringer i flådestørrelse, energiforbrug, skibsstørrelser m.m. Den rummelige opløsning er også her på $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ svarende i det danske område til ca. 7 km x 11 km (hhv. Ø-V og N-S) og den tidslige opløsning er på månedsbasis. Derudover bliver den rummelige fordeling genfordelt for havområderne omkring Danmark ved brug af et specielt STEAM-udledningsdatasæt for 2016 med høj rummelig opløsning på 1 km x 1 km, hvilket hovedsageligt flytter eventuelle skibsudledninger over land til havområder og opkoncentrerer udledningerne for færge- og skibsruter. Fordelen med det nye datasæt er, at man tager hensyn til variationen af skibsaktiviteterne imellem de enkelte år og de enkelte måneder, hvilket især har haft betydning i 2020 på grund af COVID-19-restriktionerne. Skibsemissioner for 2020 blev brugt for modelberegningerne for 2021, da der ikke var nye skibsemissioner for 2021 tilgængeligt.

1.2 Vejret i 2021

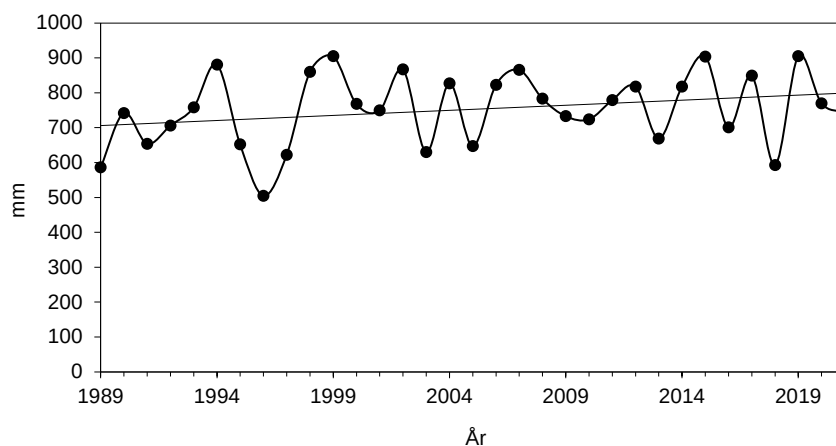
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2021.

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 luftforureningskomponenter generelt er relativt høje. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2021 som sædvanligt var vest til sydsydvest, og at vindroserne for 2021 i store træk minder om gennemsnittet for perioden 1989-2021 - om end der i 2021 er lidt hyppigere vind fra nord og lidt mindre hyppig vind fra øst end i gennemsnit for perioden. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem den tid, som det har taget at transportere luftforeningen til Danmark.



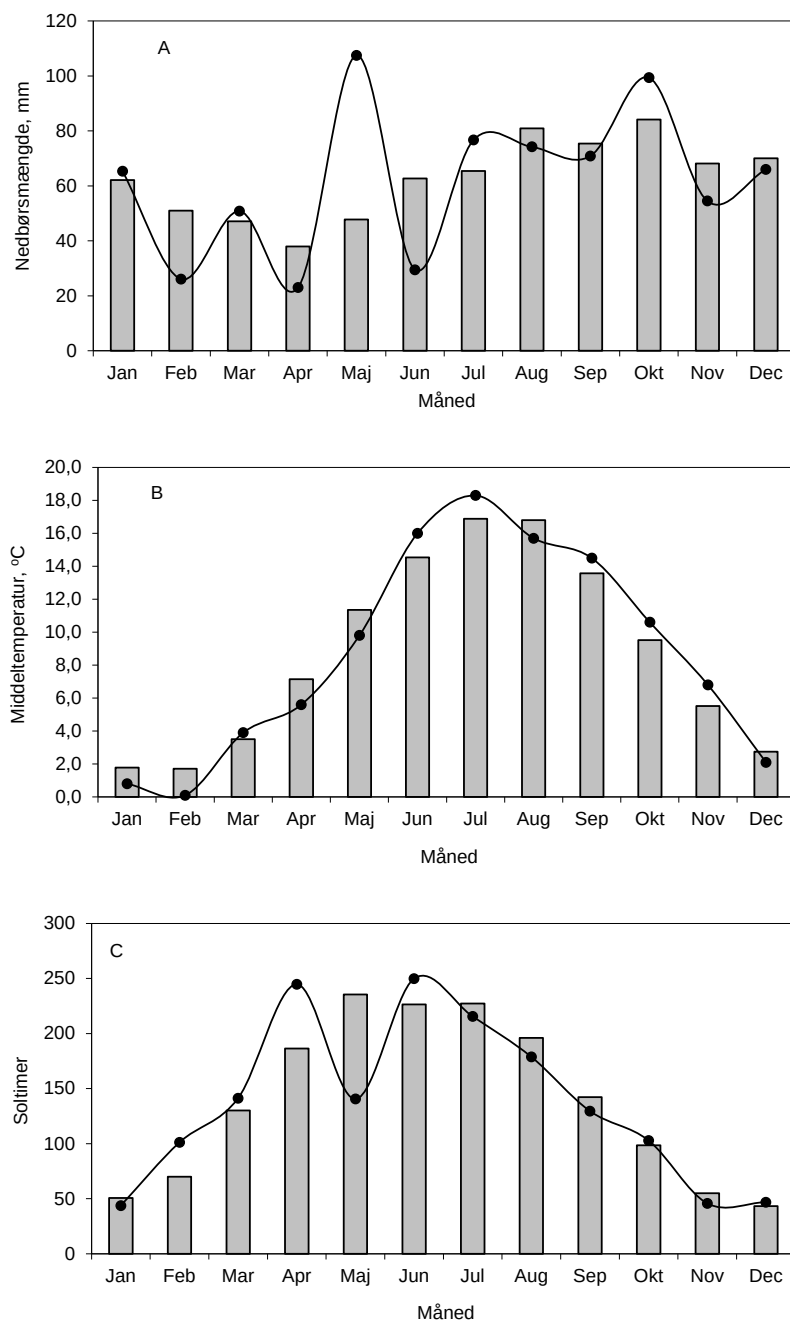
Figur 1.3. Vindroser for Karup/Hald, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2021, mens der til højre vises gennemsnit for 2021. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var med 744 mm omkring 3% lavere i 2021 end i 2020 (770 mm), og svarede omtrent til den gennemsnitlige nedbørsmængde for perioden fra 1989-2021 (753 mm) (Figur 1.4; Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2021). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (Figur 1.5 A). Mest markante afvigelser fra gennemsnittet var den høje nedbør i maj, som var lidt mere en dobbelt så høj som gennemsnit for maj i perioden fra 1989-2021. I 2021 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (800-1100 mm). Til sammenligning faldt der 700-900 mm på Fyn og 500-700 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2022), 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 nedbørsmængderne over land (Figur 1.6). Beregninger af nedbør over hav viser generelt set en lidt mindre nedbør over hav i 2021 end i 2020, ligesom der som gennemsnit for Danmark ses en mindre nedbør over hav sammenlignet med landområderne. Der er endvidere væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen).

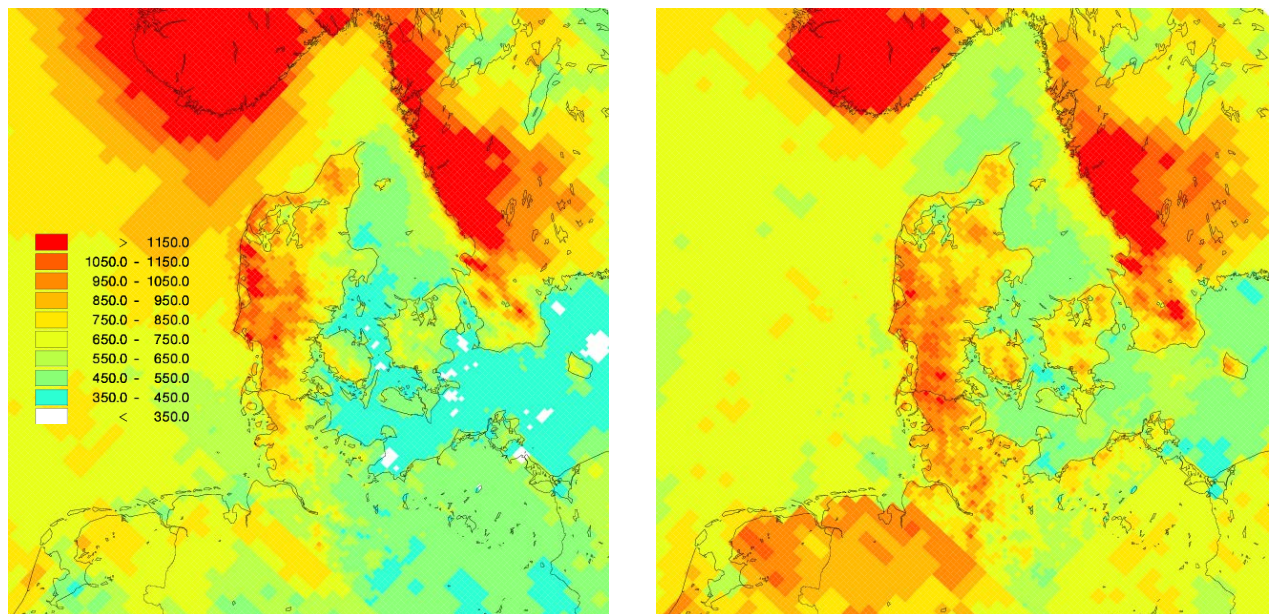


Figur 1.4. Udviklingstendens for nedbørsmængden i perioden fra 1989-2021 (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2022). Den sorte linje er beregnet ved lineær regression.

2021 var et noget køligere år sammenlignet med 2020, hvilket hænger sammen med, at 2020 var det næst varmeste år siden 1873 (DMI, 2021). Den årlige middellufttemperatur i 2021 var 8,7 °C og dermed 1,1 °C lavere end 2020 (9,8 °C). Middelttemperaturen i 2021 var 0,1 °C lavere end gennemsnittet (8,8 °C) for perioden 1989-2021, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2022). Temperaturfordelingen følger i store træk gennemsnittet siden 1989, hvor det dog var noget køligere i januar-februar set i forhold til gennemsnittet og lidt varmere i juni-juli og i efteråret (Figur 1.5 B). 2021 var generelt set et gennemsnitligt år med hensyn til antallet af soltimer bortset fra april, hvor antal soltimer lå noget over gennemsnit og maj, hvor den megen nedbør også resulterede i et lavt antal soltimer (Figur 1.5 C). Antallet af soltimer i 2021 var på 1.640 timer, hvilket er omkring 1% under gennemsnit for perioden 1989-2021 (1.661 timer) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2022).



Figur 1.5. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2021, mens søjlerne angiver middel for 1989-2021. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2022).



Figur 1.6. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model WRF for 2020 (venstre) og 2021 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

Links: Yderligere information om målestationerne:

[Målestationer \(au.dk\)](https://envs.au.dk/maalestationer) Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/luftforureningsmodeller>

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 kvælstofilterne og ammoniak inden 2010 med henholdsvis omkring 60 % og 43 % set i forhold til 1990. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft med forpligtelser til emissionsreduktioner for 2020. Danmark har i forbindelse med den reviderede Gøteborg-protokol forpligtet sig til at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2020 med henholdsvis 56 % og 24 % set i forhold til 2005, svarende til i alt omkring 71 % og 45 % set i forhold til de danske udledninger i 1990. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 40 % og 6 % for henholdsvis kvælstofilterne og ammoniak set i forhold til 2005. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016, hvor Danmark er forpligtet til at reducere udledningerne af kvælstofilter med 68 % fra 2005 til 2030 (EU, 2016).

2.3 Kvælstofdeposition i 2021

I 2021 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 i 2021 viste, at den årlige deposition til landområderne omkring målestationerne lå på 7-11 kg N/ha, hvilket ligger omkring 9 % under de tilsvarende resultater for 2020. Målingerne viste en deposition til vandområderne ved Anholt på 4,8 kgN/ha, hvilket er omkring 25 % lavere end i 2020.

Variationerne fra år til år skyldes hovedsageligt de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, mens udviklingen set over lang tid skyldes den langsigtede udviklingstendens i udledningerne af kvælstof til atmosfæren (Afsnit 2.7).

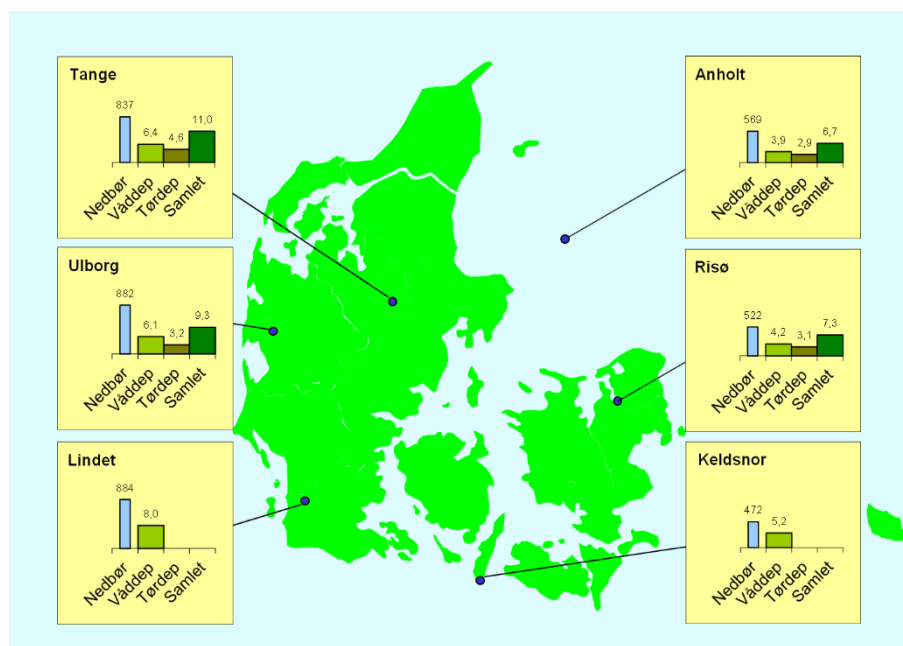
Ændringen fra 2020 til 2021 skyldes dog også, at de danske udledninger af kvælstof blev reduceret grundet ophør af produktion af mink i slutningen af 2020, som følge af Covid-19. Ophør af minkproduktion har dog kun reduceret de danske udledninger med omkring 6 % (Nielsen et al., 2022, O.K. Nielsen

personlig meddelelse 2023). Deposition af kvælstof fra danske kilder udgør omkring 40 % af den samlede deposition af kvælstof til danske landområder (Figur 2.5). Ophør af minkproduktion i Danmark vil derfor skønsmæssigt kun give anledning til en reduktion i kvælstofdepositionen på omkring 2% i gennemsnit for Danmark. Ophør af minkproduktion er derfor kun en del af årsagen til faldet i kvælstofdepositionen fra 2020 til 2021, om end der kan være store lokale forskelle, hvor ophør af minkproduktion spiller en større rolle i de dele af Danmark, hvor der var en stor minkproduktion.

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 til landområder 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 depositionerne på alle målestationer ligger i 2021 indenfor 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 2021. 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). Tørdepositionen bestemmes ikke ved Lindet og Keldsnor.

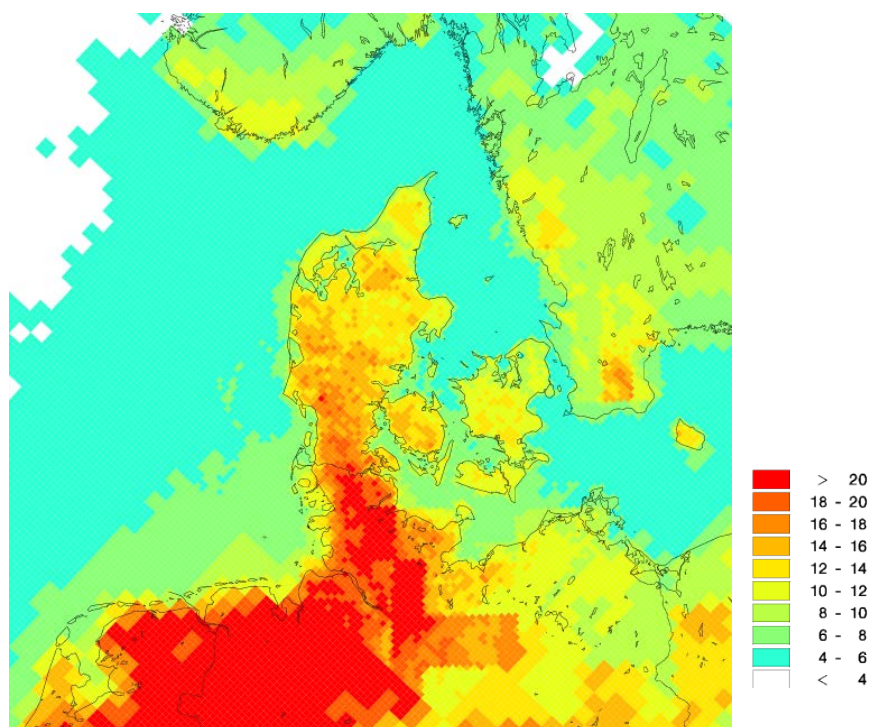
Links

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på: <https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/maalestationer/>

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande er for 2021 beregnet til 57.000 tons N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 5,4 kgN/ha (Figur 2.3 og Tabel 2.1). Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande i 2021 lå derfor omkring 5% lavere end i 2020 (60.000 tons N). Den største ændring ses for de danske dele af Nordsøen og Skagerrak med reduktion på omkring 10%, mens depositionen i Lillebælt, Storebælt og Østersøen lå lidt højere (4-8%) i 2021 set i forhold til 2020.

Depositionen varierer næsten med en faktor to mellem de forskellige områder. Størst deposition ses i de kystnære områder og fjorde, hvor afstanden til navnlig landbrugskilderne er lille. Den højeste deposition på 11 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 4-5 kgN/ha er beregnet for dele af Nordsøen, Østersøen, Kattegat, og Skagerrak. Endvidere ses en gradient med de højeste depositioner mod syd og lavere depositioner mod nord. Dette skyldes indflydelse fra områder med høje emissioner af kvælstof i landene syd for Danmark.



Figur 2.3. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2021. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises en middeldeposition for de to typer overflader. 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 2021 med DEHM. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	9	16	25	5,1	48.754
Skagerrak – dansk del	1,8	3,1	4,8	4,7	10.329
Kattegat – svensk del	1,2	2,7	3,9	5,8	6.743
Kattegat – dansk del	3,6	5,5	9,1	5,4	16.830
Nordlige Bælthav	1,0	1,3	2,3	5,9	3.909
Lillebælt	0,7	1,0	1,7	8,0	2.170
Storebælt	1,3	1,8	3,0	6,6	4.519
Øresund - dansk del	0,3	0,5	0,7	5,4	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,3	0,5	5,6	0.950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,9	0,9	1,8	7,0	2.547
Østersøen - dansk del	3,5	4,8	8,3	5,5	14.926
Alle danske farvandsområder	22	35	57	5,4	105.320

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod ± 30 % for de åbne farvande, mens usikkerheden kan være op mod ± 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: [Depositionsberegninger \(au.dk\)](https://au.dk/Depositionsberegninger)

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af kvælstof til de danske landområder er for 2021 beregnet til 54.000 tons N (Figur 2.3 og Tabel 2.2), hvilket ligger omkring 6 % højere end rapporteret for 2020 (51.000 ton N) og 8 % lavere end i 2019 (59.000 tons N). Det er hovedsageligt de naturlige variationer i de meteorologiske forhold og her især primært nedbøren, som er årsag til disse variationer fra år til år. Variationerne mellem årene er små totalt set for hele Danmark, men der er lokalt store forskelle fra år til år.

Den lille stigning i den modelberegne deposition skyldes en lille stigning i den modelberegne årlige nedbør fra 2020 til 2021. Det er forklaringen på, at modelberegningerne angiver en lille stigning fra 2020 til 2021, mens resultaterne fra målestationer angiver et lille fald (Afsnit 2.3). I 2021 optræder en relativ stor andel af nedbøren i maj måned i forbindelse med dannelsen af konvektiv bygeregn (typisk kortvarig kraftig nedbør) i modsætning til 2020, hvor der var en større andel af mere vedvarende regn i forbindelse med større fronters passage over Danmark i vintermånederne. Netop i forbindelse med konvektiv bygeregn har vejrmødelkerne en relativ stor usikkerhed på beregning af både mængde og rummelig fordeling af nedbøren. Dette kan også ses på de regionale ændringer af nedbøren i 2021 i forhold til 2020, hvor Nordjylland har et beregnet fald i den årlige nedbør på ca. 6 %, mens Østdanmark har en beregnet stigning på op til 26 %. En tilsvarende sammenligning imellem 2019 og 2020 viser en meget mere ensartet ændring på tværs af Danmark. Der er altså særlig stor usikkerhed på modelberegning af depositionen i maj 2021, hvilket er årsagen til forskellen mellem model og målinger set i forhold til ændringerne fra 2020 til 2021.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 13 kgN/ha. Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 6 kgN/ha og omkring 20 kgN/ha beregnet som gennemsnit for modellens gitterceller på 6 km x 6 km (Figur 2.3). 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 2.3), 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.

De gennemsnitlige depositioner i gitterfelterne på 6-20 kgN/ha 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).

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod ± 40 % (for gennemsnit af gitterfelterne). Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Tabel 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2021 med DEHM. Afrunding af værdierne er årsag til, at for eksempel total deposition ikke altid svarer til summen af tør- og våddeposition.

	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km²
Nordjylland	4,9	4,1	9,1	11	7.908
Midtjylland	9,0	8,0	17	13	13.094
Syddanmark	9,4	8,4	18	15	12.130
Sjælland	4,1	3,8	7,9	11	7.268
Hovedstaden	1,3	1,3	2,6	10	2.528
Hele Landet	29	26	54	13	42.927

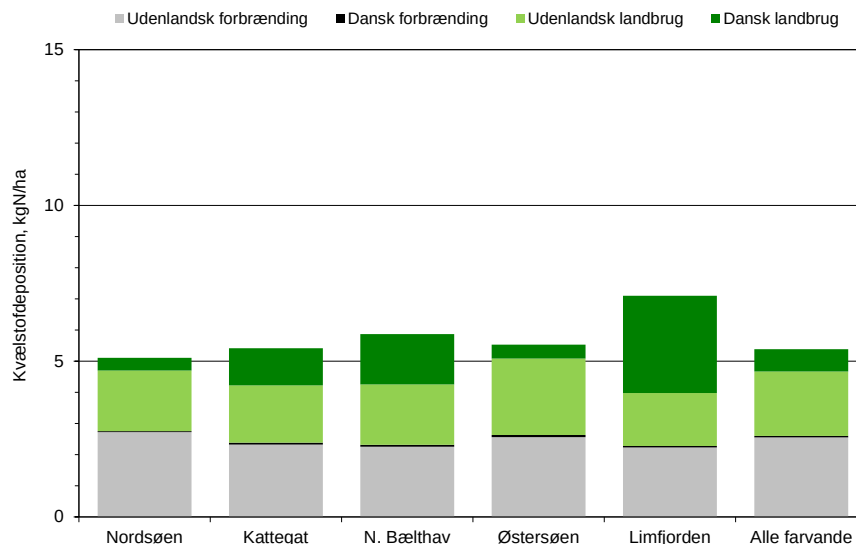
Links

Deposition af kvælstof til de enkelte regioner og kommuner kan findes på:
[Depositionsberegninger \(au.dk\)](#)

2.6 Kilder til kvælstofdeposition

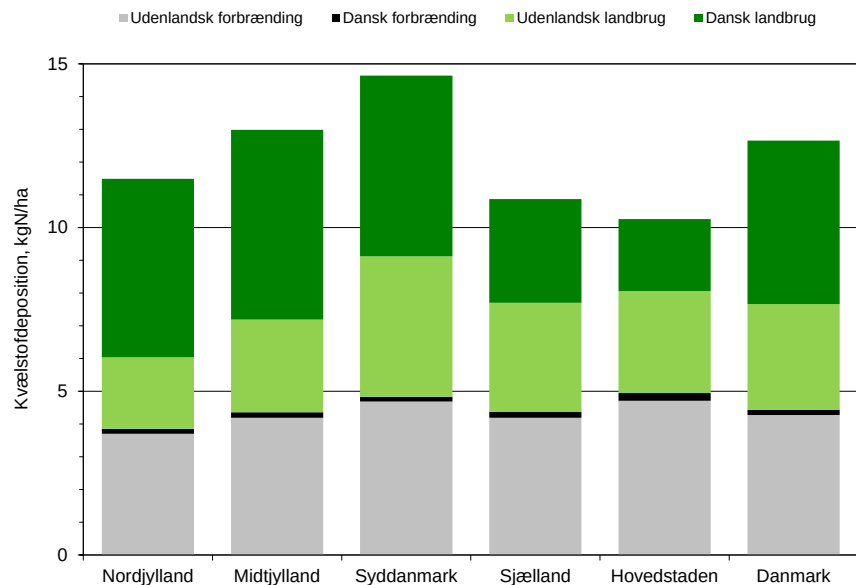
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion) og udslip, som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissionerne af kvælstofilter udelukkende sker i forbindelse med forbrændingsprocesser, og at emissionerne af ammoniak i praksis stammer fra landbrug, idet over 95 % af emissionen af ammoniak i Danmark stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser, om end der for deposition til landområderne i 2021 er en noget større andel fra landbrugsproduktion (65 %) end fra forbrændingsprocesser (35 %). For farvandene kom ca. 52 og 48 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2021 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 2.4). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til at være på ca. 14 % i 2021. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (29 %), Kattegat (23 %), Lillebælt (29 %) og Storebælt (24 %) og den mindste i Nordsøen (9 %), det Sydlige Bælthav (12 %) og den danske del af Østersøen (9 %). 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. 45 % 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 2.4 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 2.5. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2021 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 2.5) 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 46-49 % fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 24 %. 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. På lokal skala kan ophør af minkproduktion i 2021 også have ført til store ændringer i den danske andel fra 2020 til 2021.

Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Der er dog tale om mindre forskydninger, og for 2020 og 2021 har der ikke været nævneværdige forskelle i den danske andel, der har ligget på 40-41 % (2020, 40%; 2021 41%).

2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.6 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 de danske farvande og landområder på henholdsvis ca. 38 % og 43 % 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 seneste ti år, dog med en lidt lavere deposition i 2021 end i de foregående år. Kvælstofdepositionen i 2021 var den lavest målte kvælstofdeposition siden målingerne begyndte i 1990.

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 2.6), 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 40-45 % af kvælstofdepositionen stammer fra danske kilder.

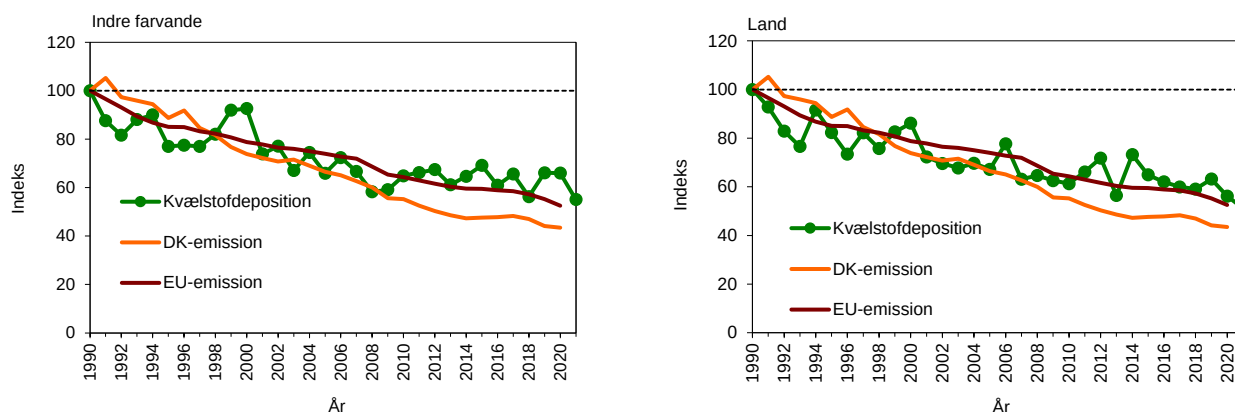
I Figur 2.6 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen 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 2.6 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 for landområderne i 2014. Året 2018 var usædvanligt tørt og varmt og 2019 var præget af usædvanligt meget nedbør.

Deposition til farvandene varierer tydeligt mellem årene. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-80 % af den samlede deposition til vand, og at der i år med meget nedbør, som f.eks. 2019 og 2020, ses relativt høj deposition sammenlignet med 2018, hvor nedbørsmængden var væsentligt mindre end i 2019, 2020 og 2021. Våddepositionen til farvandene udgør kun omkring halvdelen af den samlede deposition til landområderne, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden normalt ikke slår lige så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne.

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.

Ovenstående resultater og konklusioner gælder for den samlede kvælstofdeposition. Når man kigger på udviklingstendensen for kvælstofdepositionen fra forskellige kilder ses et mere komplekst billede, da udviklingstendensen for udledningerne af kvælstof for landbrug og forbrændingskilder har været forskellige. I et følgende afsnit vises resultaterne for udviklingstendensen for kvælstofdepositionen fra de to hovedkilder til kvælstofudledning (landbrug og forbrænding).



Figur 2.6. Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til venstre 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., 2022*) og fra EU-landene fra EMEP (*EMEP, 2023*).

2.8 Udviklingstendens for kvælstofdeposition opdelt på hovedkilderne

I ovenstående afsnit præsenteredes udviklingstendensen for den samlede deposition af kvælstof til danske land- og farvandsområder, mens dette afsnit giver en mere detaljeret vurdering af udviklingstendensen for kvælstofdeposition fordelt på udledning fra landbrug og forbrændingsprocesser, som er de to vigtigste kilder til udledning af kvælstof til luften. Denne ekstra detaljeringsgrad er indført i denne årsrapport på basis af ønsker fra Miljøstyrelsen.

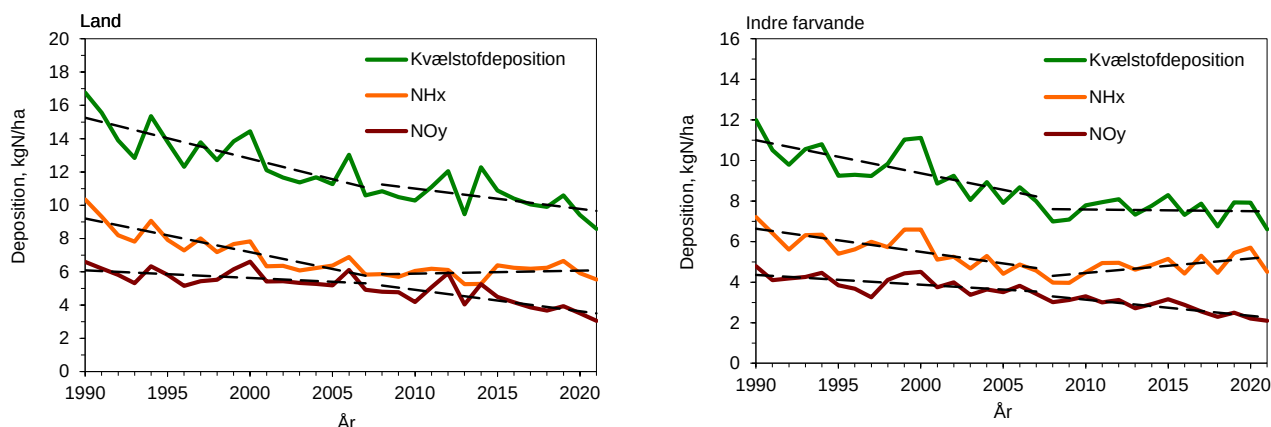
Opdelingen i deposition fra landbrug og forbrændingsprocesser er baseret på, at over 95 % af emissionerne af ammoniak stammer fra landbrug og at emissionerne af kvælstofoxider stammer fra forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion). Ved at opdele kvælstofdepositionen i de reducerede kvælstof-forbindelser (NH_x; ammoniak og ammonium) og de oxiderede kvælstofforbindelser (NO_y; her hovedsageligt kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat) bliver det derfor muligt at opdele kvælstofdepositionen i den del, der hovedsageligt stammer fra landbrug, og den del, der hovedsageligt stammer fra forbrændingsprocesser.

Figur 2.7 viser udviklingstendensen for den samlede kvælstofdeposition til danske land- og farvandsområder og opdelt på NH_x (ammoniak og ammonium) og NO_y (kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat) som primært stammer fra henholdsvis landbrug og forbrændingsprocesser.

For depositionen til landområder ses et lidt større fald i deposition i den første del af perioden (1990 – 2007), mens der er et noget mindre fald i den sidste del af perioden (2008 – 2021). Når depositionen opdeles i bidraget fra landbrug og forbrændingsprocesser, så ses et mere komplekst billede. Bidraget fra landbrug falder relativt meget i den første del af perioden, mens depositionen er stort set konstant med tendens til svag stigning i den sidste del af perioden.

Udviklingstendensen for bidraget fra forbrændingsprocesser er stort set omvendt, med en stort set uændret deposition i den første del af perioden og relativt kraftigt fald i den sidste del af perioden.

For depositionen til farvandsområder ses nogenlunde samme billede som for depositionen til landområder. Dog er der for den sidste del af perioden et uændret niveau i den samlede deposition, og der ses en stigning i bidraget fra landbrug og et mindre fald i bidraget fra forbrændingsprocesser set i forhold til depositionen til landområderne. Denne forskel mellem farvandsområder og landområder hænger sammen med, at depositionen til farvandsområder hovedsageligt stammer fra våddepositionen af kvælstof, mens depositionen til landområder består af væsentlige bidrag fra både tør- (omkring 40 %) og våddeposition (omkring 60 %) af kvælstof. Denne forskel betyder blandt andet, at depositionen til farvandsområder i højere grad bliver påvirket af ændringerne i nedbørsmængderne end depositionen til landområderne. Det betyder også, at langtransport er mere vigtig for deposition til farvandsområder end for deposition til landområderne, hvor de danske udledninger spiller en større rolle (Figur 2.4 og 2.5).

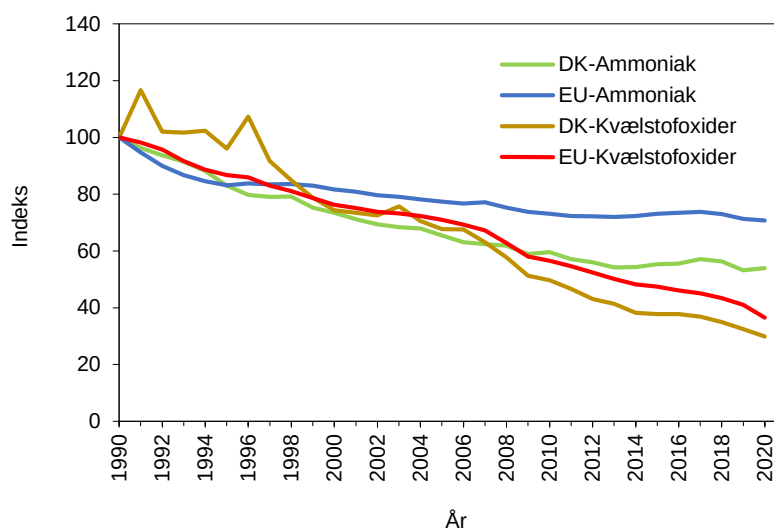


Figur 2.7. Udviklingstendens for deposition af kvælstof til danske land- og farvandsområder. Figureerne viser den samlede deposition og deposition opdelt på NH_x (ammoniak og ammonium) og NO_y (kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat). NH_x stammer primært fra landbrug og NO_y stammer hovedsageligt fra forbrændingsprocesser. Stiplede linjer er beregnede lineære regressionslinjer opdelt i perioden fra 1990 til 2007 og 2008 til 2021. 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. 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.*, 2022) og fra EU-landene fra EMEP (EMEP, 2023).

Forskellene mellem udviklingstendenserne for den samlede deposition og for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser skyldes blandt andet, at der er forskellig udviklingstendens for emissionen af ammoniak og kvælstofoxider. Figur 2.8 viser udviklingstendenserne for udledning af ammoniak og kvælstofoxider fra henholdsvis Danmark og EU. For alle ses et fald i perioden fra 1990 til 2021, men ammoniak falder væsentligt langsommere end kvælstofoxiderne.

Endvidere falder udledningerne hurtigere i Danmark end i resten af EU. Det gælder navnlig for ammoniak, hvor udledningerne af ammoniak fra EU falder relativt hurtigt de fem første år, hvorefter der kun ses et relativt lille fald.

For Danmark ses et relativt jævnt fald, som dog også falder hurtigere i begyndelsen af perioden end i slutningen af perioden. For kvælstofoxider falder udledningerne fra EU forholdsvis konstant over hele perioden, hvor der for danske udledninger frem til 1997 er på samme niveau, hvorefter de falder relativt jævnt frem til 2020. De to toppe i begyndelsen af perioden, hænger sammen med stor energiekspport fra Danmark i de pågældende år.



Figur 2.8. Relativ udviklingstendens for årlige udledninger af ammoniak og kvælstofoxider fra Danmark (Nielsen et al., 2022) og EU-27 (EMEP, 2023). Udledningerne er indekseret til 100 i 1990.

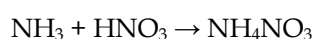
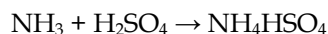
Overordnet set er der derfor sammenhæng mellem faldene i depositionerne og udledningerne, men faldene i udledningerne kan ikke helt forklare det mønster, der ses for udviklingstendensen for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser. Det skyldes, at de kemiske reaktioner i atmosfæren også spiller en stor rolle for udviklingstendensen, og her spiller det navnlig en rolle, at atmosfærens indhold af svovldioxid og sulfat er faldet meget betydeligt i perioden fra 1990 til 2021.

Det vil være for omfangsrigt at give en detaljeret gennemgang af de kemiske reaktioner for de relevante kvælstofkomponenter i atmosfæren i denne årsrapport, så i stedet er det valgt at illustrere effekten af de kemiske reaktioner ved hjælp af et eksempel, som involverer ammoniak og partikulært ammonium. Figur 2.9 viser dels en oversigt over ændringerne i luftkoncentrationerne for kvælstofkomponenterne, svovldioxid og partikulært sulfat og dels udviklingstendensen for ammoniak og partikulært ammonium sammenholdt med udviklingstendensen for udledningerne af ammoniak i Danmark og EU.

Ammoniak findes i luften på gasform og har en relativ kort levetid i atmosfæren inden den omdannes til andre kemiske forbindelser eller fjernes fra atmosfæren via deposition. Ammoniak kommer derfor hovedsageligt fra de danske kilder, og som det fremgår af Figur 2.9, så er udviklingstendensen for ammoniak væsentligt anderledes end, hvad der kunne forventes på basis af udviklingstendens for de danske udledninger af ammoniak fra landbrug. I grove træk ses et fald i luftkoncentrationerne i den første del af perioden og efterfulgt af en stigning i den sidste del af perioden. Den høje luftkoncentration i 2018 skyldes det meget tørre vejr i 2018, så derfor skal der ses bort fra 2018

ved vurdering af den mere generelle tendens. Til sammenligning falder udledningerne af ammoniak fra dansk landbrug relativt jævnt gennem perioden, og faldet er betydeligt større end de ændringer, der ser for luftkoncentrationerne af ammoniak (Figur 2.9).

Ammonium (NH_4^+) dannes ud fra ammoniak (NH_3) via de kemiske reaktioner i atmosfæren, hvor den gasformige basiske ammoniak reagerer med sure kemiske forbindelser (svovlsyre, H_2SO_4 og salpetersyre, HNO_3). Herved dannes ammoniumbisulfat (NH_4HSO_4), ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) og ammoniumnitrat (NH_4NO_3), som findes i atmosfæren som luftbårne partikler. De kemiske reaktioner kan på kort form sammenfattes på denne måde:

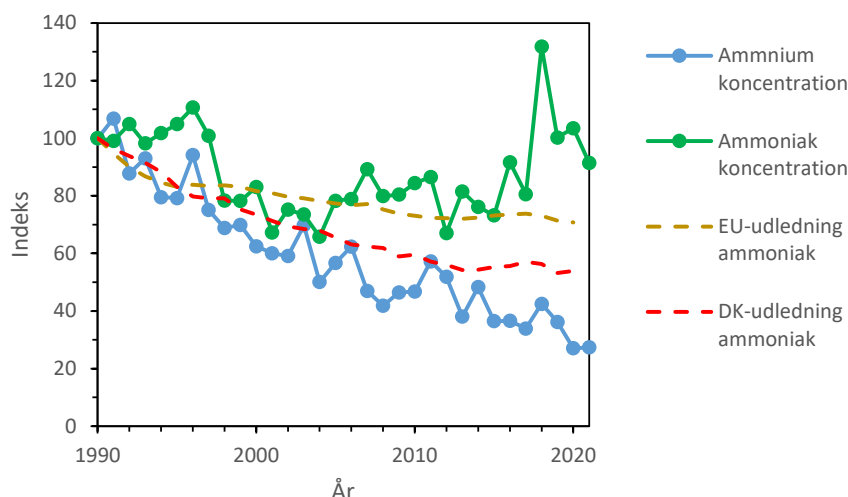


Opholdstiden for de dannede partikler er lang, så derfor langtransporteres ammonium hovedsageligt til Danmark fra udenlandske kilder.

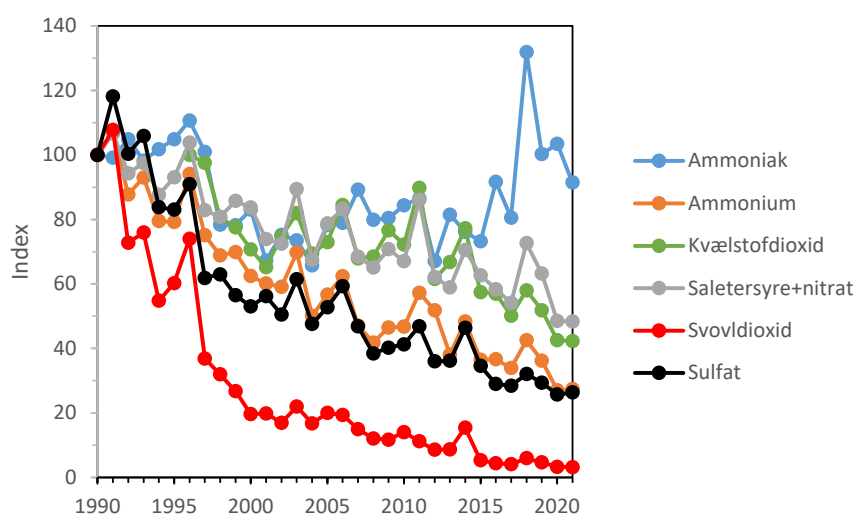
Den partikulært bundne ammonium falder relativt jævnt gennem perioden fra 1990 til 2021 (Figur 2.9), og sammenholdt med ændringerne i EU-emissionerne af ammoniak ses, at faldet i partikulært ammonium er omtrent dobbelt så stort, som man skulle forvente på basis af faldet i udledningerne af ammoniak.

Disse forskelle mellem udviklingstendens for koncentrationerne og udledningerne kan forklares ud fra de kemiske reaktioner angivet ovenfor. Hastigheden af kemiske reaktioner falder, når der sker fald i koncentrationer af de kemiske forbindelser, som reagerer med hinanden. Figur 2.10 viser at luftkoncentrationerne af de kemiske forbindelser i reaktionerne er faldet væsentligt siden 1990, og navnlig er der sket et meget stort fald i koncentrationerne af svovldioxid (svovldioxid fører til dannelse af svovlsyre i atmosfæren), men der er også sket betydeligt fald i koncentrationerne af kvælstofdioxid (kvælstofdioxid fører til dannelse af salpetersyre i atmosfæren). Dette betyder, at den kemiske omdannelse af ammoniak til partikulært ammonium er faldet betydeligt siden 1990, og at dannelsen af partikulært ammonium sker langsommere. Derfor falder koncentrationerne af ammoniak langsommere end man skulle forvente ud fra ændringerne i udledningerne, og koncentrationerne af partikulært ammonium falder hurtigere end forventet ud fra ændringerne i udledningerne.

Depositionen af kvælstofforbindelserne er direkte bestemt af koncentrationerne af kvælstofforbindelserne. Udviklingstendensen for koncentrationerne vil derfor give omtrent samme udviklingstendens for depositionen om end de meteorologiske forhold også spiller en stor rolle for udviklingstendensen for depositionen.

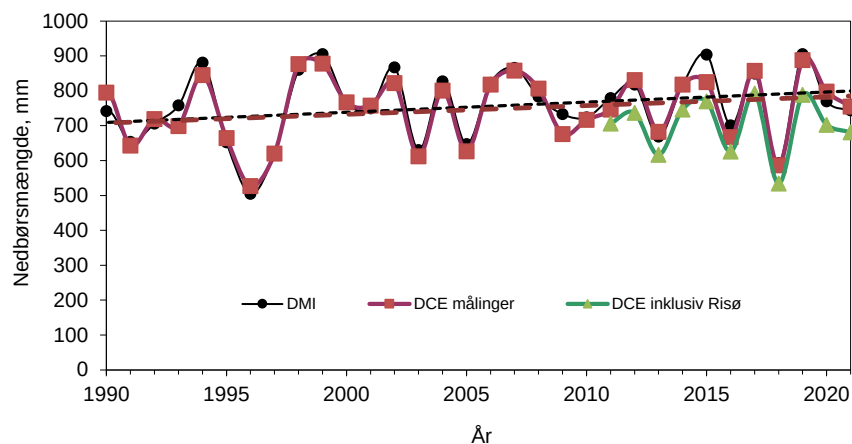


Figur 2.9. Relativ udviklingstendens for koncentrationerne af ammoniak og partikulært ammonium samt udviklingstendens for udledningerne af ammoniak fra Danmark (Nielsen et al., 2022) og EU-27 (CEIP, 2022). Koncentrationerne angiver årlige middelværdier af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Koncentrationer og udledninger er indekseret til 100 i 1990.



Figur 2.10. Relativ udviklingstendens for koncentrationerne af de vigtigste kvælstofforbindelser samt svovldioxid og partikulært sulfat. Koncentrationerne angiver årlige middelværdier af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Koncentrationer og udledninger er indekseret til 100 i 1990 bortset fra kvælstofdioxid, som grundet manglende målinger, er indekseret til 100 i 1996.

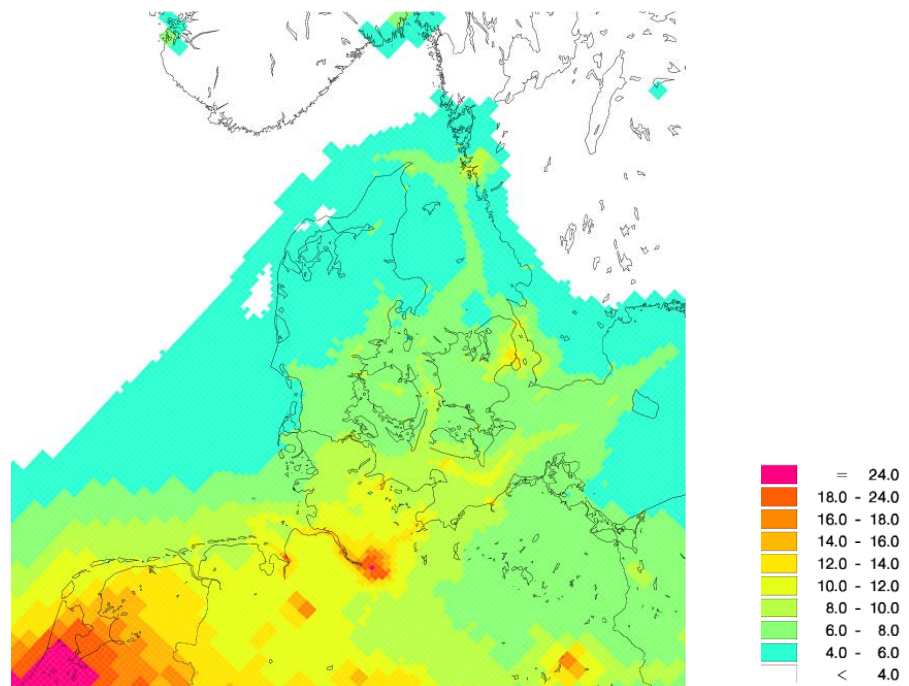
Siden 1990 har der været en svagt stigende tendens i nedbøren i Danmark (Figur 2.11), hvilket har betydning for udviklingstendensen for depositionen af kvælstofforbindelserne, idet depositionen generelt set stiger med stigende nedbør. Stigningen i nedbøren siden 1990 vil derfor give et noget langsommere fald i depositionen end forventet ud fra udviklingstendens for emissionerne. Dette gælder navnlig for deposition til farvandsområderne, hvor vådd depositionen udgør hovedparten af den samlede deposition.



Figur 2.11. Udviklingstendens for nedbørsmængden i perioden fra 1990-2021 (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2023) og til sammenligning de målte gennemsnitlige nedbørsmængder bestemt af DCE ved Anholt, Tange og Ulborg. Endvidere er der inkluderet gennemsnit fra 2010 til 2021, som inkluderer de tre målestationer og målestationen ved Risø. Den sorte punkterede linje er beregnet ved lineær regression ud fra data fra DMI, mens den mørkerøde stiplede linje er beregnet ved lineær regression ud fra DCE's målinger.

2.9 Grænseværdier for NO_x til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi til beskyttelse af vegetation mod skadelige effekter relateret til NO_x. Grænseværdien gældende uden for bymæssige områder er på 30 µg NO₂/m³ (per definition regnes NO_x som NO₂) som årsmiddelværdi. Resultater for 2021 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.12. For størstedelen af landet uden for byerne ligger årsmiddelkoncentrationerne under 8 µg NO₂/m³, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2021.



Figur 2.12. Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2021 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO_x beregnet som NO₂ (µg NO₂/m³).

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](https://au.dk/udledning-af-luftforurening)

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, hvor Danmark er forpligtet til at reducere udledningerne af svovldioxid med 59% fra 2005 til 2030 (EU, 2016).

3.3 Svovldeposition i 2021

Resultaterne i 2021 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,0-43,3 kgS/ha for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne omkring 23 % lavere i 2021 end i 2020, hvor variationen fra det ene år til de næste hovedsageligt skyldes de naturlige variationer fra år til år i de meteorologiske forhold.

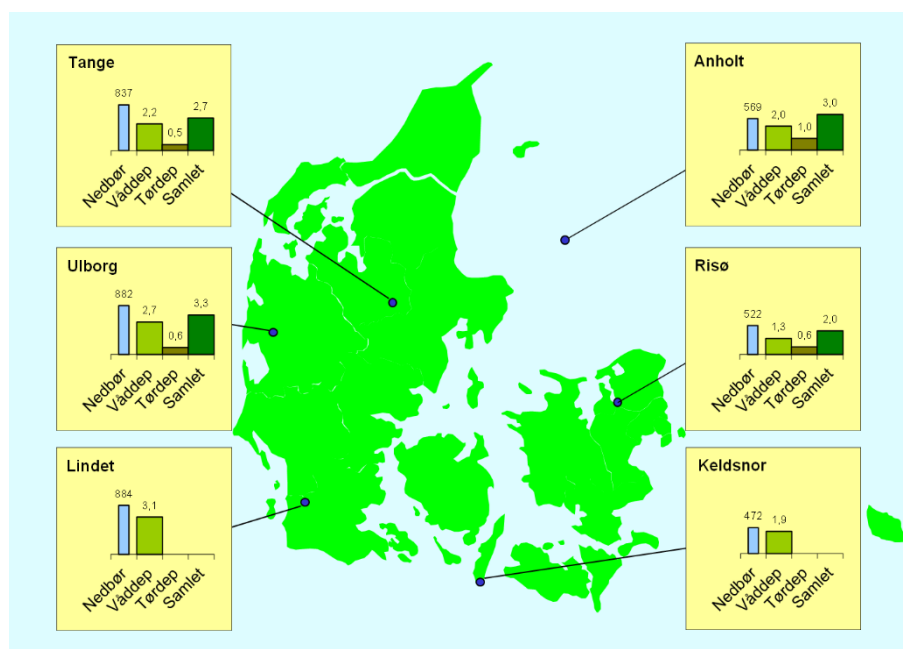
Den højeste deposition blev i 2021 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø, hvilket svarer til observationerne de øvrige år. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til målestationerne. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1.000 km eller mere via luften, og de geografiske variationer er derfor jævnet ud under den lange transport.

En relativt stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket sammen med en høj nedbørsmængde er en væsentlig del af 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 30-50 % 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 depositionsmaaling, 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.



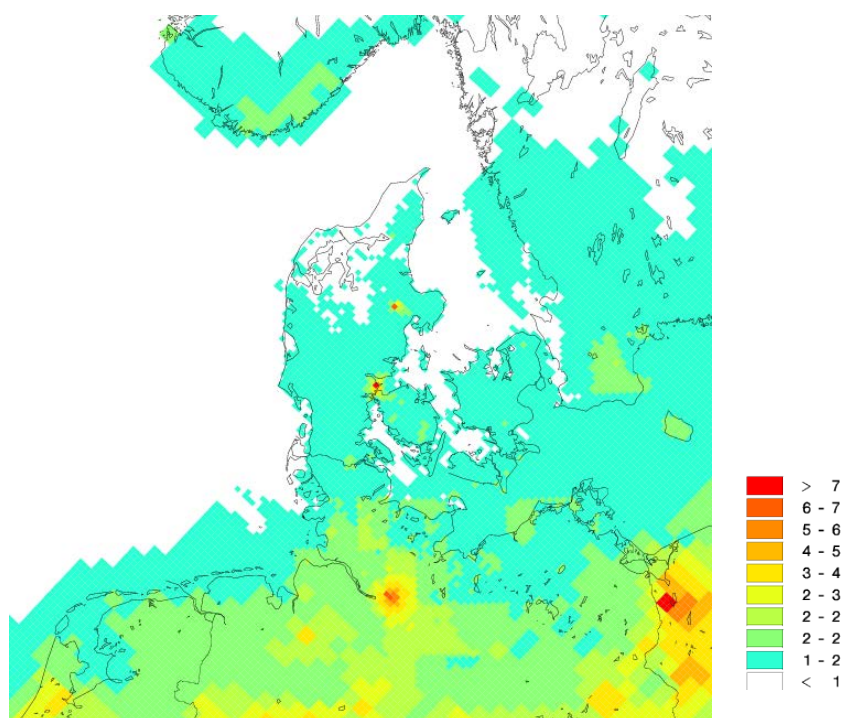
Figur 3.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2021. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne 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 2021 beregnet til 5.100 tons S, hvilket svarer til en gennemsnitlig årlige antropogene deposition af svovl på ca. 1,2 kg S/ha (Figur 3.2 og Tabel 3.1). Depositionen til de danske landområder er dermed faldet med omkring 9 % fra 2020 (5.700 tons S) til 2021. Faldet i den modelberegnete deposition skyldes en kombination af naturlige variationer i de meteorologiske forhold, ændringer i landbaserede udledninger og nye tiltag til reduktion af udledningerne af svovl fra skibstrafik.

Faldet beregnet med modelberegningerne er noget mindre end det, der er observeret via målingerne. Modelberegningerne og måleresultaterne kan dog ikke umiddelbart sammenlignes, da modelberegningerne kun dækker de antropogene kilder, mens målinger inkluderer såvel antropogene som naturlige kilder. Derudover skyldes en del af forskellen mellem målinger og modelberegninger også de usikkerheder, der er forbundet med modelberegningerne, hvor der i 2021 har været større usikkerhed på modelberegning af nedbør og våddeposition end normalt, grundet store nedbørsmængder i maj som følge af konvektiv nedbør, der er relativt svært at beregne nøjagtigt med modellen.

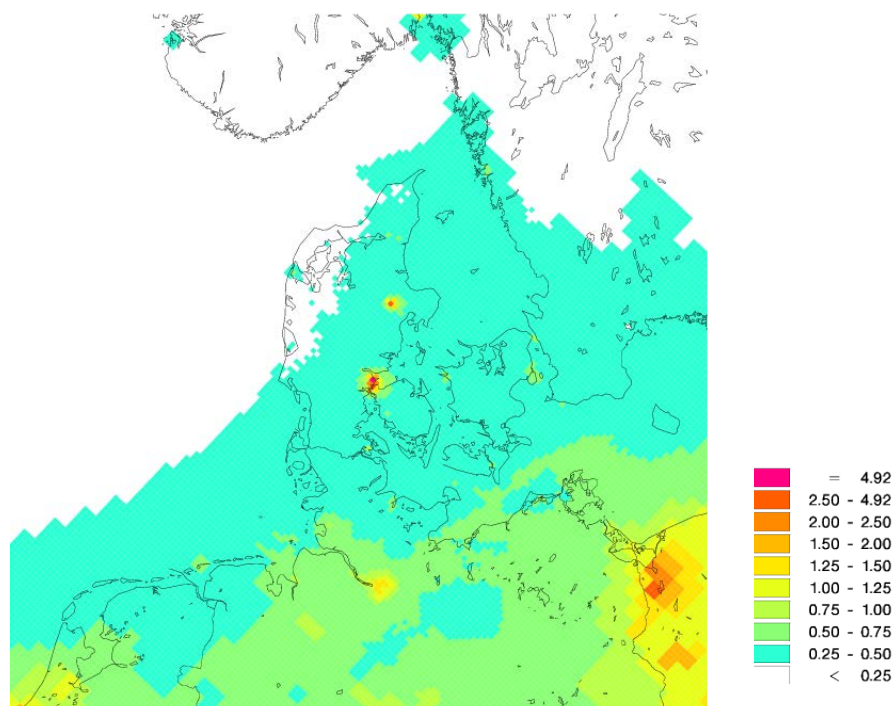
Depositionen varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Beregninger med DEHM angiver, at de danske kilder på landsplan bidrager med omkring 16 % af den samlede deposition i 2021. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (10 - 19 %).



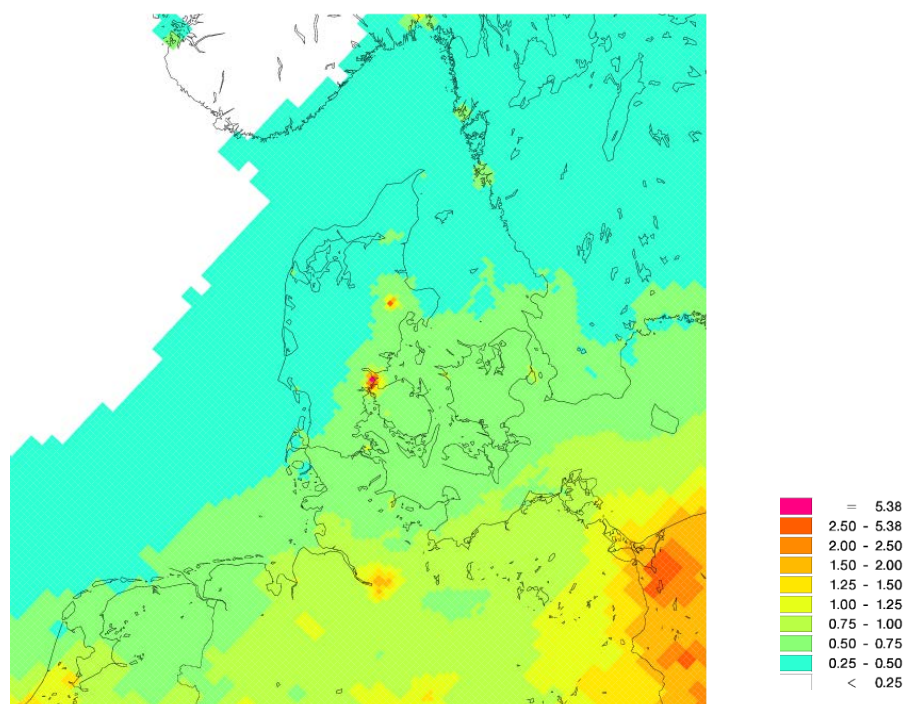
Figur 3.2. Det antropogene bidrag til deposition af svovlforbindelser beregnet for 2021. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldposition for de to typer af overflader. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. De højeste depositioner på land ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket.

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 (dvs. den antropogene og naturlige) deposition.

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



Figur 3.3. Årsmiddelkoncentration af SO_2 i 2021 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket. Bemærk forskel i farvekoden.



Figur 3.4. Vintermiddelkoncentration (1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31. december) af SO_2 i 2021 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket. 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 2001 hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007. Herefter ses igen et mindre fald i depositionen. Da faldet i depositionen set over lang 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 - om end faldet i depositionen efter 2000 er noget langsommere end faldet i udledningerne. Navnlig ses en god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i EU, hvilket er fordi 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 før 2007 var meget begrænset. Den Internationale Maritime Organisation (IMO) 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 %, samtidig med at 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*) og endelig blev der fra 1. januar 2020 indført globale restriktioner i det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof, så det højest tilladte svovlindhold er reduceret fra 3,5% til 0,5% i alle farvandsområder uden for de specielle "emission control areas" (Nordsøen og Østersøen er sådanne områder) (IMO, 2021).

Nedsættelse af svovlindholdet i skibsbrændstof spiller en væsentlig rolle for faldet i svovldepositionen siden 2007. Når det markante fald i skibsudledningerne i Østersøen og Nordsøen alligevel ikke slår tydeligere igennem på depositionen, skyldes det, at størstedelen af svovldepositionerne er langtransporteret til Danmark. Depositionen stammer derfor især fra kilder uden for Danmark, Nordsøen og Østersøen. Endvidere kommer en relativt stor andel af svovldepositionen fra havsalt, hvilket også er medvirkende til, at ændringerne af skibsemissionerne ikke ses tydeligere.

Udover faldet i de menneskeskabte udledninger, så spiller de naturlige variationer i de meteorologiske forhold også en rolle i forbindelse med variationerne fra år til år, ligesom havsalt og naturlige udledninger fra vulkaner også påvirker svovldepositionen i Danmark. Det lille fald i depositionen fra 2017 til 2018 skyldes de ekstraordinært lave nedbørsmængder i 2018, mens den lille

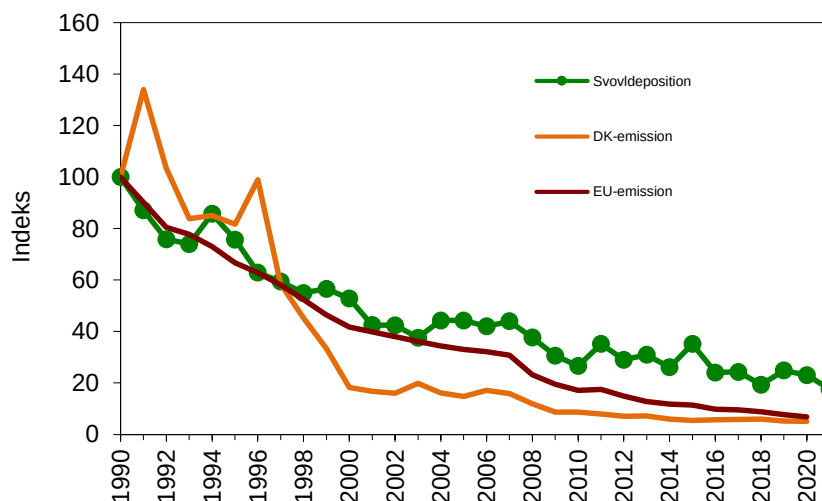
stigning fra 2018 til 2019 skyldes de høje nedbørsmængder i 2019. Det lille fald fra 2019 til 2021 skyldes også de naturlige variationen fra år til år i de meteorologiske forhold. Variationerne mellem årene skyldes også variationer i antal og styrke af storme, idet et enkelt kraftigt stormvejr kan give et stort bidrag til luftens indhold af sulfat som følge af havsalt, der naturligt indeholder sulfat

Nedsættelsen af udledningerne af svovl har også medført en reduktion i luftens indhold af svovldioxid (Figur 3.6). Det største fald ses i perioden frem til omkring 2000, hvor det navnlig er reduktionen i de landbaserede kilder, der er årsag til faldet i koncentrationen af svovldioxid. Fra 2000 til 2007 er koncentrationen af svovldioxid omtrent uændret og første efter 2007 begynder der at ske et fald igen. Faldet i koncentrationerne efter 2007 skyldes primært nedsættelsen af svovlindholdet i skibsbrændstof i 2007, 2010 og 2015, som har givet en reduktion af udledningerne af svovldioxid fra skibstrafik. 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).

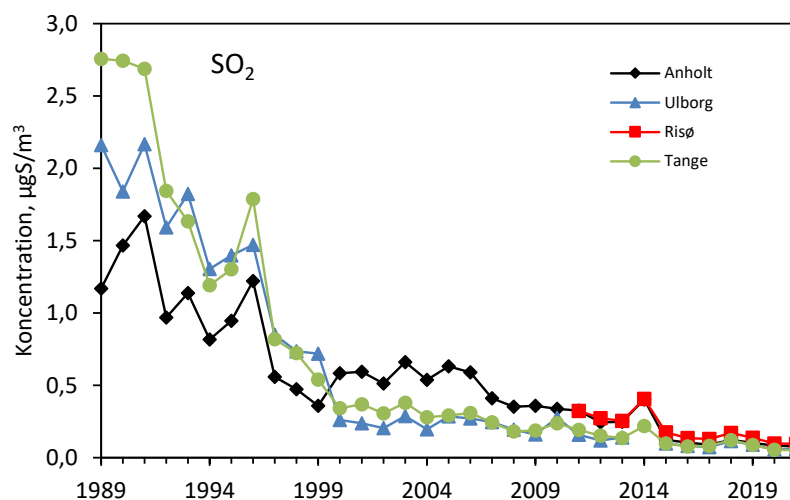
Ud over det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor variationer i nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan give relativt store variationer i koncentrationerne af svovldioxid. Den 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. I 2019 faldt koncentrationen igen en smule, som følge af relativt store nedbørsmængder.

Fra 2019 til 2020 faldt koncentrationerne af svovldioxid med omkring 30 %, mens niveauet i 2021 er på samme niveau som i 2020. Det relativt store fald fra 2019 til 2020 hænger formentligt sammen med, at der i 2020 blev indført nye globale regler for udledning af svovl fra skibsfart og COVID-19, som har medført fald i udledningerne af svovl. Det er dog ikke muligt at adskille effekterne af disse hændelser fra ændringerne i de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Endvidere bidrager naturlige kilder også til variationerne fra år til år. Dette ses for eksempel i 2014, hvor store udledninger af svovldioxid fra vulkansk aktivitet på Island formentligt er hovedårsagen til den relativt høje koncentration målt i 2015.



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., 2022) og fra de 27 EU-lande plus Storbritanien fra EMEP (EMEP, 2022).



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: [Depositionsberegninger \(au.dk\)](https://www.au.dk/depositionsberegninger)

Information om luftmålestationerne kan fås på: [Overvågningsprogrammet \(au.dk\)](https://www.au.dk/overvaagningsprogrammet)

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 tungmetal-deposition 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 parallelt 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.

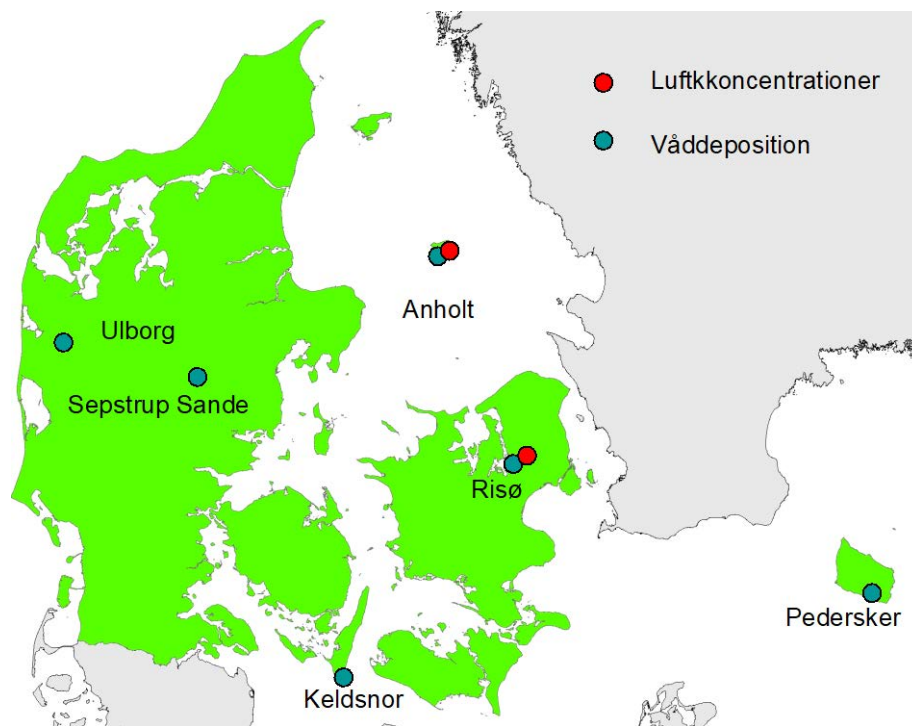
4.3 Tilstand og årsag

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. For kobber (Cu) og bly (Pb) er der ingen resultater for 2021 på grund af forurening af nedbørsopsamlingen og dermed manglende resultater for depositionen. Forureningen forventes at stamme fra de anvendte opsamlingsflasker, idet der ikke ses en tilsvarende stigning i Cu og Pb i luftkoncentrationerne. Renseproceduren for opsamlingsflaskerne er forbedret, så dette kan undgås fremadrettet.

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 det, 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. Baseret på sidste års resultater, så gælder dette dog ikke for Cu, hvor de danske emissioner er større end depositionerne (Ellermann et al., 2021).

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. Dette 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 2021.

Depositionen af tungmetaller måles med bulkopsamlere (som for kvælstof, sulfat m.m.), hvor tragten er eksponeret for nedfald hele tiden; altså også i perioder, hvor der ikke er nedbør. Der er ikke foretaget målinger til en egentlig kvantificering af tørdepositionens andel af bulkprøverne. Tungmetaller af antropogen oprindelse må forventes hovedsageligt at være knyttet til partikler på 1 μm eller mindre. For disse partikler vil tørdepositionen til bulkopsamlerne være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært nitrogen, som bidrager med under 10-20 % af den våddeponerede mængde. Det anses derfor at spille en lille rolle, at målingerne af bulkdeposition omfatter en mindre del tørdeposition, når øvrige usikkerheder (som beskrives i detaljer nedenfor) på estimerne af våddeposition tages med i betragtning.

Store partikler af især ikke-industriel oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning afsættes i bulkopsamleren. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetallindholdet 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 den detektionsgrænse, der kan opnås for denne type målinger. 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 vandområder og 20-30 % til landområder), 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 2021. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2020 (EMEP, 2023). For Pb og Cu er der ikke resultater for 2021 som følge af kontaminering.

Stof	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder (43.000 km ²)	Indre farvande (31.500 km ²)	Danske kilder
	µg/m ²	µg/m ²	ton/år	ton/år	ton/år
Cr, krom	167	155	7	5	1,5
Ni, nikkel	149	136	6	4	2,7
Cu, kobber	-	-	-	-	40
Zn, zink	7797	7648	335	241	57
As, arsen	81	75	3	2	0,2
Cd, cadmium	29	28	1	1	0,7
Pb, bly	-	-	-	-	11
Fe, jern	52205	50272	2245	1584	-

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 42 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 15 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 krom (Cr). For Cu ses ligeledes en svag stigning i våddepositionen frem til 2020, hvorefter resultatet for 2021 mangler. For våddeposition af Cd og Zn ses en tendens til en svag stigning, mens luftkoncentrationerne er faldende.

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 baseret på målingerne fra Anholt, hvilket giver den bedst mulige kontinuitet i tidsserierne, da niveauerne før og efter 2010 ligger på samme

niveau (Figur 4.3), når de store usikkerheder på analyse af de lave koncentrationer tages med i betragtning. For 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 (Pb) fra benzin og en generelt bedre rensning af røggasser.

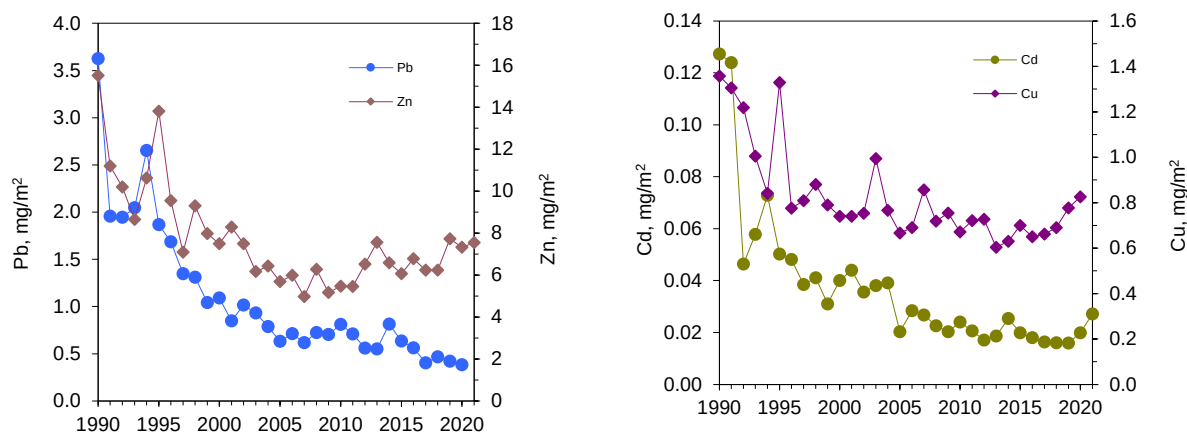
I Figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990 (EMEP, 2023) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket er forventeligt, da tungmetallerne for en stor del langtransporteres til Danmark fra store dele af resten af Europa. Ændringerne i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for udviklingen i Danmark. For Cd 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 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.

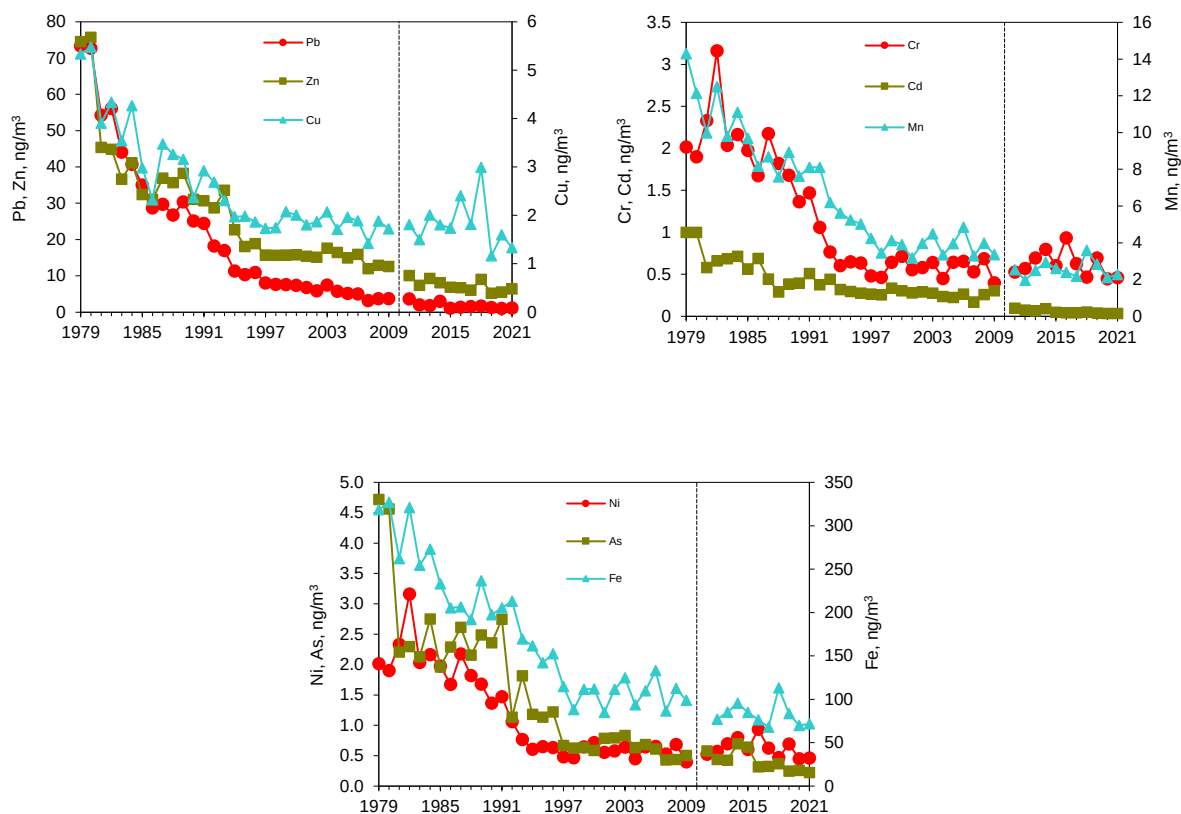
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen. Disse er mængden af nedbør, antallet af byger, nedbørsintensiteten samt i hvilket omfang transport af luftmasser med høje koncentrationer af partikler falder sammen med regnhændelser. Af disse grunde ses ofte en større variation fra år til år i våddepositionen end i den gennemsnitlige koncentration af partikelbundne tungmetaller.

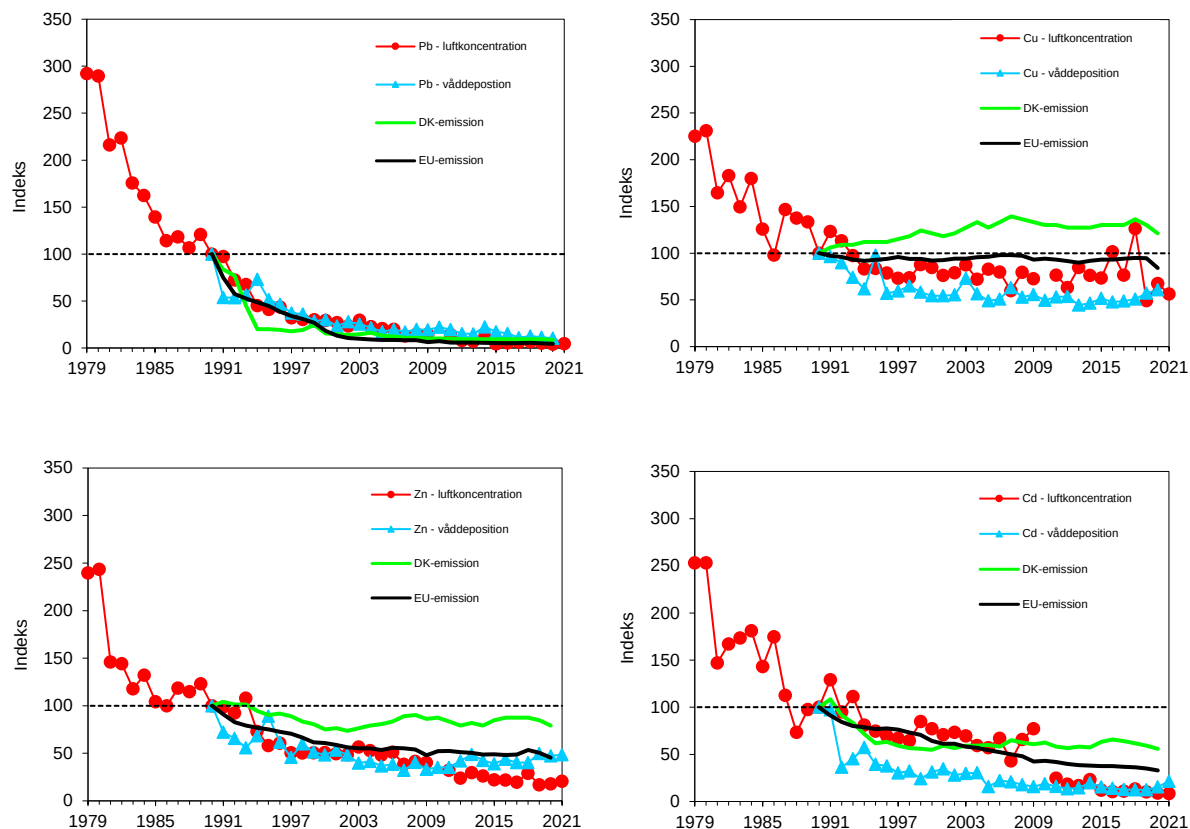
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu og Zn i 1995 (Figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 og 2007 ses for Cu ligeledes en højere deposition, når der sammenlignes med de foregående år. Det kan ikke udelukkes, at en del af forklaringen på de høje depositioner også her kan skyldes kontaminering af prøverne.



Figur 4.2. Tidsudvikling i årlig våddeposition siden 1990 af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg/m², hvilket svarer til kg/km². Resultaterne er gennemsnit for alle målestationer med måling af våddeposition. For Pb og Cu er der ikke vist resultater for 2021 som følge af kontaminering.



Figur 4.3. Udvikling af koncentrationer i luften af en række tungmetaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målingerne ved Keldsnor og Tange i perioden før 2010, mens 2011-2021 er baseret på målingerne fra Anholt. Den sorte stiplede linje indikerer skiftet i målestationer.



Figur 4.4. Målinger af våddeposition og tungmetalluftkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP, 2023). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er tungmetalluftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsnor og Tange og efter 2010 er baseret på målingerne fra Anholt. For Pb og Cu er der ikke vist resultater for 2021 som følge af kontaminering.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DCE's hjemmeside: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](https://au.dk/udledning)

Europæiske emissionopgørelser for tungmetaller: [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://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. i 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 indeks, 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 ± 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 ødelægger cellernes strukturer. Optaget af ozon styres af, hvor meget spalteåbningerne er åbne. En indikator baseret alene på ozonkoncentrationen (AOT40) kan derfor ikke i tilstrækkelig 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 POD_γ (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold γ), 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).

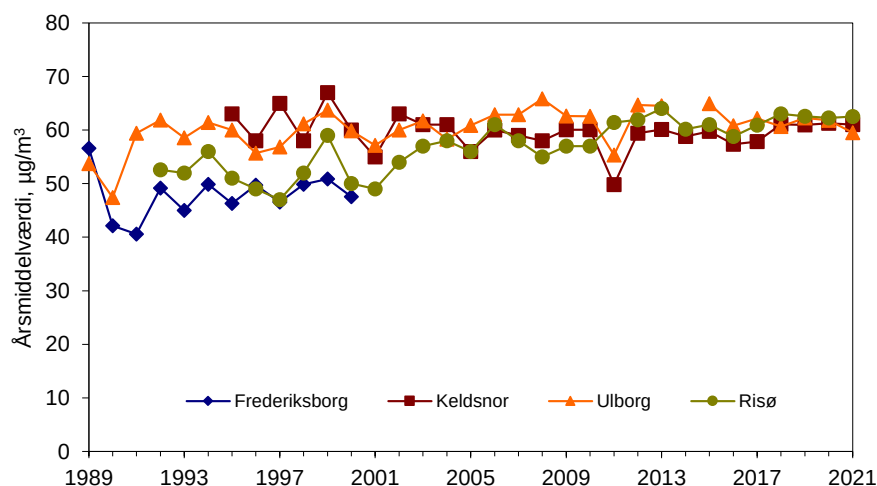
POD_Y er lige som AOT₄₀ baseret på en tærskelværdi. Ozonfluxen skal op over en vis tærskelværdi, før ozon gør skade. Enheden for ozonfluxen er nmol m⁻² s⁻¹, hvor m⁻² henfører til et mål for vegetationens bladareal. Tærskelværdien γ afhænger af plantetypen. For skov og semi-naturlig vegetation er den 1 nmol m⁻² s⁻¹ og for korn (hvede) 3 nmol m⁻² s⁻¹ (Mills, 2017). Den akkumulerede ozonflux POD_Y (enhed mmol m⁻²) 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 ozonfluxestimer under overvågningsprogrammet er regionalskalemodellen DEHM blevet udvidet med et modul til beregning af ozonflux. 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 i Nordsjælland. Figur 5.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2021 ligger årsgennemsnittet på ca. 61 µg/m³ (svarende til 31 ppb). Årsmiddelkoncentrationer ligger i 2021 på niveau med 2020 og 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 2021 er der dog stort set ingen forskel på koncentrationerne. Hovedparten af den ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa, hvilket er forklaringen på, at der er så lille forskel mellem målestationerne. I løbet af årene er der en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne end tidligere, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x-emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

Siden målingernes begyndelse i 1989 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, VOCs), 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, blandt andet pga. at disse brande producerer stoffer, som medvirker til ozondannelse. 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 NO₂) 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 til stede 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 2021 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 2.500 og 5.800 ppb-timer, hvilket er noget lavere end i 2018 og 2019. Værdierne i 2018 var højere end de seneste år, hvilket skyldtes den varme tørre sommer i store dele af Europa, som gav hyppigere episoder med høje ozonkoncentrationer set i forhold til de seneste år. De lidt lavere værdier i 2021 set i forhold til 2020 skyldtes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

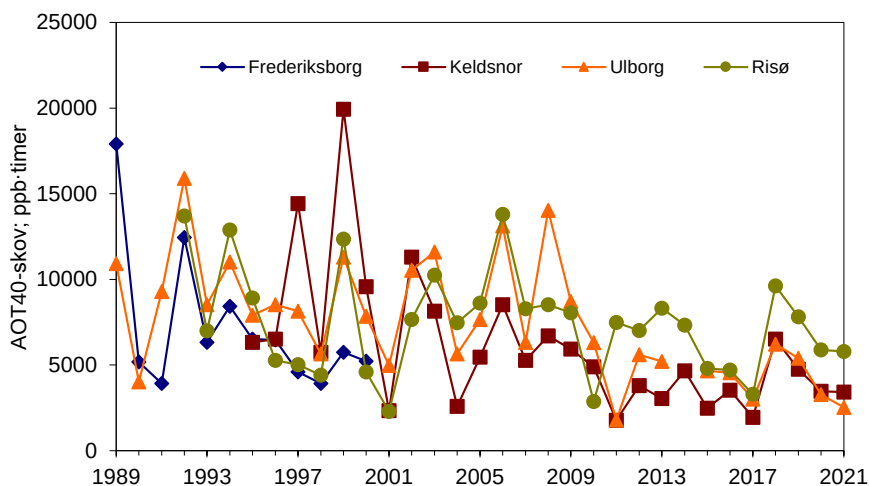
AOT40-værdierne ligger i 2021 ved alle målestationerne under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppb-timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse (Figur 5.2). AOT40-værdierne har 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 variation fra år til år, 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 2021 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 1.900 og 4.800 ppb-timer, hvilket er væsentligt lavere end i 2018, men omtrent på niveau med 2019 og lidt højere end i 2020. 2018 var et år med særlige meteorologiske forhold, som gav anledning til hyppigere episoder med høje koncentrationer af ozon. De lidt lavere værdier i 2021 set i forhold til 2020 skyldtes år til år variationerne i de meteorologiske forhold. Målværdien blev ikke overskredet i 2021.

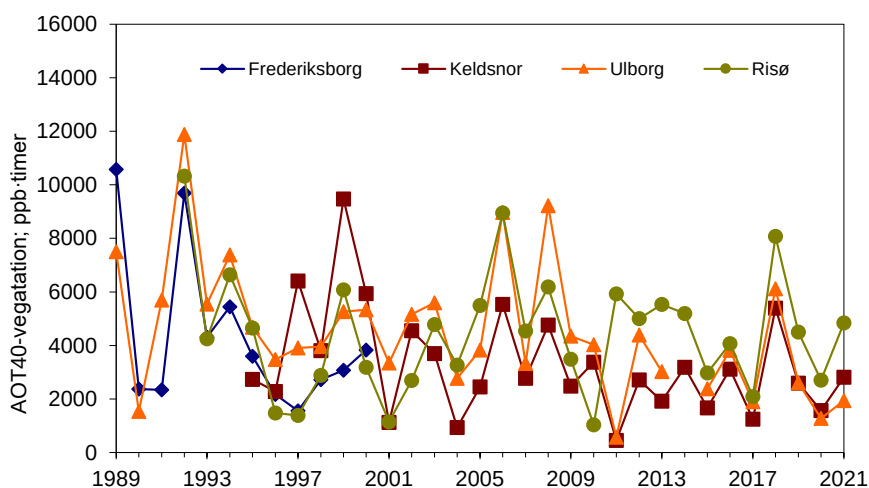
Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års midelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger midelværdien for 2017-

2021 (Keldsnor: 2.700 ppb-timer; Ulborg: 2.800 ppb-timer; Risø: 4.400 ppb-timer) under målværdien på 9.000 ppb-timer, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi.

Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC, 2008) blev i 2021 overskredet ved Risø, men ikke ved Keldsnor og Ulborg. Gennemsnit for de seneste 5 år (se forrige afsnit) lå under målværdien ved Keldsnor, mens Ulborg og Risø lå over. Denne målsætning er endnu ikke trådt i kraft. Som 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.

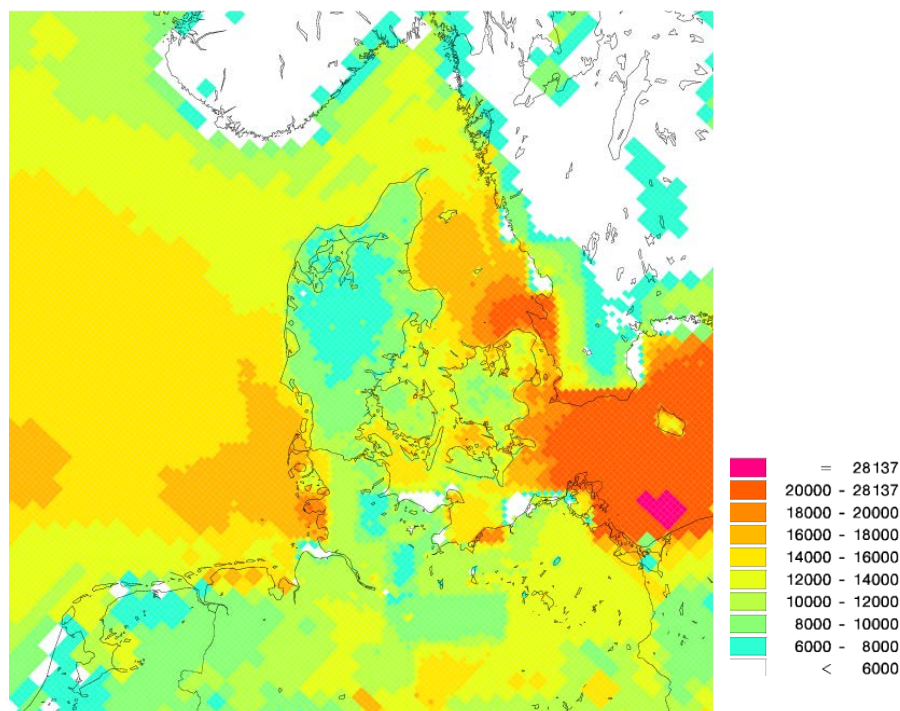


Figur 5.3. AOT40-værdier for vegetation (enheden er ppb-timer) beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00

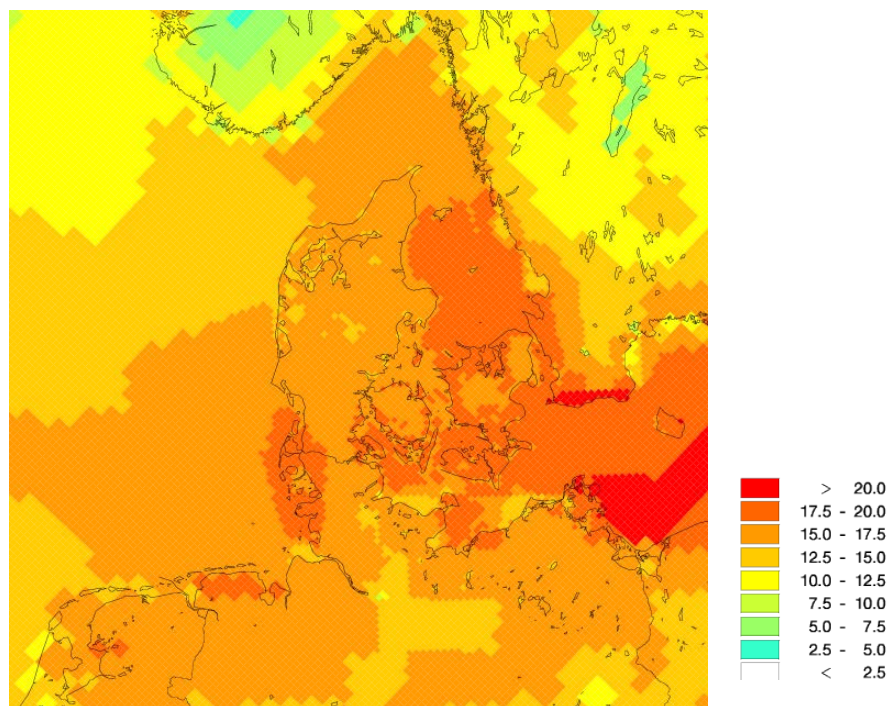
AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). Modelberegningerne viser en stigning fra 2020 til 2021 i lighed med resultaterne fra målingerne. For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under $12.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ svarende til under 6.000 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 $9.000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ svarende til 18.000 ppb-timer.

Figur 5.5 og 5.6 viser resultaterne fra de nye modelberegninger af den geografiske fordeling af POD_γ for henholdsvis skov og korn. Generelt er POD_γ 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_γ i øst end i vest for begge POD_γ 'er.

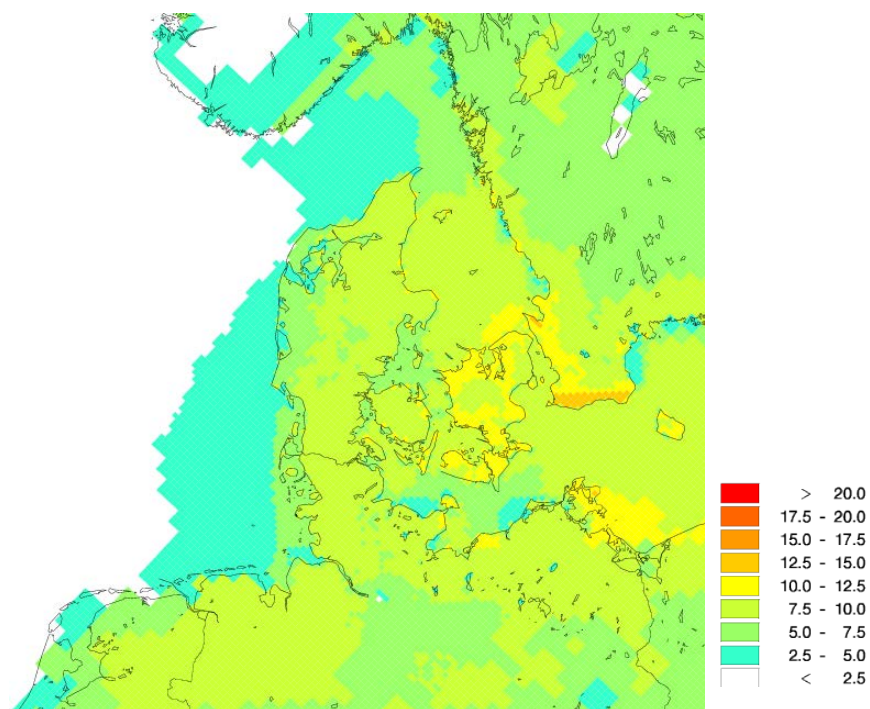
Der er relativt stor forskel på den geografiske fordeling mellem AOT40 (Figur 5.6) og de to POD_γ 'er, hvilket skyldes forskel i tærskelværdier, og at ozonkoncentrationer og ozonflux ikke umiddelbart er sammenlignelige.



Figur 5.4. AOT40 for 2021 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 (mmol m^{-2}) beregnet til skov for vækstsæsonen 2021. 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 mmol m^{-2} for skov.



Figur 5.6. POD_3 (mmol m^{-2}) beregnet til korn for vækstsæsonen 2021. 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 mmol m^{-2} for korn.

I forbindelse med konventionen om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP) under UNECE er der vedtaget kritiske niveauer (Critical levels) for POD_y , 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 blev dermed overskredet i 2021 for skov (løvfældende) i hele Danmark (Figur 5.5). I 2021 blev det kritiske niveau for korn (hvede) ikke overskredet i Jylland, men for navnlig kystnære områder af Sjælland, Fyn og de øvrige ører var der områder med overskridelse af grænsen (Figur 5.6).

Links

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside: [Aktuelle målinger \(au.dk\)](https://www.au.dk/aktuelle-malinger)

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 siden 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 kvælstofoxider 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 Problemer med prøveopsamling i 2021

I 2021 var der desværre problemer med opsamling og håndtering af de nedbørsprøver, som anvendes til måling af våddepositionen af miljøfarlige organiske stoffer. Dette gik navnlig udover bestemmelsen af våddepositionen af pesticider og nitrophenoler, da disse stoffer relativt hurtigt kan nedbrydes i

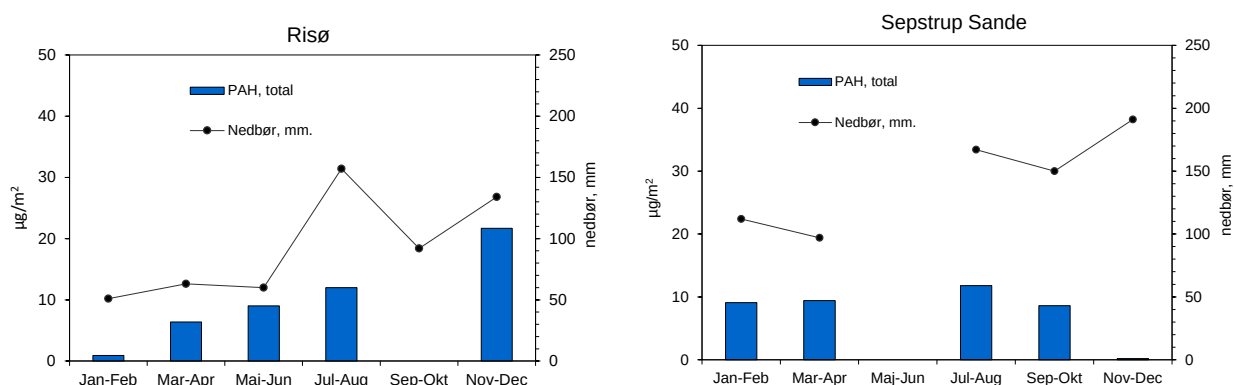
opsamlingsflaskerne. PAH nedbrydes væsentligt langsommere end pesticider og nitrophenoler, så der har ikke været de samme problemer for denne stofgruppe. Derfor indeholder dette års rapport kun resultater for bestemmelse af våddeposition af PAH og luftkoncentrationer af prosulfocarb. Endvidere skal det bemærkes, at der er truffet foranstaltninger, således at tilsvarende problemer med opsamling og håndtering af nedbørsprøverne ikke vil gentage sig fremadrettet.

6.4 Våddeposition af PAH

Våddepositionen af PAH'er måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande (Midtjylland). Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 22 udvalgte PAH'er (Tabel 6.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Bemærk at der mangler data fra maj-juni for Sepstrup Sande og september-oktober for Risø grundet ovenfor omtalte problemer med prøveopsamlingen.

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 6.1 og Tabel 6.1 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2021, som samlet lå på henholdsvis 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 39 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Våddepositionen er lidt større end målt for 2020.



Figur 6.1. Samlet våddeposition af PAH i 2021 målt over en 2-måneders periode, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Table 6.1. Våddeposition i 2021 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). Bemærk at der mangler resultater fra maj-juni for Sepstrup Sande og september-oktober for Risø.

	Jan - Feb		Mar-April		Maj-Juni		Jul-Aug.		Sep-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	n.d.	0,27	0,14	0,25	0,21		0,40	0,73	0,33	n.d.	0,22		0,75	1,8
Acenaphthylen	0,03	n.d.	0,16	n.d.	0,19		n.d.	n.d.	0,29	0,72	n.d.		1,11	0,3
Antracen	0,02	0,02	0,04	0,02	0,05		0,10	0,02	0,01	0,21	0,01		0,42	0,1
Benz(a)antracen	0,06	0,04	0,08	0,13	0,24		0,25	0,01	0,02	0,49	n.d.		1,12	0,2
Benz(a)pyren	0,04	n.d.	0,61	0,90	0,70		1,31	n.d.	0,81	1,09	n.d.		3,75	1,7
Benz(e)pyren	0,01	n.d.	0,51	0,78	0,63		1,06	1,10	0,61	1,11	n.d.		3,32	2,5
Benz(ghi)perylene	0,02	n.d.	0,35	0,45	0,50		0,82	0,34	0,29	0,83	n.d.		2,52	1,1
Benz(b+j+k)fluoranthener	0,06	n.d.	1,61	2,38	1,76		3,25	3,79	2,06	3,66	n.d.		10,34	8,2
Chryseb+triphenylene	n.d.	n.d.	0,26	0,32	0,36		0,06	n.d.	0,04	1,41	n.d.		2,09	0,4
Dibenz[a,h]antracen	n.d.	n.d.	0,29	0,40	0,30		0,27	n.d.	0,27	0,55	n.d.		1,40	0,7
Dibenzothiophene	0,08	n.d.	0,01	0,01	0,02		0,16	n.d.	0,02	n.d.	n.d.		0,27	0,03
Fluoranthren	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,18		0,41	0,23	0,06	n.d.	n.d.		0,59	0,3
Fluoren	0,17	0,15	0,49	0,83	0,64		0,48	0,17	0,26	3,28	n.d.		5,06	1,4
3,6-Dimethylphenanthrene	n.d.	0,06	0,09	0,54	0,82		0,52	3,13	0,86	0,55	n.d.		1,98	4,6
Indeno(1,2,3-cd)pyren	n.d.	n.d.	0,46	0,56	0,59		0,74	n.d.	0,41	1,12	n.d.		2,92	1,0
1-Methylnaphthalen	n.d.	1,27	0,01	0,07	0,04		0,07	0,14	0,46	0,41	n.d.		0,53	1,9
2-Methylnaphthalen	0,01	1,49	0,01	0,09	0,10		0,19	0,29	0,30	0,12	n.d.		0,42	2,2
2-Methylphenanthren	n.d.	n.d.	0,35	0,52	0,38		0,39	1,12	0,25	0,80	n.d.		1,92	1,9
Naphthalen	0,01	5,16	0,03	0,11	0,09		0,11	0,24	0,93	0,09	n.d.		0,33	6,4
Perylen	n.d.	n.d.	0,34	n.d.	0,36		0,30	n.d.	n.d.	0,63	n.d.		1,62	n.d.
Phenanthren	0,25	0,48	0,23	0,44	0,29		0,41	0,33	0,16	2,36	n.d.		3,53	1,4
Pyren	0,14	0,19	0,39	0,61	0,59		0,74	0,14	0,17	2,25	n.d.		4,11	1,1
Sum	0,9	9,1	6,4	9,4	9,0		12	12	8,6	22	0,2		50	39

6.5 Målinger af prosulfocarb i luften

Prosulfocarb er som tidligere omtalt blevet fundet på økologiske æbler i de senere år. Prosulfocarb anvendes i efteråret på vintersæd samtidigt med æblehøsten, og det er denne anvendelse, som er årsagen til fundet af prosulfocarb på de danske økologiske æbler. Prosulfocarb anvendes både i Danmark og mange andre lande i Europa, og prosulfocarb kan derfor stamme fra den danske anvendelse såvel som fra anvendelsen i udlandet.

For at kunne vurdere om prosulfocarb stammer fra danske eller udenlandske kilder, blev der i 2017 begyndt målinger af luftkoncentrationer af pesticider (Figur 6.2), så der forelå viden om både luftkoncentrationerne og våddepositionen.



Figur 6.2. Udstyr til opsamling af pesticider i luft på Risø (Roskilde). Til venstre ses en filteropsamler, som anvendes til at suge med konstant luftflow gennem opsamlingsmaterialet. Samlet volumen er omkring 58 m³ for en døgnopsamling. Opsamlingsmaterialet er placeret inde i den hvide afskærmning, som beskytter mod nedbør. Til højre ses holder til opsamlingsmaterialet (filter og PUF/XAD), der både opsamler pesticider på partikel- og gasfase. Efterfølgende ekstraheres hele prøven med ASE (Accelerated Solvent Extraction) og prøveekstraktet analyseres med gaskromatografi – dobbelt massespektrometri (GC-MS-MS).

I 2017 og 2018 blev luftkoncentrationerne af 10 udvalgte pesticider kontinuerligt målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø (Ellermann et al., 2019). Resultaterne viste, at luftkoncentrationerne af netop prosulfocarb langt overgår koncentrationerne af de øvrige 9 pesticider omfattet af måleprogrammet. Årsmiddelkoncentrationen af prosulfocarb lå i 2018 omkring 10 gange højere end for pendimethalin, der er det pesticid, som findes i de næsthøjeste koncentrationer. Forskellen skyldes dels forskel i hvor meget stof, der anvendes, og dels de kemiske egenskaber for stofferne. Tilsvarende ses, at våddepositionen af prosulfocarb er langt større end for de øvrige målte pesticider.

Målingerne i 2017 og 2018 blev foretaget med opsamling af ugemiddelp prøver gennem hele året. Målingerne viste klart de højeste luftkoncentrationer af prosulfocarb i perioden fra slut september til begyndelsen af november, hvilket er den samme periode, hvor vintersæd behandles med prosulfocarb.

For at få mere detaljeret viden om luftkoncentrationerne af prosulfocarb har der siden 2019 været foretaget målinger af luftkoncentrationerne med døgnopsamling og med fokus på perioden, hvor prosulfocarb typisk bliver anvendt (september – november, hvor der af ressourcemæssige årsager i den første og sidste del af perioden dog kun er foretaget prøveopsamling på ugeniveau). Døgnopsamling giver langt bedre mulighed for at vurdere, hvor prosulfocarb stammer fra, da variationerne i døgnmiddelkoncentrationer i langt højere grad kan analyseres ud fra variationerne i de meteorologiske forhold.

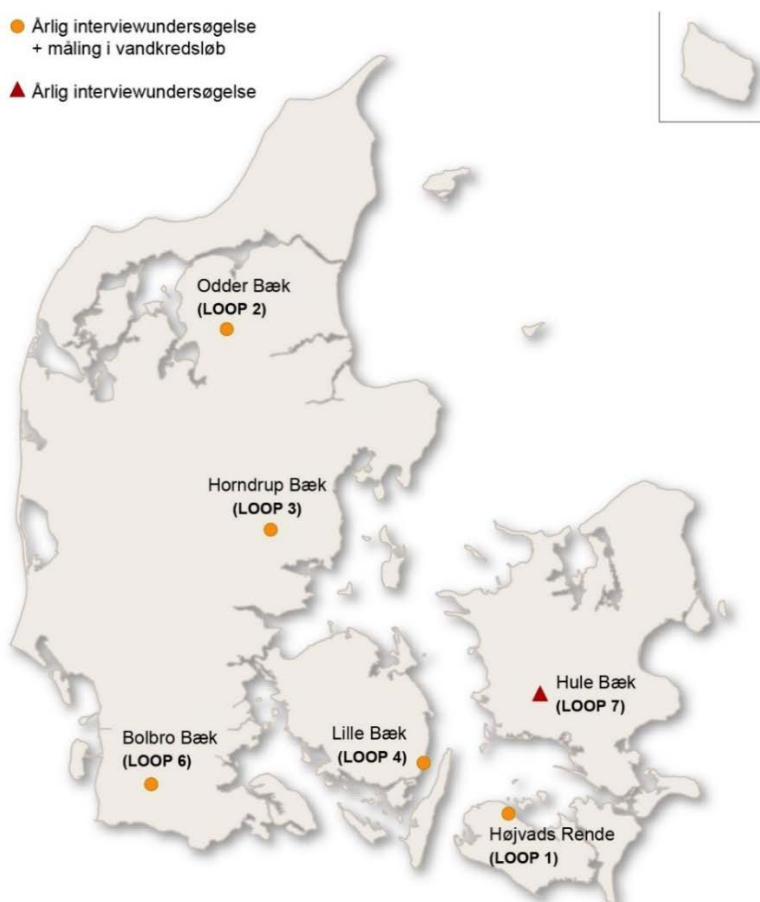
Døgnmiddelkoncentrationer giver også bedre mulighed for at sammenstille målte koncentrationer med information om tidspunkterne for anvendelsen af prosulfocarb i Danmark.

I de følgende afsnit præsenteres først en sammenligning mellem målte luftkoncentrationer og informationer om anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplande i efteråret 2020. Herefter præsenteres resultaterne fra målingerne i efteråret 2021. Resultaterne fra efteråret 2021 sammenstilles med data om opholdstiden for prosulfocarb i atmosfæren og meteorologiske data med henblik på at vurdere kilderne til den luftbårne prosulfocarb.

6.5.1 Resultater for 2020

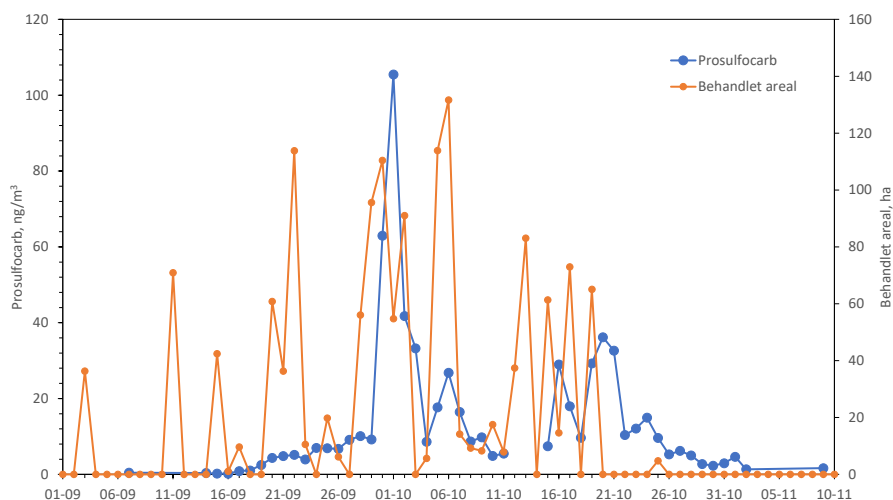
I forbindelse med overvågningen af landovervågningsoplandene (Blicher-Matthiesen et al., 2023) indsamles informationer om anvendelse af prosulfocarb i de seks overvågningsoplande. Informationer er nu til rådighed for efteråret 2020, og der er foretaget en sammenligning mellem de målte luftkoncentrationer af prosulfocarb ved Risø, Roskilde i efteråret 2020 og anvendelsen af prosulfocarb i landovervågningsoplandene.

Landovervågningsoplandene dækker seks områder af Danmark (Figur 6.3). Selv om områderne kun dækker en mindre del af Danmark, så vurderes det, at informationerne fra landovervågningsoplandene giver et billede af tidsperioderne for anvendelsen af prosulfocarb i hele Danmark.



Figur 6.3. Placering af de seks landovervågningsoplande (LOOP), hvor der indsamles informationer om anvendelse af prosulfocarb. Yderligere detaljer kan findes i årsrapporten fra Delprogram for landovervågningsoplande under NOVANA (Blicher-Matthiesen et al., 2023).

Figur 6.4 viser en sammenligning mellem de målte luftkoncentrationer på Risø og det samlede areal behandlet med prosulfocarb i de seks landovervågningsoplande, hvor det behandlede areal tages som et udtryk for mængden af anvendt prosulfocarb. Der er tidsmæssig overensstemmelse mellem perioden for anvendelse af prosulfocarb (2. september – 24. oktober) og perioden for måling af de højeste luftkoncentrationer af prosulfocarb (17. september – 2. november). Der er ikke helt overlap mellem de to perioder, hvilket kan hænge sammen med, at data for anvendelse af prosulfocarb ikke er fuldt ud repræsentative for hele Danmark. Prosulfocarb kan endvidere resuspenderes fra jorden i perioden efter prosulfocarb er blevet udbragt på markerne.



Figur 6.4. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø i 2020 sammenlignet med data for areal behandlet med prosulfocarb (areal i ha) i Landovervågningslandene (Blicher-Matthiesen et al., 2023). Punkterne i perioden fra den 14. september til den 2. november angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra omkring kl. 12 til den efterfølgende dag kl. 12. For 7. september til 14. september og fra den 2. november og herefter er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden.

Der er ikke et match mellem de enkelte dage med høj anvendelse af prosulfocarb og høje luftkoncentrationer, hvilket skyldes en række faktorer:

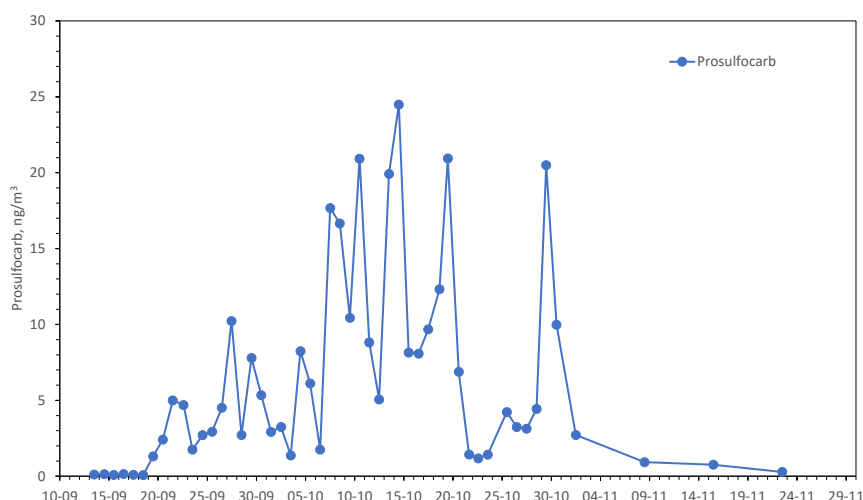
- De meteorologiske forhold spiller stor rolle for, hvor prosulfocarb havner, og hvor stor den atmosfæriske fortynding af luftkoncentrationerne vil være i forbindelse med transporten via luften.
- Der er kun informationer om anvendelse af prosulfocarb i de seks landovervågningsoplande.

Det er derfor ikke muligt direkte at kæde anvendelse og målte luftkoncentrationer sammen kvantitativt. Dette vil kræve egentlige modelberegninger med spredningsmodel, hvilket DCE ikke har mulighed for - blandt andet grundet manglende input-data om selve emissionen af prosulfocarb.

6.5.2 Resultater for 2021

Figur 6.5 viser resultaterne fra måling af luftkoncentrationerne af prosulfocarb på landbaggrundsmålestationen ved Risø i perioden fra den 13. september til den 29. november. Der er i alt opsamlet 51 prøver, hvor der fra den 14.

september til den 30. oktober er foretaget døgnopsamling. I hovedparten af november blev der suppleret med ugemiddelopsamling for at strække perioden, som dækkes, således at den samlede målekampagne med sikkerhed har dækket den periode, hvor langt den største anvendelse af prosulfocarb finder sted.



Figur 6.5. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø i 2021. Punkterne i perioden fra den 13. september til den 30. oktober angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra omkring kl. 12 til den efterfølgende dag omkring kl. 12. For den 30. oktober til den 1. november blev der foretaget en 48 timers opsamling og fra 1. november til 29. november er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden.

Gennemsnit for perioden i 2021 ligger på omkring 8 ng/m³, hvilket ligger på niveau med de to foregående år om end 2020 lå noget højere (13 ng/m³; Ellermann et al., 2021) og 2019 noget lavere (5 ng/m³; Ellermann et al., 2020). Forskellen mellem de tre år skyldes formentligt år til år variationer i de meteorologiske forhold og landbrugspraksis.

Ligesom i 2019 og 2020 (Figur 6.4) ses stor variation i koncentrationerne fra dag til dag. De højeste koncentrationer blev i 2021 målt i perioden fra den 7. oktober til 29. oktober, hvor der navnlig blev målt høje koncentrationer i perioden fra 7. oktober til 19. oktober med den højeste koncentration på 24 ng/m³ den 14. oktober. I 2019 blev de højeste koncentrationer målt i perioden fra den 5. til 10. oktober med den højeste koncentration på 27 ng/m³ den 8. oktober, mens der i 2020 blev målt høje koncentrationer i perioden fra 30. september til 21. oktober med den højeste koncentration på 105 ng/m³ målt den 1. oktober. Forskellene mellem årene skyldes variationerne i vejrforholdene og landbrugspraksis fra år til år.

6.5.3 Opholdstid for prosulfocarb i luften

En vigtig parameter for vurdering af kilderne til prosulfocarb er, hvor lang afstand prosulfocarb kan transporteres via luften. Denne afstand afhænger af hvor længe prosulfocarb opholder sig i luften og dermed af, hvor lang tid der går fra udledning af prosulfocarb til den bliver fjernet fra luften igen. Der er følgende veje til fjernelse af luftforurening fra luften:

- Våddeposition, hvor prosulfocarb fjernes ved optagelse i vanddråber, som deponeres i forbindelse med nedbør.

- Tørdeposition, hvor prosulfocarb afsættes til landoverflader, vandoverflader eller til for eksempel vegetation.
- Kemisk nedbrydning af prosulfocarb i luften.

Alle disse processer afhænger af de meteorologiske forhold, så opholdstiden varierer hen over året og dag for dag.

Med den viden der eksisterer i dag, er der ikke mulighed for at vurdere, hvor hurtigt depositionsprocesserne foregår, men der foreligger viden om hastigheden for den kemiske nedbrydning af prosulfocarb.

Den vigtigste kemiske nedbrydning af prosulfocarb sker via reaktion med hydroxylradikalet (Munoz et al., 2018). Hydroxylradikalet er en meget reaktiv kemisk forbindelse, som dannes i atmosfæren, når sollysets energi optages i ozon, som dermed kan splittes i iltmolekyler og reaktive iltatomer. Iltatomerne kan herefter reagere med et vandmolekyle og danne hydroxylradikaler. Hydroxylradikalet reagerer med stort set alle kemiske forbindelser, som indeholder brintatomer bundet til kulstofatomer, herunder prosulfocarb. Denne reaktion initierer en lang række af andre reaktioner, som efterhånden omdanner prosulfocarb til en hel række af nedbrydningsprodukter, hvorved der blandt andet dannes partikler; de såkaldte sekundære organiske partikler.

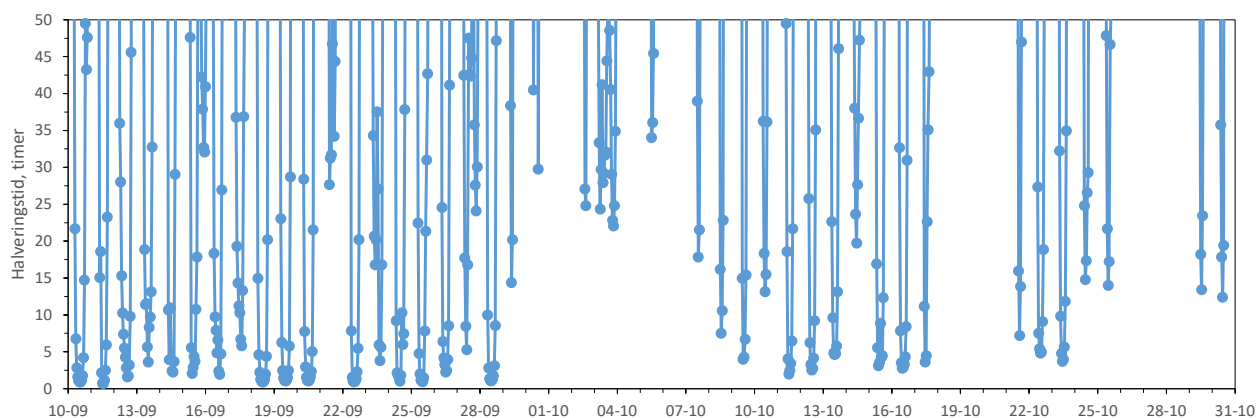
Munoz et al. (2018) har målt hastigheden for reaktionen mellem prosulfocarb og hydroxylradikalet, og ved at kombinere denne information med viden om de atmosfæriske koncentrationer af hydroxylradikalet kan opholdstiden for prosulfocarb estimeres alene ud fra den kemiske fjernelse af prosulfocarb fra luften.

Opholdstiden kan udtrykkes i form af halveringstiden, hvilket i denne sammenhæng er den tid, det tager for, at koncentrationen af prosulfocarb er halveret. Figur 6.6 viser den estimerede halveringstid for prosulfocarb i dagtimerne (nedbrydningen, der især kræver sollys, sker primært kun om dagen) for perioden med døgnmålinger af prosulfocarb i 2020.

De korteste halveringstider er helt ned til 1-3 timer, hvilket ses om dagen for størstedelen af perioden frem til 28. september, den 29. og 30. september samt den 2., 5., 9., 18. og 19. oktober. Med en gennemsnitlig vindhastighed på omkring 4 m/s for disse dage (Figur 6.8), så vil den korte halveringstid betyde, at 50 % af prosulfocarb vil være kemisk nedbrudt i løbet af 15-45 km's transport af luftmasserne med vinden væk fra kilden. Dette gælder vel at mærke for timerne midt på dagen, mens halveringstiden er meget længere om morgenen og sent eftermiddag, hvor der er mindre sollys.

Andre dage er halveringstiderne betydeligt længere, hvilket blandt andet ses den 29. september til den 7. oktober, 18. - 20. oktober og 26. - 29. oktober, hvor halveringstiderne ligger fra 25 timer til mere end 50 timer selv midt på dagen. I praksis betyder dette, at den kemiske nedbrydning foregår så langsomt, at det vil tage flere dage førend 50 % af prosulfocarb vil være kemisk nedbrudt. Til gengæld vil koncentrationen af prosulfocarb blive kraftigt fortyndet via opblanding med den øvrige atmosfære i forbindelse med transporten over større afstande.

Data for den kemiske nedbrydning af prosulfocarb viser alt i alt, at der vil være dage, hvor prosulfocarb målt ved målestation på Risø stammer fra relativt lokal anvendelse af prosulfocarb. Der vil imidlertid også være dage, hvor prosulfocarb målt ved målestationen ved Risø vil kunne komme fra kilder relativt langt fra Risø, herunder også fra anvendelse i udlandet.



Figur 6.6. Halveringstid for prosulfocarb ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Lav halveringstid ses midt på dagen, når prosulfocarb hurtigt nedbrydes via reaktionen med hydroxylradikalet. Jo mere sollys jo hurtigere reaktion. Dette er årsagen til, at halveringstiden er kort om dagen. Når der ikke ses nogen værdier om natten, er det fordi reaktionen ikke foregår om natten. Dage uden værdier skyldes overskyet vejr, hvilket giver meget lang halveringstid. Halveringstiden er baseret på hastighedskonstanten, for reaktionen mellem prosulfocarb og hydroxylradikalet ($k = 2,9 \pm 0,5 \cdot 10^{-11} \text{ cm}^3 \text{ molekyler}^{-1} \text{ s}^{-1}$) bestemt af Munoz et al. (2018). Luftkoncentrationerne af hydroxylradikalet er beregnet ved hjælp af regionalskalemодellen DEHM.

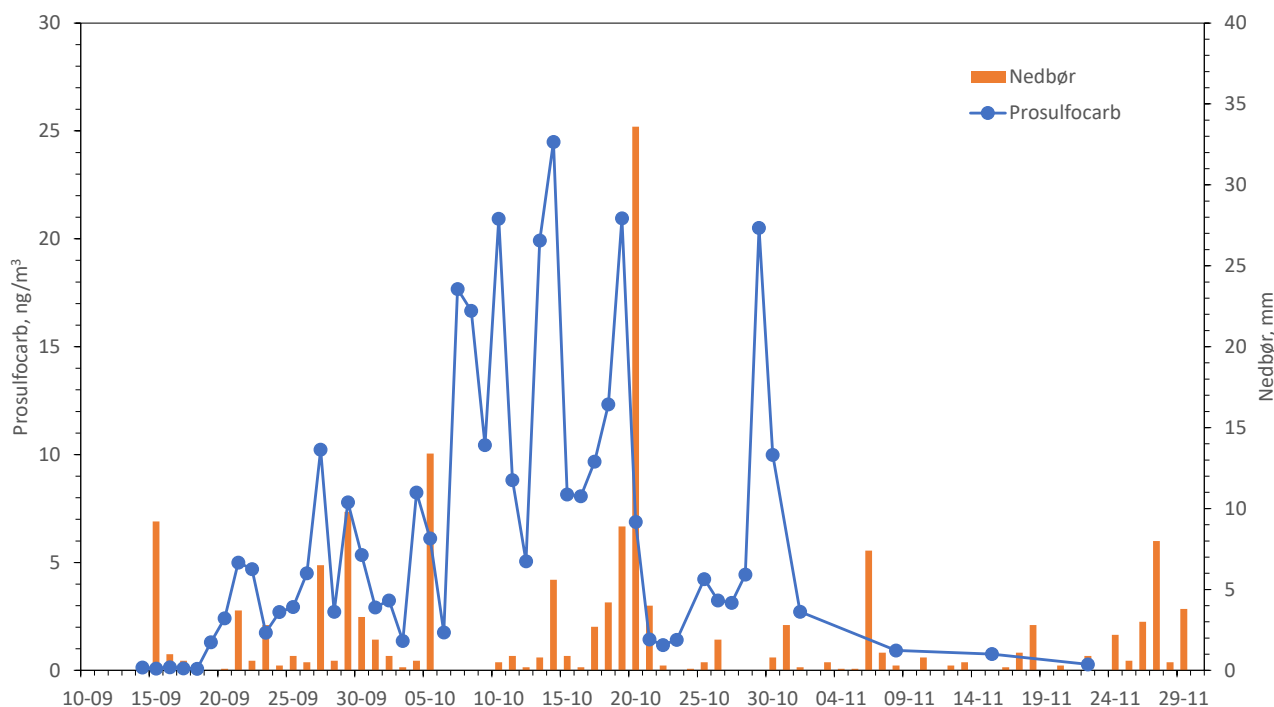
6.5.4 Koncentration af prosulfocarb set i forhold til de meteorologiske forhold

Koncentrationer af prosulfocarb over tiden er også blevet sammenlignet med meteorologiske parametre som nedbørsmængde, vindhastighed og lufttemperatur, der dels har betydning for, om der er blevet anvendt prosulfocarb og dels har betydning for spredning, afsætning og kemisk omdannelse af prosulfocarb. Der er tale om en kvalitativ analyse af sammenhængen, da en mere kvantitativ analyse kræver egentlige modelberegninger.

Figur 6.7 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og nedbøren, da det oftest vil være en sammenhæng mellem nedbørsmængderne og luftkoncentrationerne. For det første, vil ingen eller lav nedbør favorisere høje luftkoncentrationer, da prosulfocarb så ikke vil blive fjernet fra luften via våddeposition. For det andet, anvendes prosulfocarb ikke, når det regner.

Sammenligningen viser et blandet billede, hvor der er dage med høje koncentrationer, hvor det ikke har regnet i Roskildeområdet, og dage med høje koncentrationer, hvor der har været en del nedbør. De høje luftkoncentrationer på dage med ingen eller lav nedbør (for eksempel 7. -12. oktober og 29. oktober) kan derfor hænge sammen med relativt lokal anvendelse af prosulfocarb.

Der er også dage med høje luftkoncentrationer, hvor det har regnet relativt meget. Det gælder mest tydeligt for den 17. - 20. oktober. Figuren angiver døgnmiddelnedbøren, så der kan derfor godt have været perioder med tørvejr, hvor prosulfocarb kan være blevet anvendt. Endvidere gælder nedbørsdata for Roskildeområdet, og den angivne nedbør er derfor ikke udtryk for nedbørsforholdene for andre dele af Danmark.

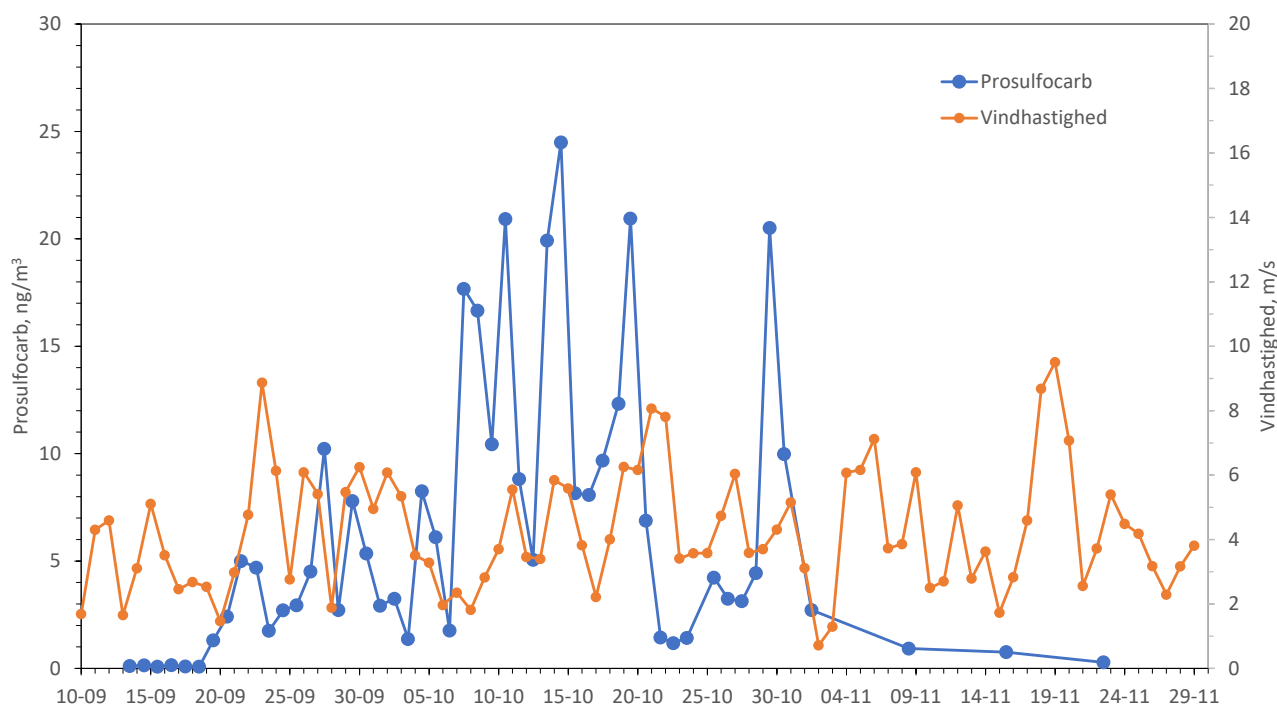


Figur 6.7. Luftkoncentration af prosulfocarb i efteråret 2021 sammenlignet med nedbør ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Graf og søjler angiver 24-timers middelværdier beregnet fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

Figur 6.8 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og vindhastighed. Sammenligningen viser, at vindhastigheden var på 5 m/s eller mindre for 24-timersmiddelværdierne for størstedelen af de perioder, hvor der bliver målt prosulfocarb i luften. Den 30. september, 11., 14., 15., 19., 20. og 30. oktober lå døgnmiddelvindhastigheden mellem 5 og 6,3 m/s. Kun den 21. oktober blev der målt døgnmiddelvind på 8,1 m/s, hvilket er en del højere end grænsen på 5 m/s. Prosulfocarb må kun udbringes på markerne ved vindhastighed under 5 m/s.

Lav vindhastighed giver begrænset spredning efter udbringningen, hvilket alt andet lige vil give høje luftkoncentrationer, hvis udledningerne sker relativt tæt på målestationen. Lav vindhastighed reducerer også betydningen af langtransport.

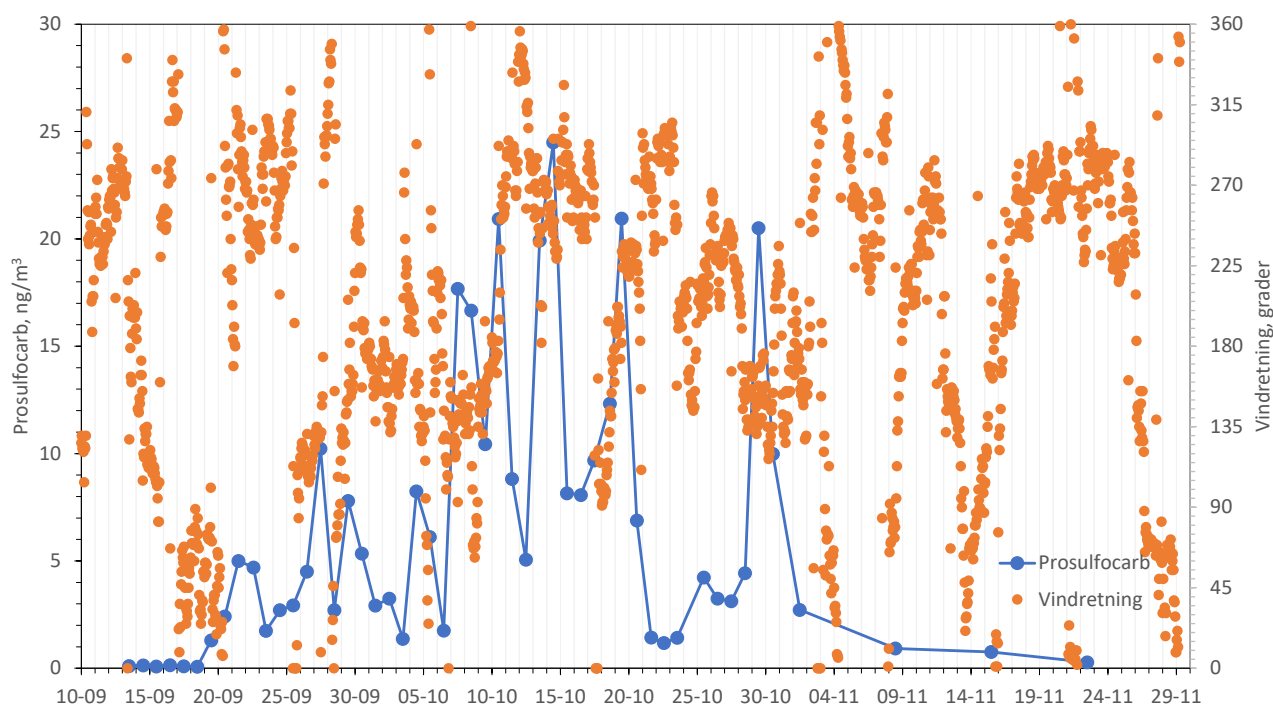
Vindhastigheden vist i Figur 6.8 stammer fra målinger i Roskildeområdet (Tune Lufthavn) og angiver døgnmiddelgennemsnit. De høje luftkoncentrationer målt for dage med gennemsnitsvind over 5 m/s (30. september, 11., 14., 15., 19., 20., 21. og 30. oktober) kan formentligt forklares ved, at der lokalt i forbindelse med tidspunkt for anvendelse af prosulfocarb har været lavere vindhastighed end, der er målt i gennemsnit for Roskildeområdet. Målingerne siger derfor ikke noget om, hvorvidt der er sket overskridelse af reglerne for anvendelse af prosulfocarb.



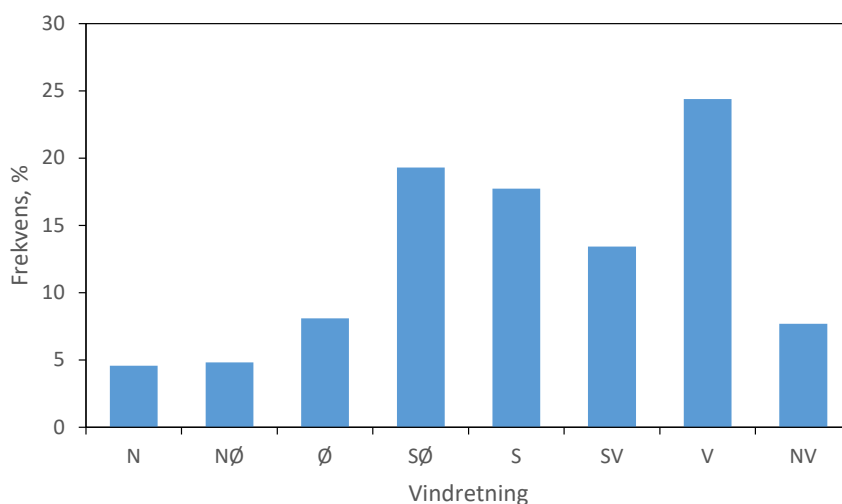
Figur 6.8. Luftkoncentration af prosulfocarb sammenlignet med vindhastighed ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Graferne angiver 24-timers middelværdier fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

Vindretningen kan give et fingerpeg om, hvor den målte prosulfocarb kommer fra. Figur 6.9 viser en sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og timemiddelvindretningen målt ved Tune Lufthavn omkring 20 km syd for målestationen. På trods af afstanden vurderes timemiddelvindretningerne at være repræsentative for vindretningen ved målestationen. Figur 6.10 giver et overblik over vindretningsfrekvensen i den periode, hvor der blev målt prosulfocarb i luften ved målestationen.

De høje luftkoncentrationer ses ved stort set alle vindretninger, så der er ikke noget, der tyder på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra en særlig vindretning. Dette indikerer, at prosulfocarb i luften stammer fra udbringning på marker over hele Sjælland, og det tyder ikke på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra "hot spots" uden for Danmark, hvilket underbygges af trajektorieberegninger, som omtales nærmere nedenfor.



Figur 6.9. Luftkoncentrationer af prosulfocarb ved landbaggrundsmålestationen ved Risø sammenlignet med vindretning. Graf angiver 24-timers middelværdier fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden, og hvor opsamlingsperioden løber fra den ene gitterlinje til den næste. Punkter angiver timemiddelværdier for vindretning. Tidsangivelse for vindretning er skubbet ½-døgn for at matche med opsamlingsperioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

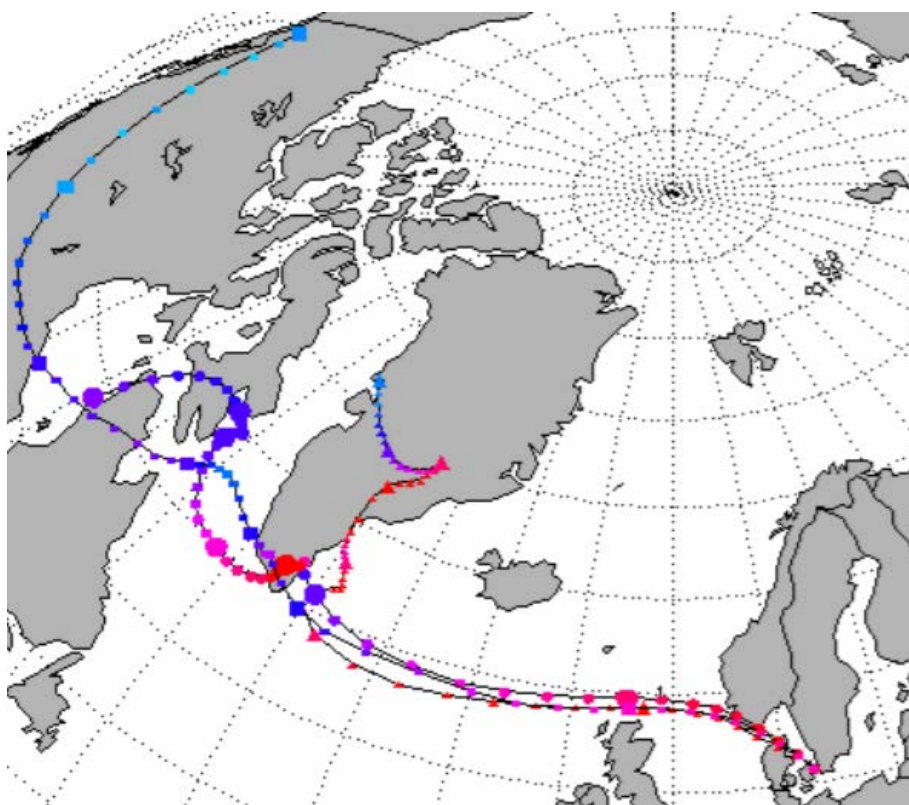


Figur 6.10. Frekvens for timemiddelvindretninger ved Tune Lufthavn for perioden fra den 19. september til 31. oktober 2021. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

Vindretningen ved målestationen giver imidlertid kun et fingerpeg på, hvor den målte prosulfocarb stammer fra. Dette hænger sammen med, at transport af luftmasserne over større afstande stort set aldrig følger en lige linje (Figur 6.11). Derfor har vi undersøgt luftmassernes bevægelser ved hjælp af meteorologiske modelberegninger, hvor transportvejen (trajektorien) beregnes syv døgn bagud i tid fra målestationens placering. I det følgende vil vi illustrere resultaterne fra denne analyse ved at gennemgå resultaterne fra udvalgte dage (den 21. september, 7., 8. og 11. oktober). Efter den 11. oktober

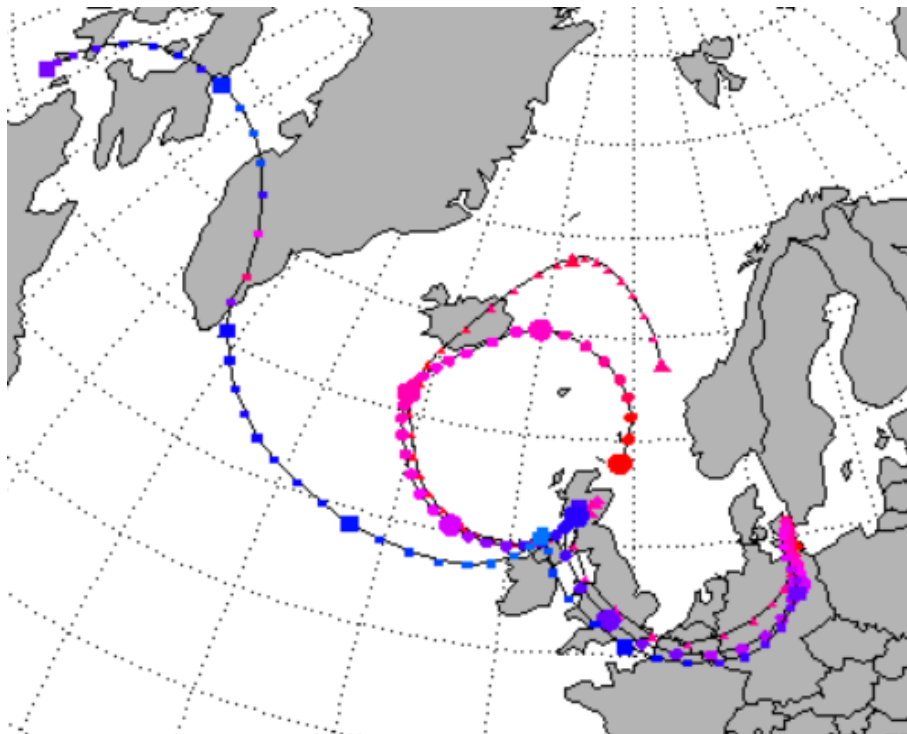
var der ingen tilgængelige trajektorier, så derfor var det ikke muligt at kigge på trajektorierne for dagene med høje koncentrationer i resten af oktober.

Figur 6.11 viser trajektorierne beregnet for den 21. september kl 18.00. Figuren viser luftmassernes transportvej fra den 14. september kl. 18.00 og frem til den 21. september kl 18:00, hvor trajektorierne ender ved målestationen ved Risø (det er egentligt København, men forskellen kan negligeres). Der er tre trajektorier, fordi der er lavet beregninger for forskellige højder over overfladen. Det er trajektorien for 500 m's højde (angivet med trekanter), som er mest relevant i denne sammenhæng. Den begynder den 14. september kl. 18:00 i Grønland, og bortset fra en mindre passage af det sydlige Norge kommer luftmasserne til Danmark fra nordvest uden at passere store landbrugsområder. Det er den sidste del af trajektorien, som er mest interessant i denne sammenhæng. Med en kemisk halveringstid for prosulfocarb den 21. oktober på mere end 20 timer og en vindhastighed på 3 m/s vil "transport-halveringstiden" være på mindst 200 km ("transport-halveringstiden" fås ved at beregne, hvor lang afstand en luftpakke vil blive transporteret i løbet af den kemiske halveringstid). Da luftmasserne ikke passerer væsentlige udenlandske landbrugsområder, er det mest sandsynligt, at den målte prosulfocarb kommer fra anvendelse på Sjælland i området nordvest for målestationen.



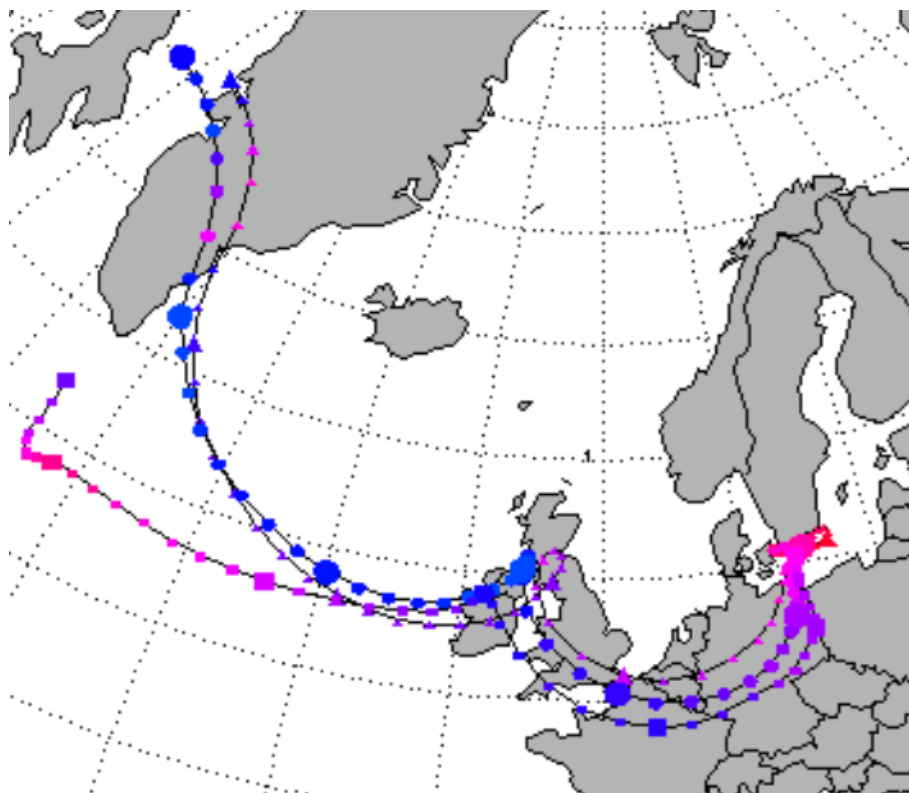
Figur 6.11. Trajektorier beregnet syv dage bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 21. september 2021. Kurverne angiver luftmassernes bevægelser for tre forskellige højder. Kurven med trekanterne angiver bevægelserne for de luftmasser, som ankommer i højden 500 m, cirkler i 1000 m og firkanter i 1500 m. Symbolerne angiver 3-timersintervaller, og de store symboler markerer hvert døgn. Kurven for ankomst i 500 m's højde giver også en god beskrivelse af, hvordan luftmasserne har bevæget sig i lavere højder. Trajektorierne beregnet med ankomst i København er også repræsentative for landbaggrundsmålestationen ved Risø. Trajektorierne er beregnet med Flextra-modellen udviklet af A. Stohl (NILU), G. Wotawa og P. Seibert (Institute of Meteorology and Geophysics, Wien) på basis af meteorologiske data fra ECMWF.

Figur 6.12 viser trajektorierne beregnet for den 7. oktober kl. 18:00. Med en vindhastighed på omkring 2 m/s og en kemisk halveringstid på omkring 20 timer skønnes "transport-halveringstid" til omkring hundrede kilometer. Det er derfor mest sandsynligt, at den målte prosulcofarb stammer fra udbringning af prosulfocarb på det sydvestlige Sjælland, Lolland, Falster med bidrag fra det nordlige Tyskland.



Figur 6.12. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 7. oktober 2021. Figur 6.11 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 8. oktober er vindhastigheden omkring 2 m/s og den kemiske halveringstid er på mere end 10 timer. Det betyder, at "transport-halveringstiden" skønnes til at være på mere end hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne viser, at luftmasserne kommer fra Atlanterhavet via Irland, Storbritanien, Frankrig, Belgien, Tyskland og Skåne inden luftmasserne rammer målestationen (Figur 6.13). Det er det sidste døgns transport af luftmasserne, der er mest afgørende, så derfor er det mest sandsynligt, at den målte prosulfocarb stammer fra anvendelse på det vestlige Sjælland og i Skåne.



Figur 6.13. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 8. oktober 2021. Figur 6.11 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Figur 6.14 viser trajektorie svarende til begyndelsen af prøveopsamlingen den 11. oktober (opsamling fra 11. oktober kl. 12:00 til 12. oktober kl. 12:00). Der var ingen tilgængelige trajektorier for den sidste del af opsamlingsperioden, men vindretningen i Roskilde lå for hele perioden i den nordvestlige retning (Figur 6.9), hvilket viser, at det viste trajektorie med god sikkerhed er repræsentativt for hele opsamlingsperioden. Vindhastighed er i gennemsnit omkring 5,6 m/s, og den kemiske halveringstid er på omkring 3 timer (gennemsnit for kl. 10:00 til 16:00), hvilket betyder, at "transport-halveringstiden" estimeres til omkring 60 kilometer. Trajektorieberegningerne for den første del af opsamlingsperioden viser, at luftmasserne kommer ind fra Atlanterhavet via Nordsøen, og luftmasserne passerer ikke land førend de når til Vestjylland (Figur 6.14). Den målte prosulfocarb kommer derfor med stor sandsynlighed fra anvendelse af prosulfocarb i Danmark.

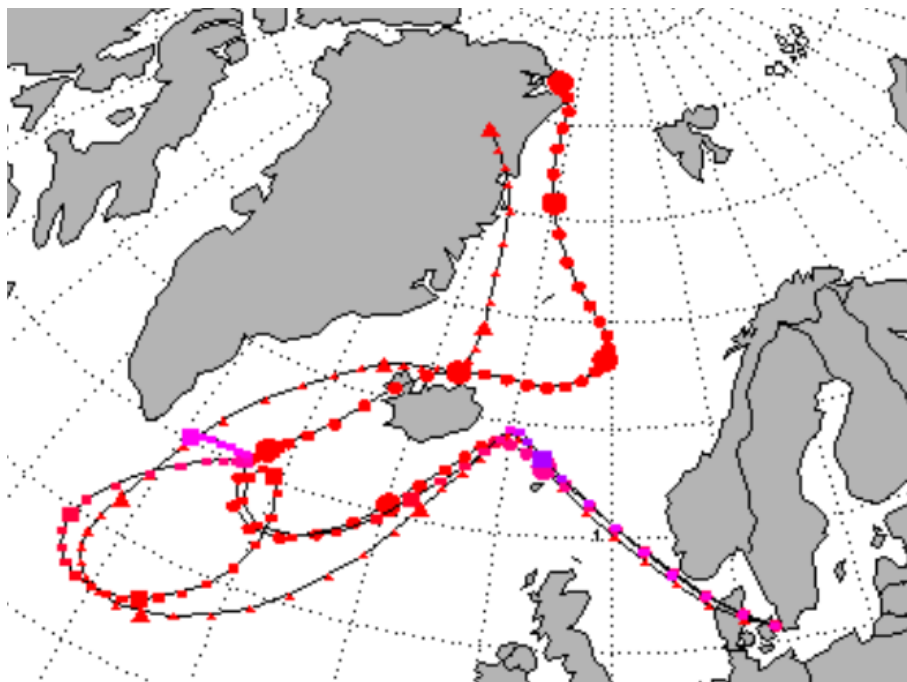


Figure 6.14. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 12:00 den 11. oktober 2021. Figur 6.11 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Alt i alt vurderes det mest sandsynligt, at størstedelen af den målte prosulfocarb i luften stammer fra udbringning af prosulfocarb på danske marker med vintersæd. Denne vurdering baseres på følgende:

- Tidsperioden med høje luftkoncentrationer af prosulfocarb i efteråret 2020 svarer i store træk til tidsperioden for anvendelse af prosulfocarb i land-overvågningsoplandene. For 2021 ses høje luftkoncentrationer fra slut september til sidst i oktober, hvilket svarer til observationerne for 2019 og 2020.
- Dage med høje luftkoncentrationer er i stor grad sammenfaldende med dage med gode betingelser for udbringning af prosulfocarb på marker med vintersæd.
- Prosulfocarb kan nedbrydes relativt hurtigt om dagen i sollys. Om morgenen og sen eftermiddag er mængden af sollys væsentligt mindre og nedbrydningen væsentligt langsommere. Om natten er nedbrydningen ligeledes meget langsom.
- Undersøgelserne baseret på trajektorieberegningerne godtgør, at det for en række dage stort set kan udelukkes, at prosulfocarb stammer fra andet end dansk anvendelse.

Undersøgelserne har også vist, at der formentligt kan komme bidrag fra prosulfocarb anvendt i Danmarks nabolande. Ovenstående eksempler har peget på bidrag fra Tyskland og Skåne. Trajektorieberegninger for andre dage viser, at også Storbritannien og Polen kan være mulige kilder til den målte prosulfocarb.

Data fra 2019 og 2020 viste en sammenhæng mellem ugentlig nedbørsmængde, våddeposition og luftkoncentrationen af prosulfocarb, hvor der er sammenfald mellem den periode på året, hvor der måles høj våddeposition og høje koncentrationer. Dette giver et fingerpeg om, at våddepositionen

stammer fra de samme kilder, som giver anledning til de målte luftkoncentrationer. Det foreliggende datamateriale giver imidlertid ikke mulighed for en endelig konklusion omkring kilderne til våddepositionen pga. problemerne med opsamling af nedbørsprøverne i 2021.

Ovenstående konklusioner skal læses med det forbehold, at vi kun har informationer om den faktiske anvendelse af prosulfocarb i Landovervågningsoplandene i 2020 og for eksempel mangler informationer om anvendelsen på store dele af Sjælland.

Links

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

Referencer

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. 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_base-rede_taaalegraenser.pdf

Barré, J., Petetin, H., Colette, A., Guevara, M., Peuch, V.H., Rouil, L., Engelen, R., Inness, A., Flemming, J., Pérez García-Pando, C., Bowdalo, D., Meleux, F., Geels, C., Christensen, J.H., Gauss, M., Benedictow, A., Tsyro, S., Frieese, E., Struzewska, J., Kaminski, J.W., Douros, J., Timmermans, R., Robertson, L., Adani, M., Jorba, O., Joly, M. & Kouznetsov, R. 2021: Estimating lockdown-induced European NO₂ changes using satellite and surface observations and air quality models, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(9), 7373-7394. <https://doi.org/10.5194/acp-21-7373-2021>

Blicher-Mathiesen, G., Petersen, R.J., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2023. Landovervågningsoplande 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xxx s. - Videnskabelig rapport nr. xxx. Under udarbejdelse.

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/>

DCE 2023: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](#)

DMI 2023: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>

EC 2005: Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union L23/3.

EC 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official Journal of the European Union L152/1.

Ellermann, T. et al. 2020 (fra s. 61 skal tilføjes)

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Løfstrøm, P., Lansø, A. S., Monies, C., Geels, C., & Poulsen, M. B., 2021: Atmosfærisk deposition 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 95s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 471. <http://dce2.au.dk/pub/SR471.pdf>

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.K., Winther, M.,

Poulsen, M.B., Sørensen, M.O.B., 2023: Luftkvalitet 2021. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xxx s. - Videnskabelig rapport nr. 467. <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>. Under udarbejdelse.

Ellermann, T., Christensen, J. & Nygaard, J., 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.

EMEP 2023: EMEP emissions database. [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://www.emep.eu/)

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.

IMO, 2021: [IMO 2020 - cleaner shipping for cleaner air](https://www.imo.org/en/ourwork/air-pollution/Pages/IMO-2020-cleaner-shipping-for-cleaner-air.aspx)

Johansson, L., Jalkanen, J.-P., and Kukkonen, J. 2017: Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution. Atmospheric Environment 167, 403-415,

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.042>.

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

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. 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.

Munoz, A., Borrás, E., Ródenas, M., Vera, T. & Pedersen, H.A. 2018: Atmospheric Oxidation of a Thiocarbamate Herbicide Used in Winter Cereals. Environ. Sci. Technol. 2018, 52, 16, 9136-9144

Nielsen, O-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2022: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2020. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 583pp. Scientific Report No. 488. <https://dce2.au.dk/pub/SR488.pdf>

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

Permalink. 2023: <https://permalink.aeris-data.fr/CAMS-GLOB-SHIP> (tilgået januar 2023)

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 (spiket betyder, at det pågældende stof er blevet tilsat til prøverne i laboratoriet).

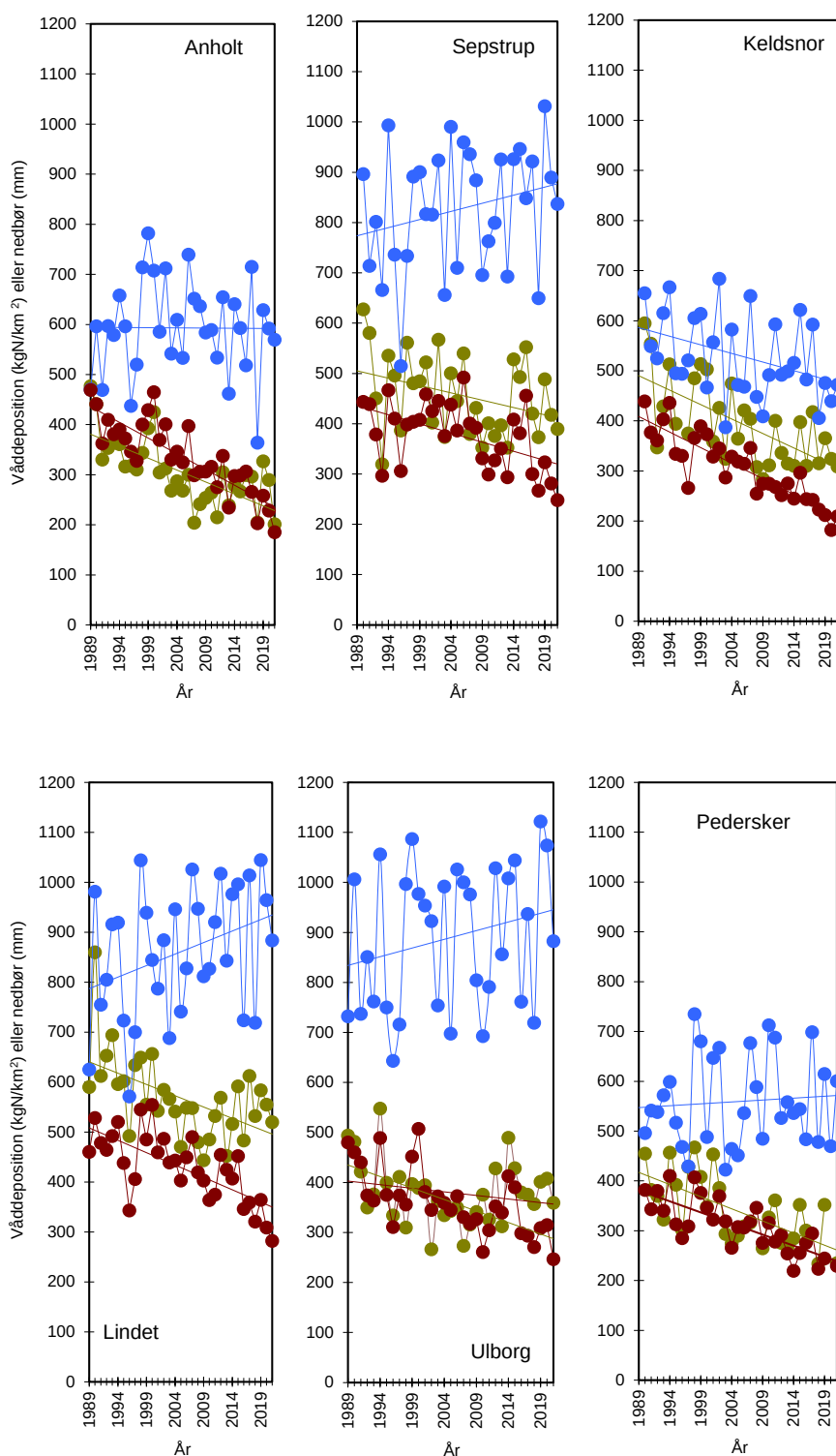
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty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

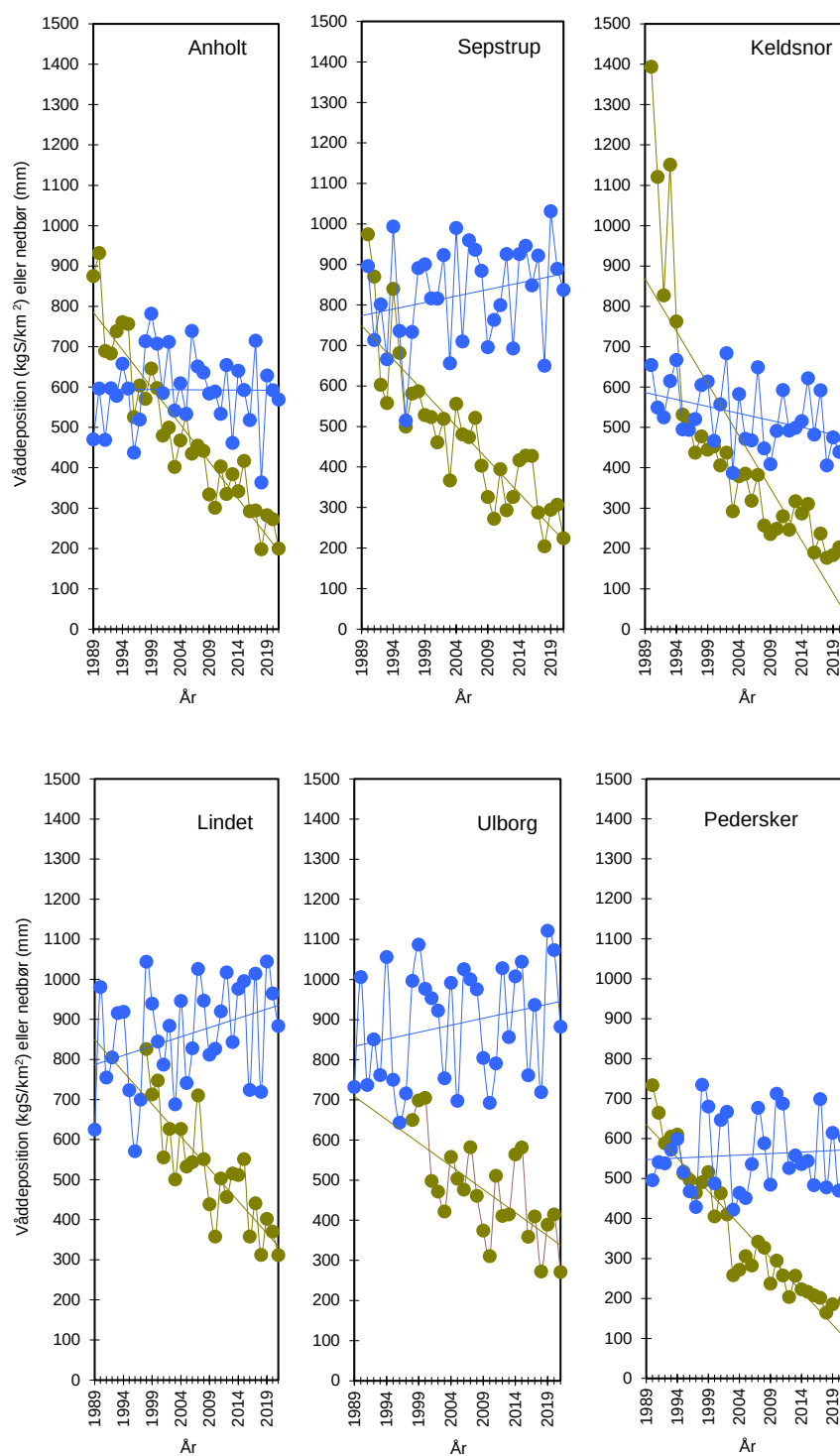
Tabel A1. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer, der analyseres under akkreditering, er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
Atrazin*	0,001	20
Clomazon	0,001	30
Desethylatrazin*	0,002	10
Desethylterbuthylazin*	0,002	40
Desisopropylatrazin*	0,006	20
Dichlorprop*	0,003	30
Diflufenican	0,001	30
2,6-dimethyl-4-nitrophenol	0,002	12
2,4-dinitrophenol	0,004	13
2,6-dinitrophenol	0,004	12
Diuron*	0,001	15
DNOC*	0,006	40
Ethofumesat*	0,002	40
Hydroxy-atrazin*	0,002	30
Hydroxy-simazin	0,002	60
Isoproturon*	0,002	50
MCPA*	0,003	30
Mechlorprop*	0,002	40
Metamitron*	0,005	30
Metazachlor*	0,002	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	15
Pendimethalin	0,001	33
Prosulfocarb*	0,001	33
Terbutylazin*	0,002	25

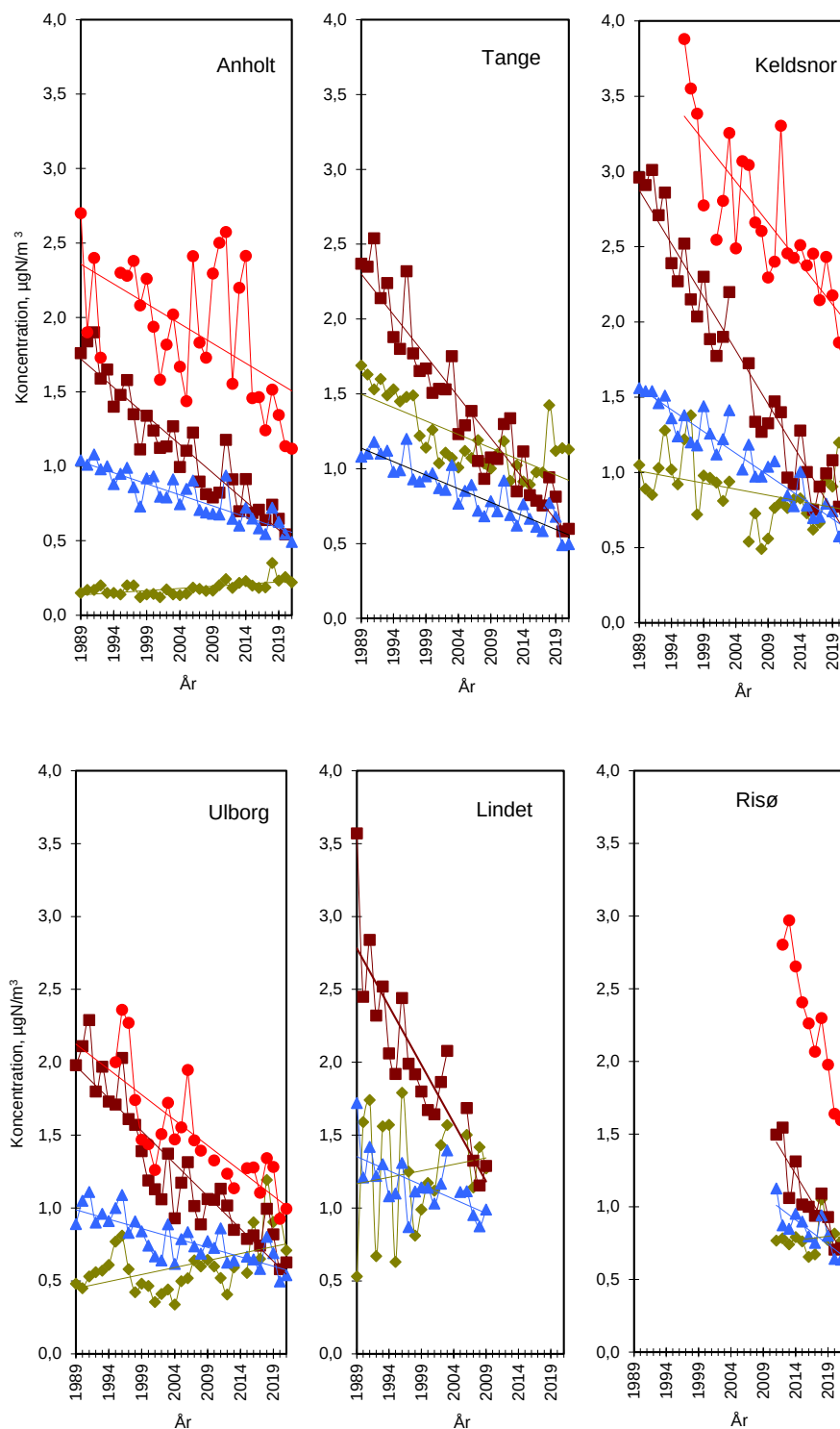
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



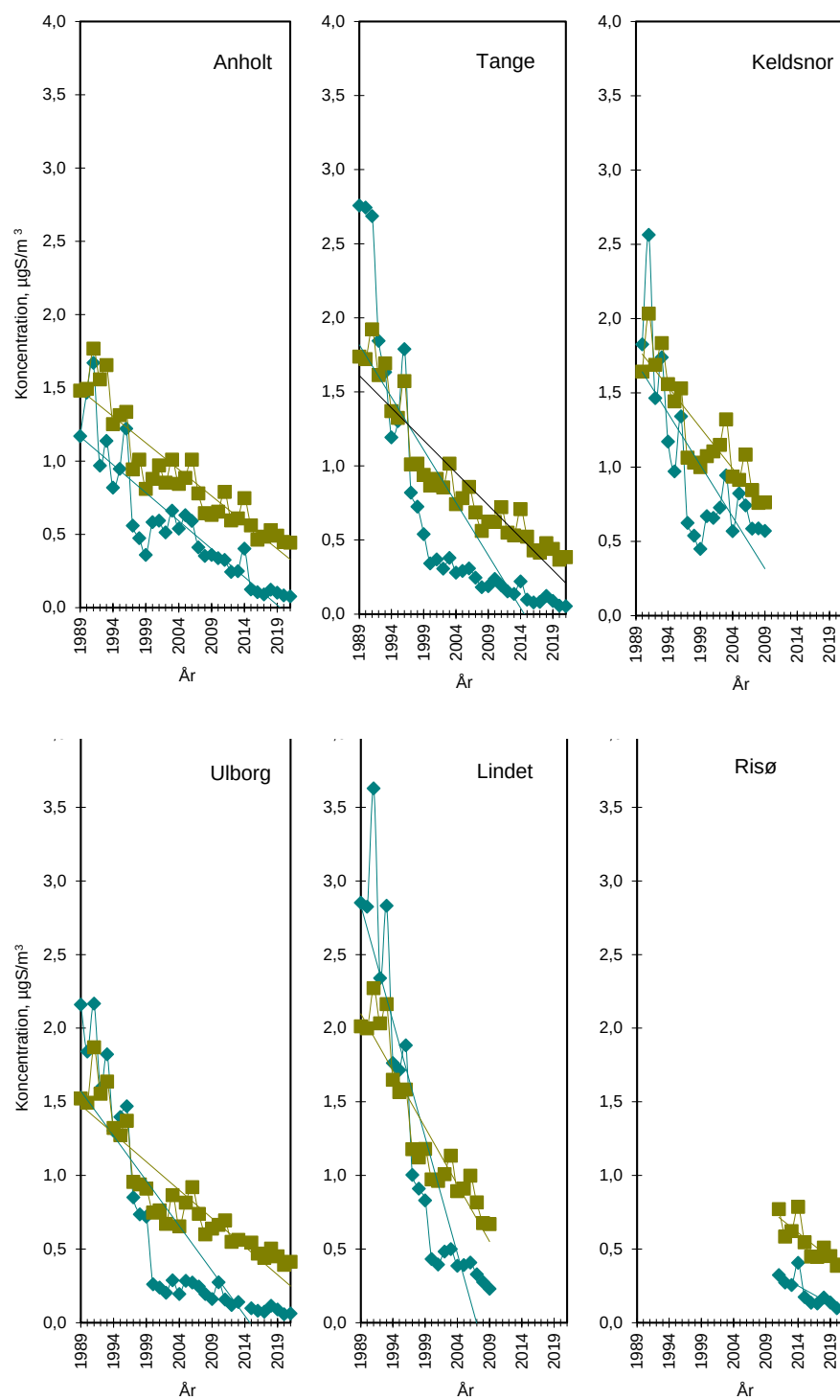
Figur A1. Årlig våddeposition (kgN/km^2) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). kgN/km^2 omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur A2. Årlig våddeposition (kgS/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgS/km² omregnes til kgS/ha ved at dividere med 100.



Figur A3. Årsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid (rød), ammoniak (grøn), partikulært ammonium (brun), og partikulært nitrat (blå). Målingerne ved Lindet og Frederiksborg er ophørt i henholdsvis 2009 og 2003. Målingerne med filterpackopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009 og videreført med denuder fra 2010.



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

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2021

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2021 beregnet til hhv. 57 og 54 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis omkring 38% og 43% siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2021 beregnet til ca. 5,1 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2021 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 for udviklingstendens af kvælstofdeposition fordelt på hovedkilderne, måling af ozon og modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider.

ISBN: 978-87-7156-741-0

ISSN: 2244-9981