



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2023

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 626

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2023

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 626

2024

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Martin Ole Bjært Sørensen
Jesper Christensen
Anne Sofie Lansø
Chirsitan Monies
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. 626
Kategori: Rådgivningsrapport

Titel: Atmosfærisk deposition 2023
Undertitel: NOVANA

Forfattere: Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Martin Ole Bjært Sørensen, Jesper Christensen, Anne Sofie Lansø, Christian Monies og Maria Bech Poulsen
Institution: Institut for Miljøvidenskab

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: December 2024
Redaktion afsluttet: November 2024

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:
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/KommentarerSR/SR626_komm.pdf

Finansiel støtte: Miljø- og Ligestillingsministeriet

Bedes citeret: Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A. S., Monies, C. & Poulsen, M. B., 2024: Atmosfærisk deposition 2023. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 68 - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 626

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2023 beregnet til hhv. 59 og 50 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er i 2023 henholdsvis omkring 47% og 52% lavere end i 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2023 beregnet til ca. 4,7 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2023 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 10 - 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 miljøfarlige forurenende organiske stoffer.

Emneord: Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfarlige forurenende organiske stoffer, pesticider, prosulfocarb

Layout: Majbritt Pedersen-Ulrich
Forside Foto: Thomas Ellermann

ISBN: 978-87-7156-905-6
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 68

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	8
1.1 Overvågningsprogrammet	8
1.2 Vejret i 2023	12
2 Kvælstof	17
2.1 Relevans	17
2.2 Målsætning	17
2.3 Kvælstofdeposition i 2023	17
2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande	19
2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder	20
2.6 Kilder til kvælstofdeposition	21
2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	23
2.8 Udviklingstendens for kvælstofdeposition opdelt på hovedkilderne	25
2.9 Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	30
3 Svovl	31
3.1 Relevans	31
3.2 Målsætning	31
3.3 Svovldeposition i 2023	31
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	32
3.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	34
3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	36
4 Tungmetaller	39
4.1 Relevans	39
4.2 Målsætning	39
4.3 Tilstand og årsag	39
5 Ozon og vegetation	45
5.1 Relevans	45
5.2 Målsætning	45
5.3 Tilstand, udvikling og årsag	46
6 Deposition af miljøfarlige forurenende organiske stoffer	52
6.1 Relevans	52
6.2 Målsætning	52
6.3 Våddeposition af pesticider	52
6.4 Våddeposition af nitrophenoler	56
6.5 Våddeposition af PAH	57
7 Referencer	59
Bilag 1 Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof	62

Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	64
Bilag 3 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige forurenende organiske stoffer	68

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 2023.

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

DCE har som en væsentlig opgave for Ministeriet for Grøn Trepert og Miljø- og Ligestillingsministeriet 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 Ecoscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, arter og naturtyper samt miljøfarlige forurenende stoffer.

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene, Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos SGAV, mens de øvrige fagdatacentre (vandløb, søer, marine områder, landovervågning, arter og naturtyper, atmosfæren og miljøfarlige forurenende stoffer) er placeret hos DCE, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for Luftkvalitet, Institut for Miljøvidenskab. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af DCE. Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af sidste års rapport om Atmosfærisk Deposition 2022 med nye data indsamlet i 2023.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og Natur 2023', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og SGAV.

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition i danske land- og farvandsområder i 2023. 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 miljøfarlige forurenende organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2023 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 59 ktøns N (5,6 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 50 ktøns N (12 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er faldet tydeligt siden 1990, så kvælstofdeposition til danske farvande og landområder i 2023 er henholdsvis ca. 47 % og 52 % lavere end i 1990. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden. I den sidste del af perioden har depositionen ligget på omtrent samme niveau over en 10-årig periode, men i 2021-2023 er der igen sket et fald, således 2023 er det år med den næstlaveste målte deposition. Endvidere ses der variationer fra år til år på grund af variationer 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.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2023 beregnet med DEHM til 4,7 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 75% siden 1990. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001. I perioden fra 2001 til 2007 var depositionen omtrent på samme niveau, 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 land-baserede 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)) adskiller sig i 2023 ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1990 er der sket betydelige fald i koncentrationer og depositioner af tungmetaller, så de i dag udgør 10-60% af niveauerne 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, om end der er en svag tendens til en stigning gennem de seneste år. Middel af AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppbv; mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for 5 års-perioden fra 2019-2023 ligger under 8.200 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ på alle baggrundsmålestationer med måling af ozon (Keldsnor: 5.900 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Ulborg: 4.900 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Risø: 8.200 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). I 2023 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi (18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ som middel af fem år) for beskyttelse af vegetation mod skader forårsaget af ozon. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) er dog overskredet ved alle tre målestationer. 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. Ozonfluxen angiver selve optaget af ozon i planterne og dette 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 overskredet i 2023 for skov (løvfældende) i hele Danmark. I 2023 blev det kritiske niveau for korn (hvede) ikke overskredet i størstedelen af landet, men for dele af Sjælland, og de sydlige øer (for eksempel Lolland, Falster og Møn) er der områder med overskridelse af grænsen.

Måling af våddeposition af miljøfarlige forurenende organiske stoffer ved Risø og Sepstrup Sande viser, at depositionen af nitrophenoler (syv stoffer) lå på hhv. 1040 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 1516 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Depositionen af PAH'er (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 22 stoffer) lå på hhv. 149 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 33 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Den samlede våddeposition af pesticider i 2023 lå på omkring henholdsvis 43 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 63 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for de 20 udvalgte stoffer, hvoraf det dog kun var de ni der blev fundet i mængder over detektionsgrænsen. Prosulfocarb, som hovedsageligt anvendes i oktober, udgør langt hovedparten af pesticiderne i våddepositionen. Den samlede våddeposition i september-oktober ved Risø og Sepstrup Sande er 36 og 49 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, hvor prosulfocarb bidrager med mere end 98%. Der kan ikke observeres en udviklingstendens for våddepositionen af prosulfocarb i perioden siden 2007.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2023 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 (*Nordstrøm et al., 2024*).

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 depositionsmængder af de kvælstof- og svovlforbindelser, som er de vigtigste i relation til eutrofiering og forsurening.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositionsmængder af en række miljøfarlige tungmetaller.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer af ozon.
- Beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder samt beregning af ozonflux (POD). Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model).
- Bestemmelse af våddeposition af miljøfarlige forurenende (også kaldet miljøfremmede) organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler).

Resultaterne præsenteres på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. Inden den indikatoragtige præsentation af resultaterne gives i dette kapitel en kort introduktion til overvågningsprogrammet. Herefter gives en kort beskrivelse af de meteorologiske forhold i Danmark i 2023, 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 kilde i nærheden.

Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger. Målingerne anvendes til beskrivelse af den ak-

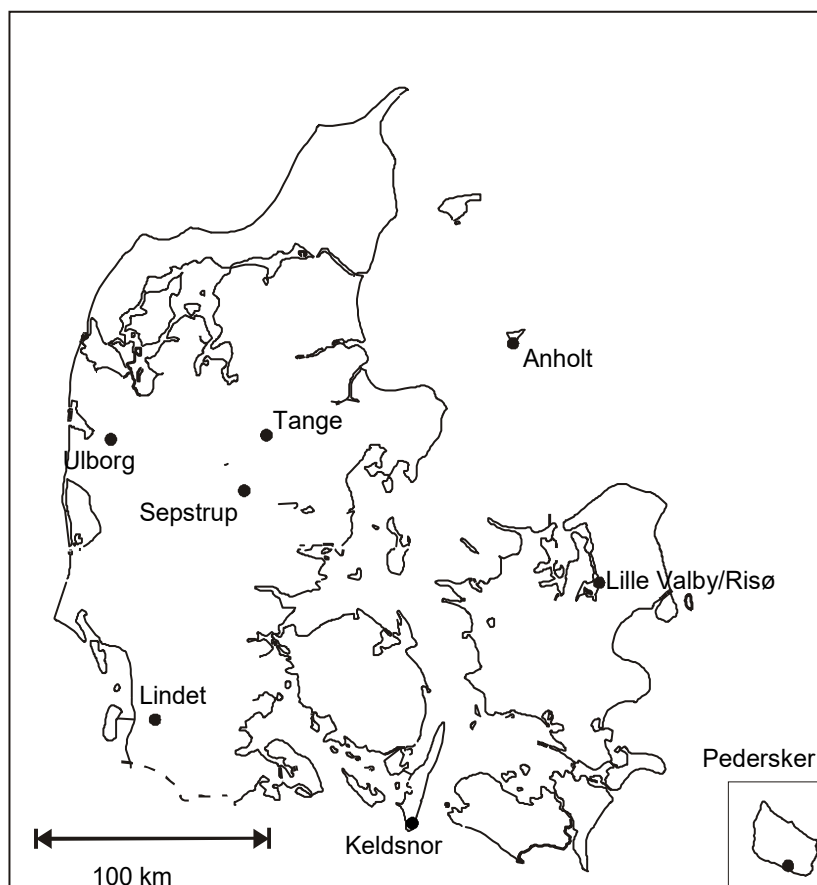
tuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariationer og udviklingstendenser. Modelberegningerne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra målestationerne ud til større geografiske områder og anvendes således til bestemmelse af depositionen til de enkelte farvands- og landområder. Modelberegninger benyttes endvidere til bestemmelse af kildefordeling og det danske bidrag til depositionen.

I 2023 bestod netværket af otte 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 målestationer.
- Våddeposition på to målestationer af de miljøfarlige forurenende organiske stoffer (MFS): Pesticider, PAH og nitrophenoler.
- Luftkoncentration af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

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.

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
Keldsnor	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder, NO ₂ , O ₃
/Risø***	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	Filterpack, Denuder, NO ₂ , O ₃
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	
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.

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

§ Gasserne NO₂ og O₃ måles med automatisk monitor ifølge EU-referencemetoden.

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra Delprogram for luft under NOVANA 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 målestationerne. Til venstre: Filterpackopsamler til opsamling af luftprøver. Opsamleren består af en filterholder (for enden af hver af de otte arme) med tre filtre, som luften suges igennem, hvorved partikler og gasser opsamles og separeres. Til højre: Nedbørsopsamlere til bestemmelse af bulkdeposition (dvs. våddeposition plus et lille bidrag fra tørdeposition). Nedbørsopsamlerne består af et stativ, en tragte og en opsamlingsflaske monteret forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). I DEHM beregnes emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening i et tredimensionelt net af gitterceller. Emissionen af luftforureningskomponenterne er baseret på de nationale emissionsopgørelser, og den luftbårne transport er beregnet på basis af informationer om de meteorologiske forhold for det år, som der laves modelberegninger for.

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 standardtidsvariationen af udledningerne for 2020 og 2021 baseret på ændringer

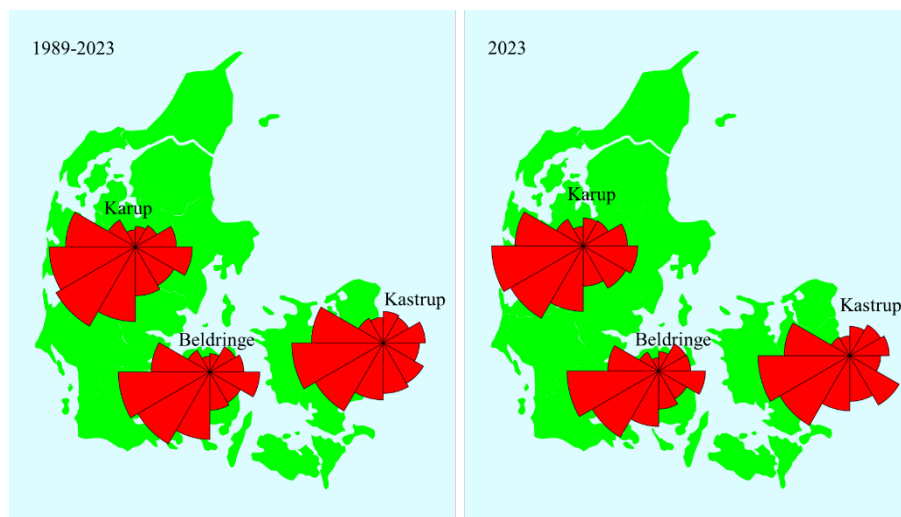
i udledninger fra trafik (eksklusive Danmark) og industri (inklusive Danmark) for månederne marts-maj, som er beskrevet i Barré et al. (2021) for året 2020, mens korrektionen af den tidslige fordeling af emissioner for trafik for danske kilder er baseret på trafikinformationer fra Vejdirektoratet for 2020 og 2021. For år 2023 er der ikke foretaget nogen korrektioner af standardtidsvariationen af udledningerne fra både Danmark og resten af Europa.

Udledningerne fra skibe er ligeledes ændret i forhold til tidligere modelberegninger for årene før 2021. Ved modelberegningerne præsenteret i denne årsrapportering baseres udledningerne på det globale datasæt fra det Finske Meteorologisk Institut, som baserer opgørelserne på STEAM-modellen (Johansson et al., 2017, Permalink (2023)). STEAM-modellen er blevet opdateret til version 3.2 fra den tidligere version 2.1, som blev brugt ved sidste års beregninger. Udledningerne estimeres ved brug af globale data med høj geografisk og tidlig opløsning fra Automatic Identification System (AIS), som gør det muligt at estimere udledningerne fra de individuelle skibe. Datasættet bruger AIS-information for årene 2014-2022 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 færges- 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 2022 blev brugt for modelberegningerne for 2023, da der ikke var nye skibsemissioner for 2023 tilgængelig.

1.2 Vejret i 2023

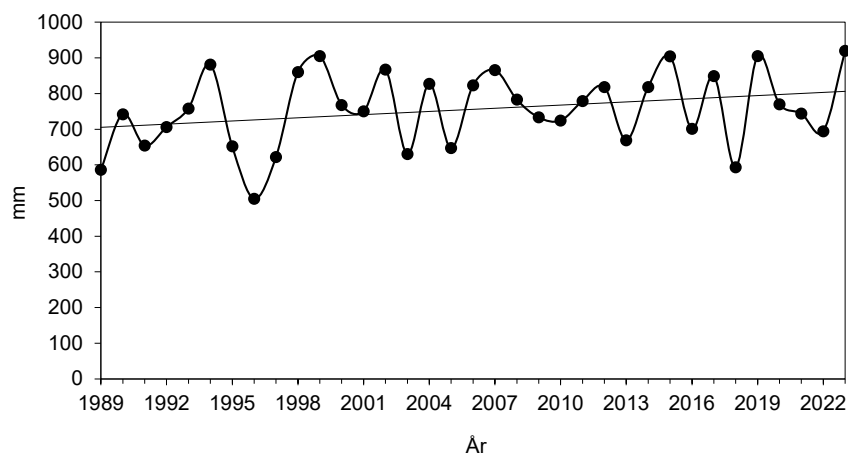
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2023.

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 2023 som sædvanligt var vest til sydsydvest, og at vindroserne for 2023 i store træk minder om gennemsnittet for perioden 1989-2023 - om end der i 2023 er en række mindre forskelle til 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 luftforureningen til Danmark.



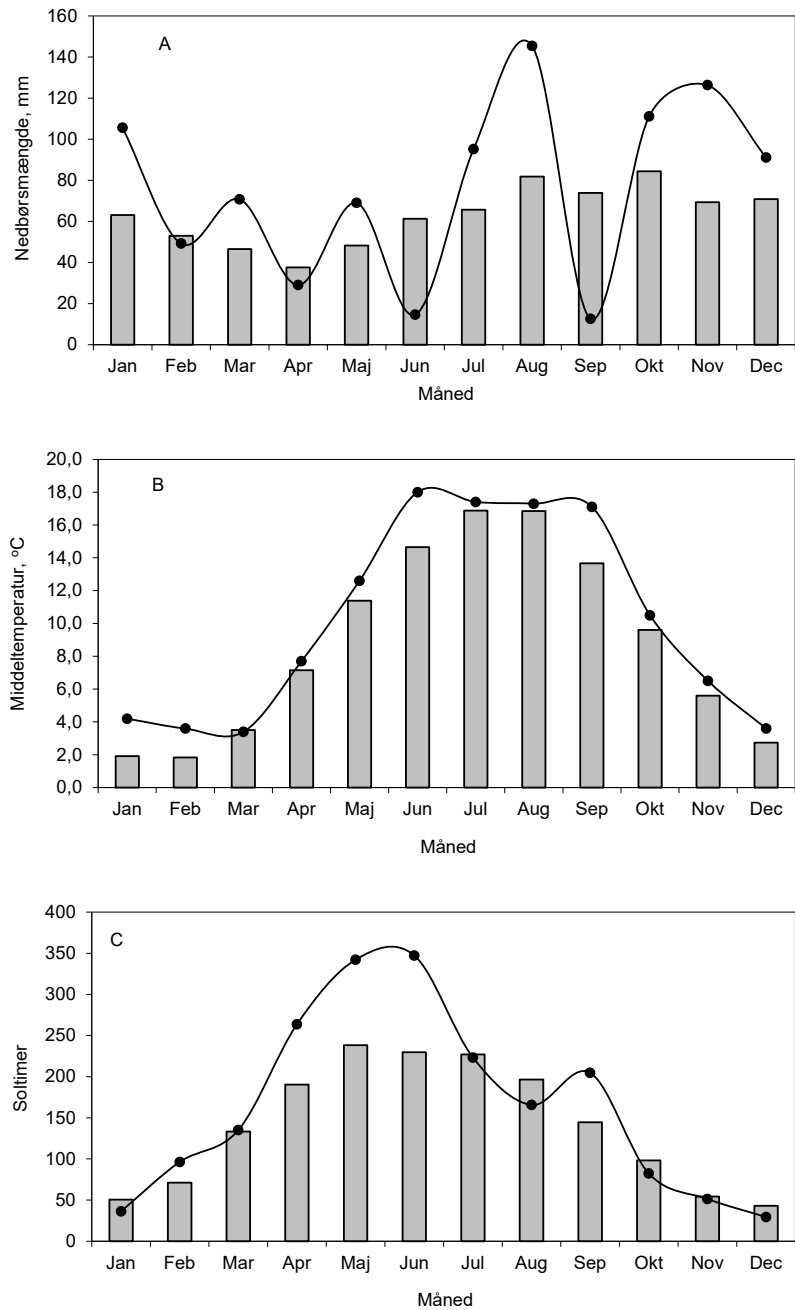
Figur 1.3. Vindroser for Karup/Hald, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2023, mens der til højre vises gennemsnit for 2023. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.4 og 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var med 920 mm rekordhøj og omkring 32% højere i 2023 end i 2022 (694 mm), og omkring 22% højere end den gennemsnitlige nedbørsmængde for perioden fra 1989-2023 (756 mm) (Figur 1.4; Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2024). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (Figur 1.5 A). De mest markante afvigelser fra gennemsnittet var de usædvanlige store nedbørsmængder i januar og marts. Også juli og august og oktober til december lå væsentligt over gennemsnittet. I 2023 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (1100-1300 mm). Til sammenligning faldt der 800-1000 mm på Fyn og 600-900 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2023), 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 og viser også den markant højere nedbør i 2023 sammenlignet med 2022 (Figur 1.6). Beregninger af nedbør over hav viser omkring 50 % højere nedbørsmængde i 2023 sammenlignet med 2022. Der er endvidere væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen).

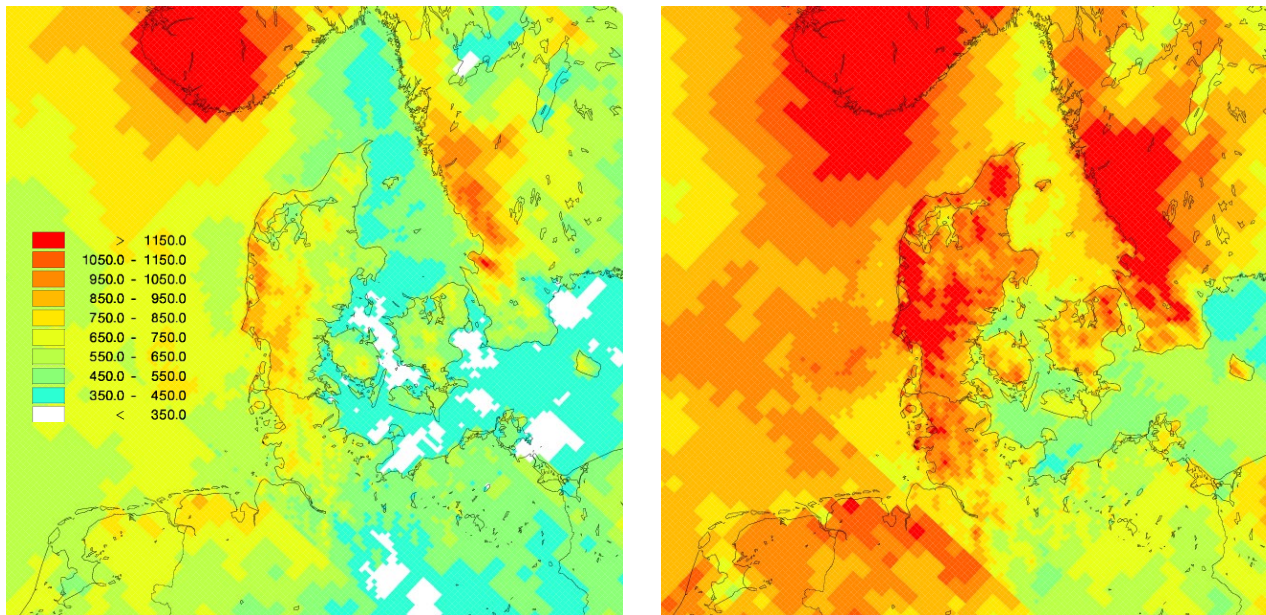


Figur 1.4. Udviklingstendens for nedbørsmængden som gennemsnit for Danmark i perioden fra 1989-2023 (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2024). Den rette linje er beregnet ved lineær regression.

Det var ikke alene nedbørsmængden, som var høj i 2023. Den årlige middellufttemperatur i 2023 var 10,2 °C, hvilket også er usædvanligt højt. Middellufttemperaturen var 0,7 °C højere end i 2022 (9,4 °C). Middellufttemperaturen i 2023 var 1,4 °C højere end gennemsnittet (8,8 °C) for perioden 1989-2023, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2024). Temperaturfordelingen følger i store træk gennemsnittet siden 1989, hvor det dog var noget varmere i januar-februar, juni og september set i forhold til gennemsnittet for perioden 1989-2023 (Figur 1.5 B). I 2023 var der et højere antal soltimer navnlig i april til juni og i september, hvor antallet af soltimer var højere end for gennemsnittet over perioden fra 1989-2023. (Figur 1.5 C). Antallet af soltimer i 2023 var på 1.978 timer, hvilket er omkring 18% højere end gennemsnittet for perioden 1989-2023 (1.677 timer) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2024).



Figur 1.5. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2023, mens søjlerne angiver middel for 1989-2023. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2024).



Figur 1.6. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model WRF for 2022 (venstre) og 2023 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men beregningerne giver også et overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

Links: Yderligere information om målestationerne:

[Målestationer](#)

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

[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, inklusive 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 Emissions reduction Commitments) 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 havde 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 samlet svarede det til 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 2023

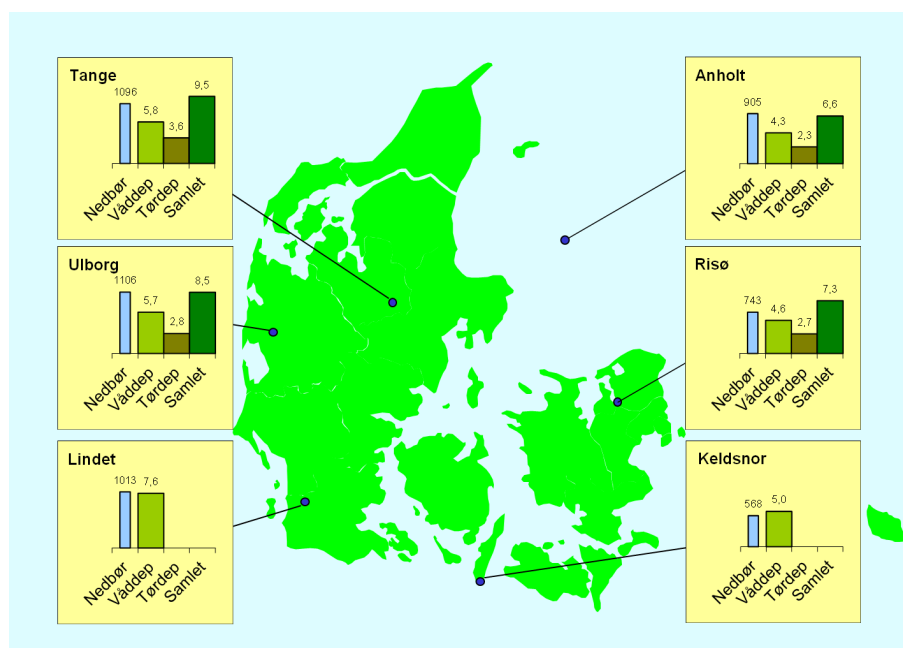
I 2023 blev den samlede deposition af kvælstof (våddeposition, der er afsætning med nedbøren, plus tørdepositionen, der er den direkte afsætning af partikler og gasser) målt på fire målestationer, Tange, Ulborg, Anholt og Risø (Figur 2.1). Målingerne i 2023 viste, at den årlige deposition til landområderne omkring målestationerne lå på 7-9 kg N/ha, hvilket i gennemsnit ligger omkring 3% højere end de tilsvarende resultater for 2022. Målingerne viste en deposition til vandområderne ved Anholt på omkring 5 kg N/ha, hvilket er omkring 15 % højere end i 2022.

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).

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 målestationerne ligger i 2023 indenfor omkring 30 %.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25 % for deposition til vandområderne og 27-43 % for deposition til landområderne. Årsagen til de relativt høje usikkerheder især for landområderne 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 tørdepositions-hastigheder. 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 (kg N/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2023. 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.

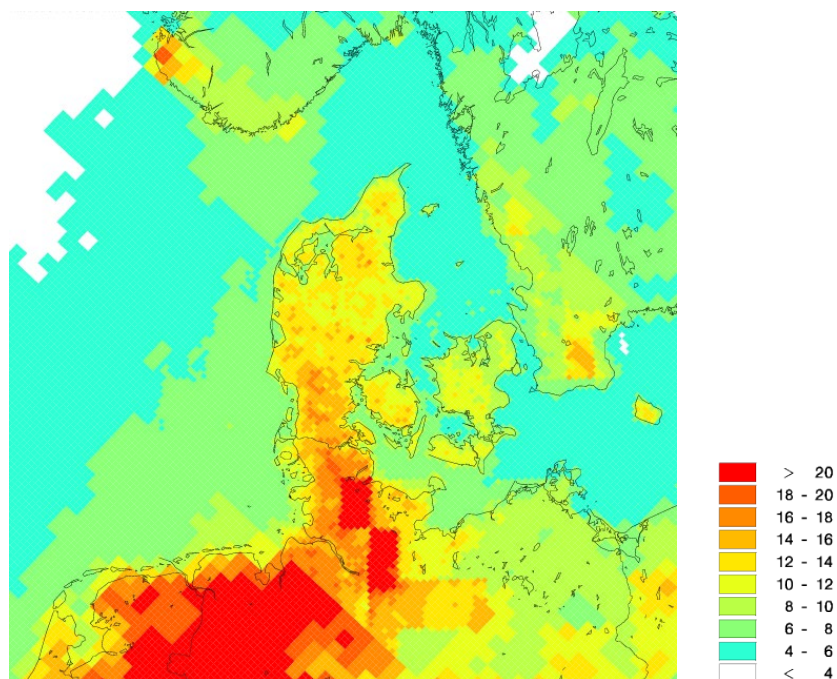
Links

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 2023 beregnet til 59.000 tons N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 5,6 kg N/ha (Figur 2.3 og Tabel 2.1). Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande i 2023 lå derfor omkring 12% højere end i 2022 (53.000 tons N) og stort set på niveau med 2021 (57.000 tons N). De største ændringer for de danske farvande fra 2022 til 2023 er stigninger på omkring 20 - 30%, for Skagerrak og Nordlige Bælt hav, mens de mindste ændringer (omkring 4 - 9%) ses for depositionen til det sydlige Bælt hav samt den danske del af Nordsøen og Østersøen.

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 10-11 kg N/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 5 kg N/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 2023. 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 2023 med DEHM. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1.000 ton N	1.000 ton N	1.000 ton N	per areal kg N/ha	km ²
Nordsøen – dansk del	8,8	18	27	5,6	48.754
Skagerrak – dansk del	1,7	4,0	5,7	5,5	10.329
Kattegat – svensk del	1,2	2,7	3,8	5,7	6.743
Kattegat – dansk del	3,5	6,1	9,7	5,7	16.830
Nordlige Bælthav	1,0	1,4	2,4	6,2	3.909
Lillebælt	0,7	1,0	1,7	7,8	2.170
Storebælt	1,3	1,6	2,9	6,3	4.519
Øresund - dansk del	0,3	0,4	0,7	5,2	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,3	0,5	5,5	0.950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,8	0,9	1,6	6,5	2.547
Østersøen - dansk del	3,2	4,0	7,3	4,9	14.926
Alle danske farvandsområder	21	38	59	5,6	105.320

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

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på: [Depositionsberegninger \(au.dk\)](#)

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af kvælstof til de danske landområder er for 2023 beregnet til 50.000 tons N (Figur 2.3 og Tabel 2.2), hvilket ligger omkring 7 % højere end rapporteret for 2022 (47.000 ton N) og 7 % lavere end i 2021 (54.000 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.

Den gennemsnitlige deposition over året for hele Danmark i 2023 ligger på 12 kg N/ha. Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 4 kg N/ha og omkring 18 kg N/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 findes derfor i 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 kilder, og hvor nedbørsmængden er lavere.

De gennemsnitlige depositioner i gitterfelterne på 4-18 kg N/ha er over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper, f.eks. lobeliesøer 2-10 kg N/ha, klit 5-15 kg N/ha og heder 5-15 kg N/ha (Bak, 2023).

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

Sammenligninger mellem resultaterne fra modelberegningerne og målingerne anvendes også til sikring af, at modelberegningerne er i god overensstemmelse med måleresultaterne. I bilag 1 ses et eksempel på denne kvalitets-sikring.

Tabel 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2023 med DEHM. Afrunding af værdierne er årsag til, at for eksempel total deposition ikke altid svarer til summen af tør- og våddeposition.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition per areal	Areal
	1.000 ton N	1.000 ton N	1.000 ton N	kg N/ha	km ²
Nordjylland	4,7	4,3	9,0	11	7.908
Midtjylland	8,3	7,2	15,5	12	13.094
Syddanmark	8,7	7,2	15,9	13	12.130
Sjælland	3,9	3,3	7,2	9,9	7.268
Hovedstaden	1,2	1,2	2,4	9,5	2.528
Hele Landet	27	23	50	12	42.927

Links

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

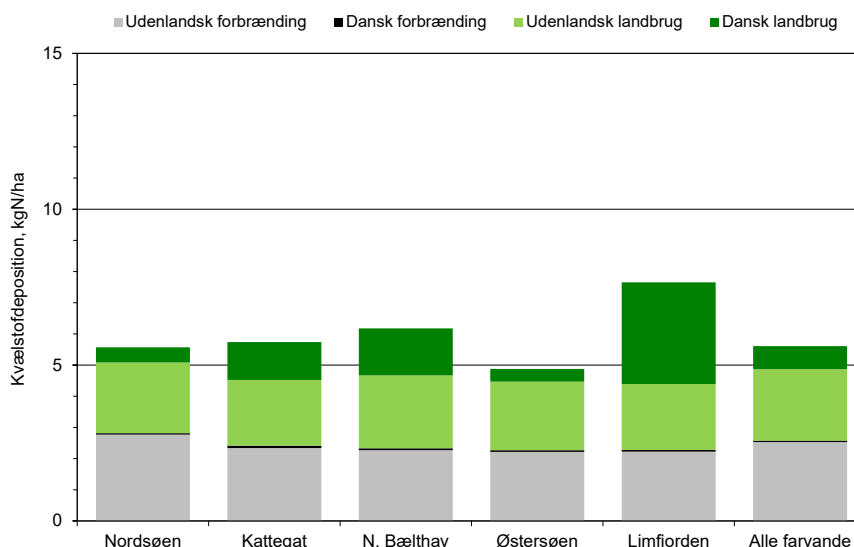
2.6 Kilder til kvælstofdeposition

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 tidligere kom omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser, men de senere år har udledninger fra landbrug fået en større betydning. I 2023 kom omkring 67 % af depositionen til landområderne fra landbrugsproduktion og omkring 33 % fra forbrændingsprocesser. For farvande kom ca. 54 og 46 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.

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 2023. Den største danske andel forekom i Lillebælt (27%), Nordlige Bælthav (25%), Kattegat (23%) og Storebælt (22%) og den mindste i Nordsøen (10%) og den danske del af Østersøen (9%) og det Sydlige Bælthav (10 %). 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. 43 % 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

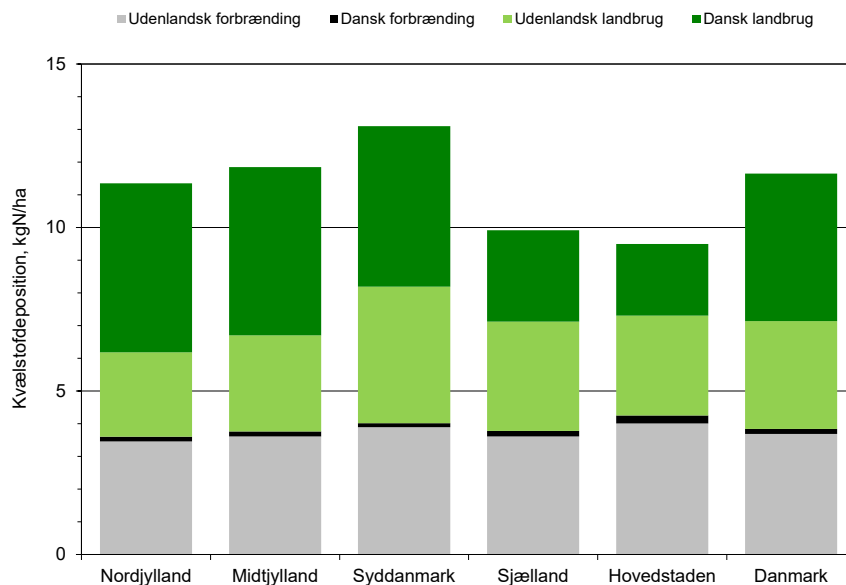
udlandet og vice versa. Figur 2.4 viser endvidere, at de danske bidrag hovedsageligt stammer fra emissioner fra landbrugsproduktionen, og at forskellen i den danske andel af depositionen stort set kan forklares ved den geografiske fordeling i bidraget fra landbruget.



Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2023 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden 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 omkring 40%. Den største danske andel ses for Nord- og Midtjylland med 45-47% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 26%. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland, skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland i kombination med de hyppige vindretninger fra syd til vest og den relativt større afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark. På lokal skala kan den danske andel være væsentligt større som følge af kvælstofdeposition fra f.eks. store lokale landbrug.

Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Der er dog tale om mindre forskydninger, og for 2022 og 2023 har der ikke været nævneværdige forskelle i den danske andel, der har ligget på ca. 40% i både 2022 og 2023.



Figur 2.5. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2023 til danske landområder fordelt på regionerne og som gennemsnit for hele Danmark opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

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, hvor kvælstofdepositionen i 2023 er henholdsvis ca. 47 % og 52 % lavere end i 1990.

Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, hvorefter depositionen lå på omtrent samme niveau fra midten af 00'erne til omkring 2020. Efter 2020 ses igen en tendens til fald i kvælstofdepositionen og kvælstofdepositionen i 2023 var den næstlaveste 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

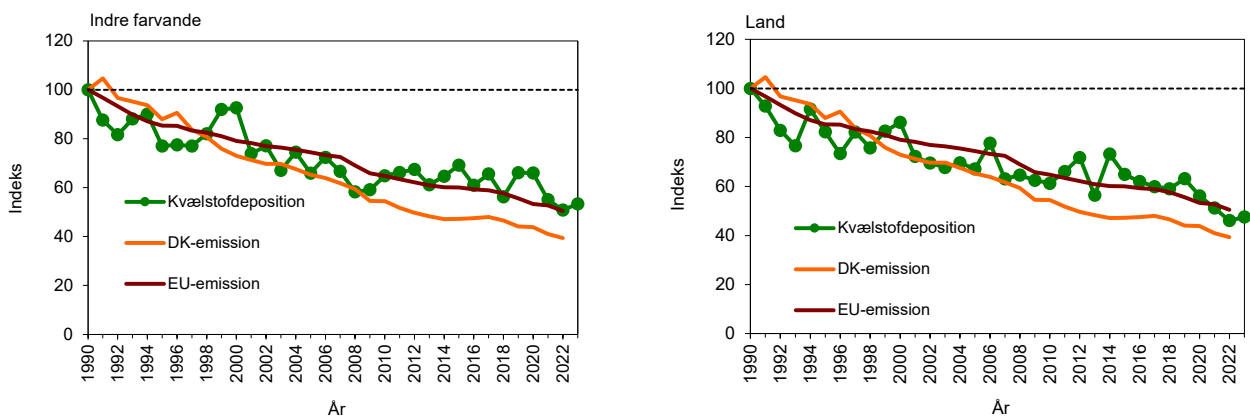
emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsagen til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således ammoniak primært påvirker landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandene.

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. Året 2018 var usædvanligt tørt og varmt og 2019 var præget af usædvanligt meget nedbør. I 2023 var nedbørsmængderne også rekordhøje, men på trods af dette var der kun en lille stigning i den samlede kvælstofdeposition taget som gennemsnit for målestationerne (3%). Når de store nedbørsmængder i 2023 ikke slår mere tydeligt igennem på årsplan, skyldes det formentligt, at næsten 50 % af nedbøren i 2023 faldt i januar og oktober til december, hvor ammoniakkoncentrationerne er lave.

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 landområderne udgør kun omkring halvdelen af den samlede deposition, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden normalt ikke slår lige så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne som for farvandene.

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. I bilag 2 ses de målte udviklingstendenser for våddepositionen og luftkoncentrationerne for de vigtigste målestationer.

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 venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt og Keldsnor, som begge ligger placeret tæt ved kysten. For Keldsnor er tørdepositionen siden 2010 estimeret på basis af denudermålinger med halvmånedlig prøveopsamling. 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., 2024*) og fra EU-landene fra EMEP (*EMEP, 2024*).

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.

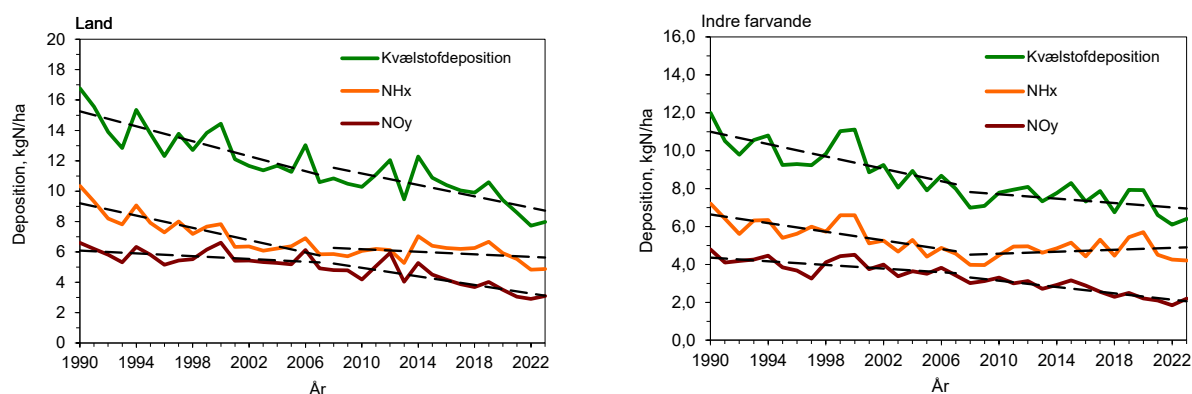
Opdelingen i deposition fra landbrug og forbrændingsprocesser er baseret på, at over 95 % af emissionerne af ammoniak stammer fra landbrug, og at emissionerne af kvælstofoxider stammer fra forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion). 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 – 2023). 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 svagt fald i den sidste del af perioden. Ud-

viklingstendensen for bidraget fra forbrændingsprocesser er stort set omvendt, med en stort set uændret deposition i den første del af perioden og et tydeligt fald i den sidste del af perioden.

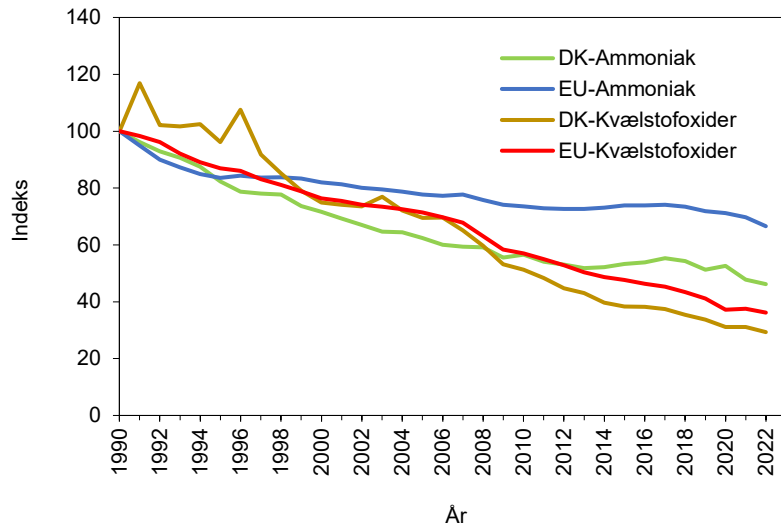
For depositionen til farvandsområder ses nogenlunde samme billede som for depositionen til landområder. Dog er der for den sidste del af perioden et uændret niveau i den samlede deposition, og der ses en stigning i bidraget fra landbrug og et mindre fald i bidraget fra forbrændingsprocesser set i forhold 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 2023. 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.

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 2022, 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 de danske udledninger er på nogenlunde samme niveau frem til 1997, hvorefter de falder relativt jævnt frem til 2022. De to toppe i begyndelsen af perioden, hænger sammen med stor energieksport fra Danmark i de pågældende år.



Figur 2.8. Relativ udviklingstendens for årlige udledninger af ammoniak og kvælstofoxider fra Danmark (Nielsen et al., 2024) og EU-27 (EMEP, 2024). Udledningerne er indekseret til 100 i 1990.

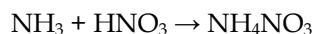
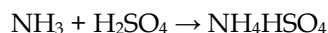
Overordnet set er der derfor sammenhæng mellem faldene i depositionerne og udledningerne, men faldene i udledningerne kan ikke helt forklare det mønster, der ses for udviklingstendensen for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser. Det skyldes, at de kemiske reaktioner i atmosfæren også spiller en stor rolle for udviklingstendensen, og her spiller det navnlig en rolle, at atmosfærens indhold af svovldioxid og sulfat er faldet betydeligt i perioden fra 1990 til 2022.

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, 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 ses 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:

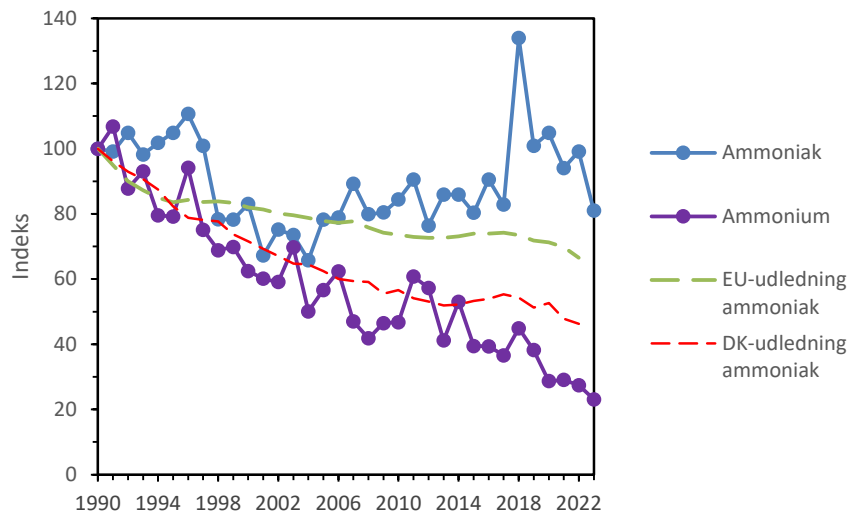


Opholdstiden for de dannede partikler er lang, så derfor langtransporteres ammonium hovedsageligt til Danmark fra udenlandske kilder.

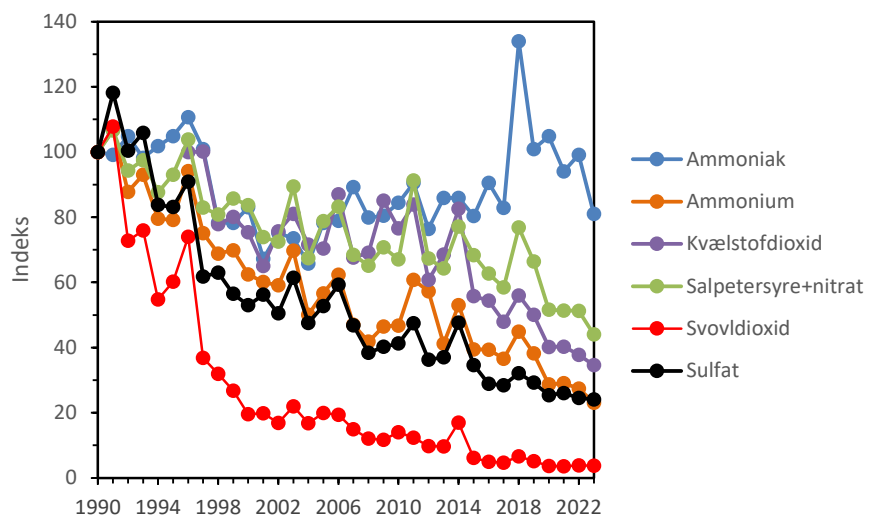
Partikulært bundet ammonium falder relativt jævnt gennem perioden fra 1990 til 2023 (Figur 2.9), og sammenholdt med ændringerne i EU-emissionerne af ammoniak ses, at faldet i partikulært ammonium er omtrent dobbelt så stort, som man skulle forvente på basis af faldet i udledningerne af ammoniak.

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., 2024) og EU-27 (EMEP, 2024). Koncentrationerne angiver målte 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.

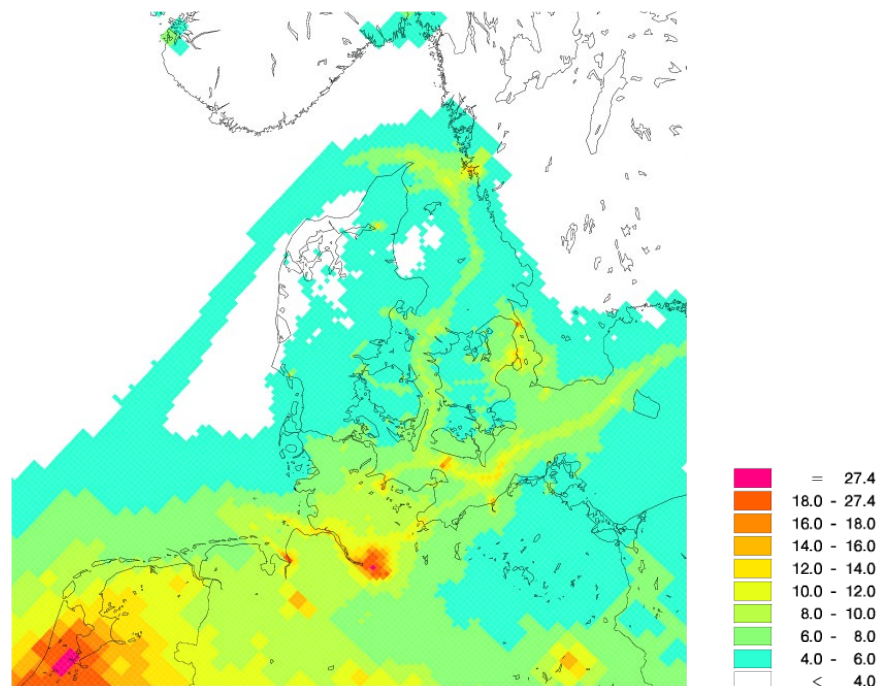


Figur 2.10. Relativ udviklingstendens for koncentrationerne af de vigtigste kvælstofforbindelser samt svovldioxid og partikulært sulfat. Koncentrationerne angiver målte årlige middelværdier af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen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

Siden 1990 har der været en svagt stigende tendens i nedbøren i Danmark (Figur 1.4), 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 våddepositionen udgør hovedparten af den samlede deposition.

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 2023 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.11. 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 2023.



Figur 2.11. Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2023 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://www.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 inklusive 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 Reduction Commitments) 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 havde forpligtet sig til at reducere emissionen af svovl i 2020 med 35 % set i forhold til 2005. For EU's medlemslande samlet var reduktionen 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 2023

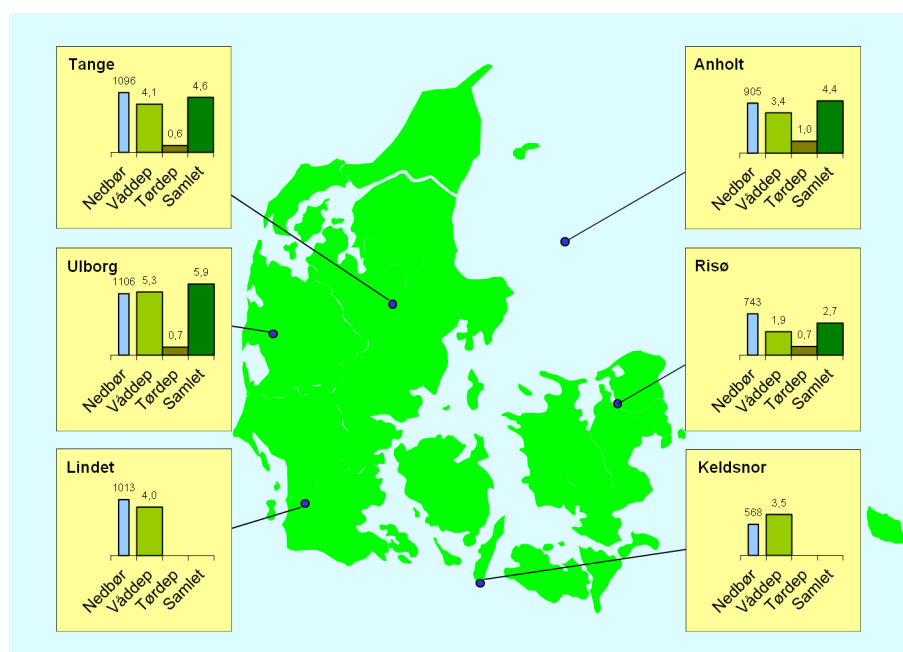
Resultaterne i 2023 fra de danske hovedstationer (Anholt, Risø, Tange og Ulborg) viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,7-5,9 kg S/ha' for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne omkring 45 % højere i 2023 end i 2022, hvor variationen fra det ene år til det næste hovedsageligt skyldes de naturlige variationer fra år til år i de meteorologiske forhold. Når svovldepositionen steg så meget fra 2022 til 2023 skyldes det en stor stigning i våddepositionen som følge af den omkring 40 % højere nedbør i 2023 sammenlignet med 2022.

Den højeste deposition blev i 2023 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. I 2023 var der dog usædvanlig stor forskel mellem målestationerne, da der var mere end en faktor to i forskel mellem våddepositionen på Risø og Ulborg.

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 er bidraget fra havsalt større i Vestjylland end på Sjælland, da en stor del af havsalten stammer fra Vesterhavet.

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

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



Figur 3.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2023. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kg S/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.

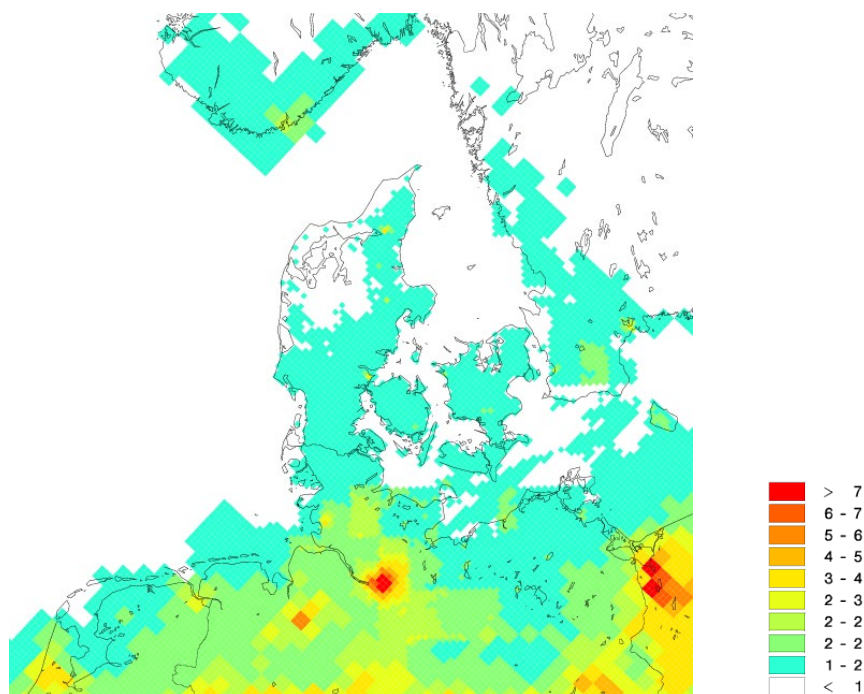
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2023 beregnet til 4.700 tons S, hvilket svarer til en gennemsnitlig årlig deposition af svovl på ca. 1,1 kg S/ha med antropogen oprindelse (Figur 3.2 og Tabel 3.1). Depositionen til de danske landområder er dermed omkring 7 % højere i 2023 end i 2022 (4.400 tons S). Den højere deposition skyldes den store nedbørsmængde i 2023, som har givet en stigning i våddepositionen på

omkring 30% fra 2022 til 2023, hvilket dog også til dels blev kompenseret af en mindre tørdeposition.

Fra 2022 til 2023 viser modelberegningerne en stigning i depositionen som i gennemsnit for danske landområder (omkring 8%) er langt mindre end observeret ud fra målingerne ved hovedstationerne (omkring 45%). Det er imidlertid ikke umiddelbart muligt at sammenligne ændringerne bestemt ud fra modelberegningerne og målingerne, da modelberegningerne kun dækker de antropogene kilder, mens målinger inkluderer såvel antropogene som naturlige kilder og de naturlige kilder udgør en betragtelig del af den samlede deposition af svovl målt ved hovedstationerne.

Depositionen af svovl fra antropogene kilder 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 2023. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (12-21 %).



Figur 3.2. Deposition af svovl i 2023. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflader. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. De højeste depositioner på land ses i Fredericia ved raffinaderiet, i Randers ved LECA-værket og i Aalborg ved Aalborg Portland.

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 i dag bidrager med omkring halvdelen 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 $\pm 40\%$.

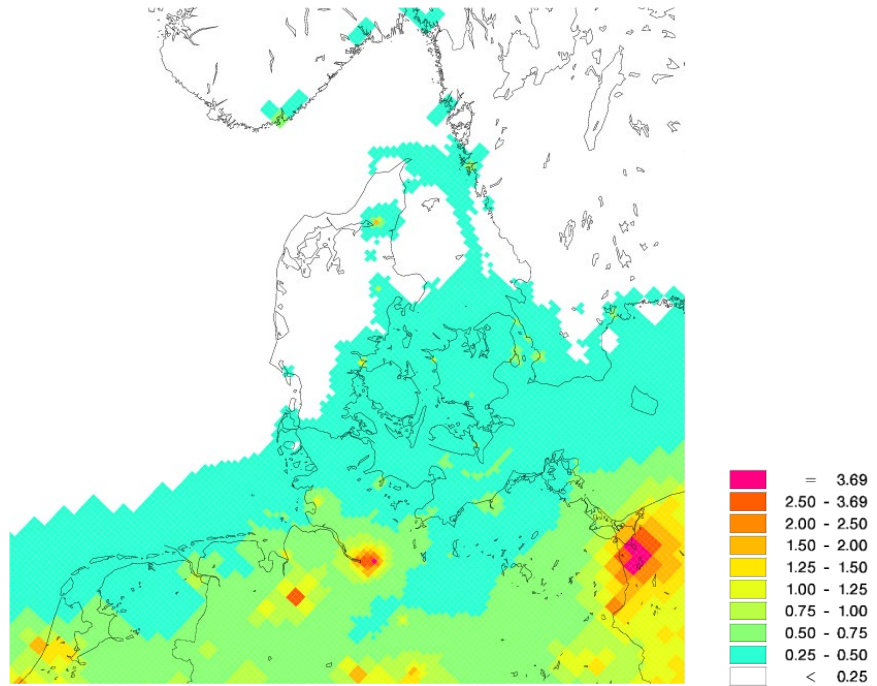
Tabel 3.1. Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2023.

	Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition	Totaldeposition per areal	Areal
	1.000 ton S	1.000 ton S	1.000 ton S	kg S/ha	km ²
Nordjylland	0,3	0,5	0,8	1,0	7.908
Midtjylland	0,6	0,8	1,3	1,0	13.094
Syddanmark	0,6	0,8	1,4	1,2	12.130
Sjælland	0,5	0,4	0,9	1,2	7.268
Hovedstaden	0,2	0,2	0,3	1,2	2.568
Hele landet	2,2	2,6	4,7	1,1	42.927

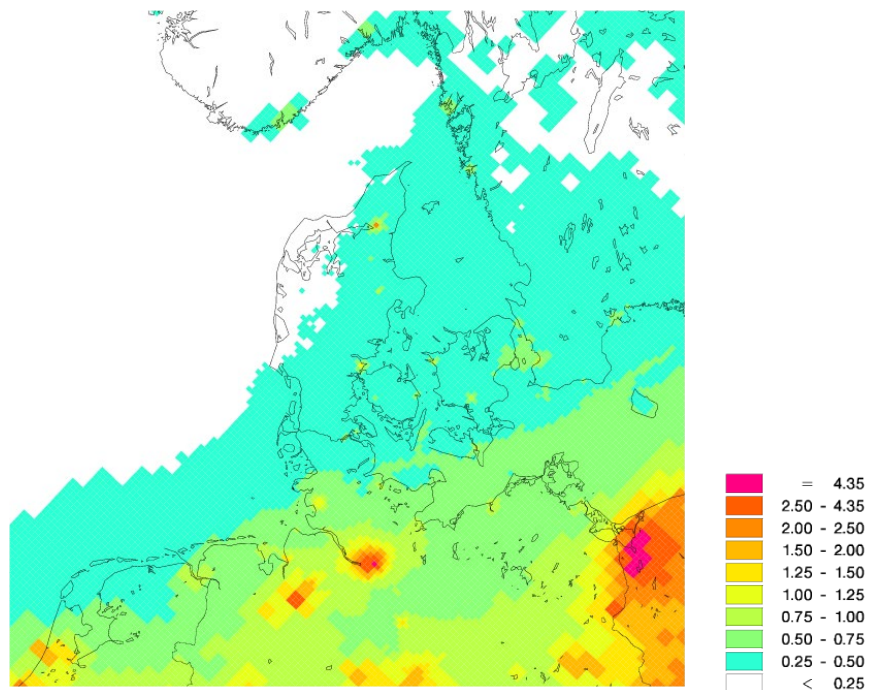
3.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 µg SO₂/m³ (svarende til 10 µg S/m³) for både års- og vintermiddelkoncentrationen (1. oktober til 31. marts hvilket inden for et givet år defineres som middel af perioderne 1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31. december) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige effekter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved Anholt, Tange, Ulborg og Risø i 2023 viser årlig middelkoncentrationer på mellem 0,1-0,2 µg SO₂/m³, hvilket er omkring 100 gange mindre end grænseværdierne.

Luftforureningsmodellen DEHM anvendes til beregning af den geografiske variation i koncentrationerne af SO₂. Figur 3.3 og 3.4 viser henholdsvis års- og vintermiddelkoncentrationerne. De højeste vintermiddelkoncentrationer uden for byområderne ses i den sydlige og østlige del af landet, hvor koncentrationerne hovedsagelig ligger under 0,5 µg SO₂/m³. I det meste af Jylland ligger koncentrationerne under 0,5 µg SO₂/m³, mens koncentrationen ligger under 0,25 µg SO₂/m³ i den nordvestlige del af Jylland. For årsmiddelkoncentrationerne i 2023 ses nogenlunde samme billede, hvor der dog er en større del af det vestlige og nordlige Jylland, hvor koncentrationerne ligger under 0,25 µg/m³. Niveaue i 2023 er lidt lavere end i 2022. De relativt set højere koncentrationer beregnet for den sydlige og østlige del af landet skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og Polen og dels indflydelse fra skibstrafik. Reduktionerne i udledningerne af svovl fra skibstrafik i Østersøen og Nordsøen fra 2015 har dog mindsket indflydelsen fra skibstrafikken og medført væsentligt lavere koncentrationer end set tidligere.



Figur 3.3. Årsmiddelkoncentration af SO₂ i 2023 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er µg SO₂/m³. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet i Randers ved LECA-værket og i Aalborg ved Aalborg Portland. Bemærk forskel i farvekoden mellem Figur 3.3 og 3.4.



Figur 3.4. Vintermiddelkoncentration (1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31. december) af SO₂ i 2023 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er µg SO₂/m³. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet, i Randers ved LECA-værket og i Aalborg ved Aalborg Portland. Bemærk forskel i farvekoden mellem figur 3.3 og 3.4.

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 og i 2023 ligger depositionen ca. 75 % lavere end i 1990. 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. Fra 2022 til 2023 ses en relativt markant stigning på omkring 45 %, som hovedsageligt skyldes de meteorologiske forhold i 2023 med usædvanligt store nedbørsmængder. 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

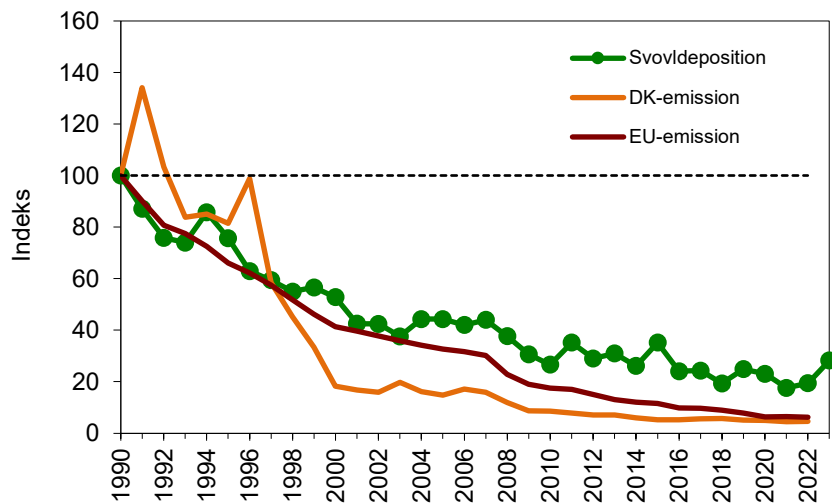
påvirker svovldepositionen i Danmark. Der er naturlige variationer fra år til år i de meteorologiske forhold som påvirker svovldepositionen. F.eks. skyldes det lille fald i depositionen fra 2017 til 2018 de ekstraordinært lave nedbørsmængder i 2018. Variationerne mellem årene skyldes også variationer 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 først 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).

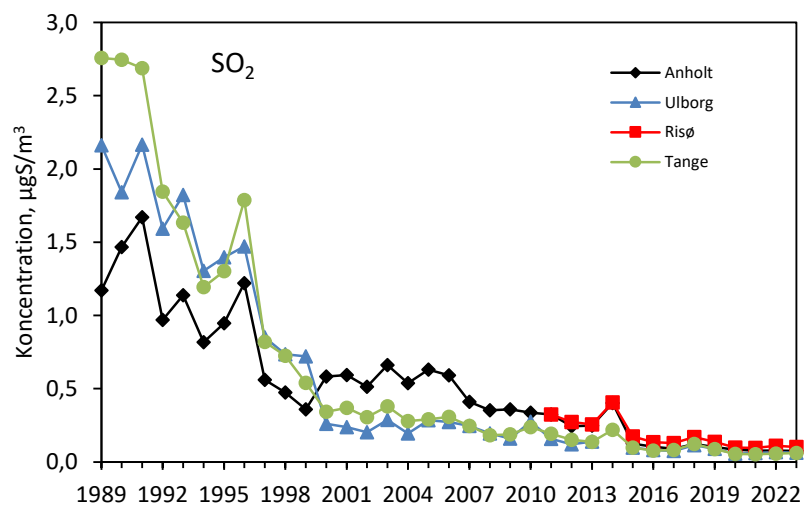
Ud over det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor variationer i nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan give relativt store variationer i koncentrationerne af svovldioxid. Den 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 er stort set uændret fra 2020 til 2022. 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. Restriktioner som følge af COVID-19, som har medført fald i udledningerne af svovl, spiller formentligt også en rolle i forbindelse med faldet fra 2019 til 2020. Det er dog ikke muligt at adskille effekterne af disse hændelser fra ændringerne som følge af 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.*, 2024) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP, 2024).



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 \(au.dk\)](#)

Information om luftmålestationerne kan fås på: [Overvågningsprogrammet \(au.dk\)](#)

4 Tungmetaller

4.1 Relevans

Deposition af potentielt toksiske og kræftfremkaldende tungmetaller spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med disse stoffer. Depositionen af tungmetaller kan forøge tungmetalindholdet i de øverste jordlag. På lignende måde er den atmosfæriske tungmetaldeposition til vandmiljøet i mange tilfælde betydelig i forhold til andre kilder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder. Afsnittet omfatter også arsen, som principielt set ikke er et tungmetal, men for overskuelighedens skyld omtales arsen 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

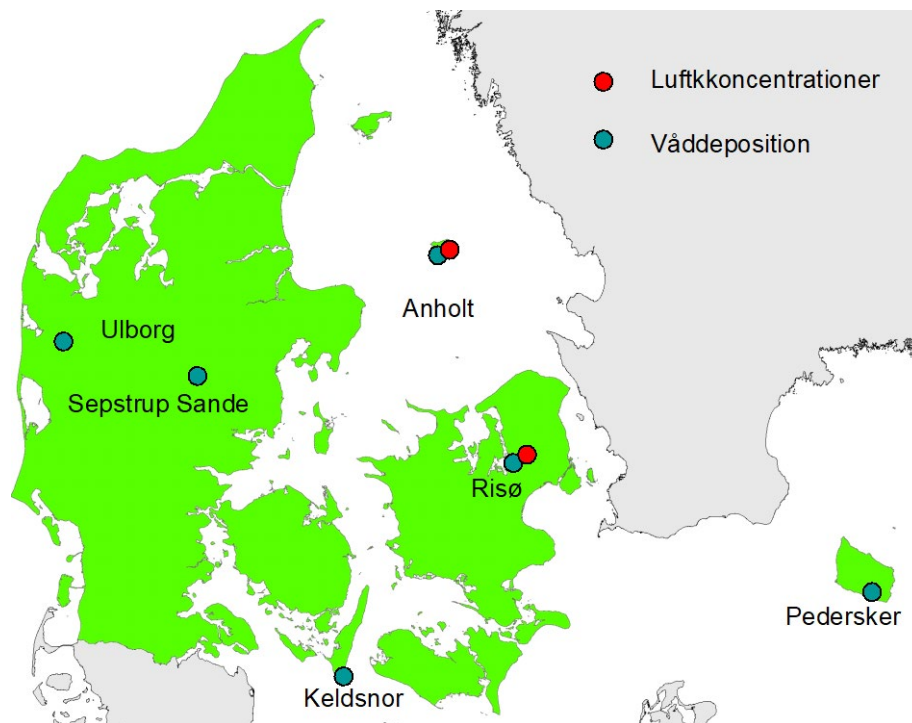
Den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt siden begyndelsen af 1980'erne og våddepositionen af metaller har været målt siden 1990 på de danske målestationer (Figur 4.1). I 2010 blev antallet af målestationer reduceret, så der siden 2010 kun har været målt luftkoncentrationer af tungmetaller ved Anholt og Risø (fra 2. halvår 2010), hvor der tidligere blev målt luftkoncentrationer af tungmetaller ved fem målestationer. Måleprogrammet for tungmetaller er dermed mere spinkelt end tidligere, hvilket medfører relativt større usikkerheder på depositionsestimerne.

Den samlede deposition af tungmetaller (summen af tør- og våddeposition) til de indre danske farvande og danske landområder kan estimeres ud fra målingerne af våddeposition og beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Den samlede deposition fremgår af Tabel 4.1.

En stor del af de tungmetaller, som findes i atmosfæren og dermed deponeres, kommer fra antropogene kilder uden for Danmark. Sammenlignes de estimerede depositioner til de indre danske farvande og danske landområder med de danske emissioner, ses 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 tidligere 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 2023.

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-industriell 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 målinger af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til $\pm 80\%$). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til 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 2023. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2022 (EMEP, 2024).

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	133	121	6	4	2,6
Ni, nikkel	226	214	10	7	5,1
Cu, kobber	1002	960	43	30	63
Zn, zink	7330	7228	315	228	60
As, arsen	81	76	3	2	0,3
Cd, cadmium	24	23	1	1	0,6
Pb, bly	538	518	23	16	14
Fe, jern	42505	40652	1828	1281	-

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, så der i dag findes 43 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 våddepositioner dog kun aftaget svagt sammenlignet med tidligere, og inden for de sidste få år har de indfundet sig på nogle niveauer, hvor der er små år-til-år fluktuationer, men hvor længerevarende tendenser enten er usikre eller ikke eksisterende. En undtagelse er måske våddepositionen af Cu, der siden 2013 synes at have udvist en generel stigende tendens. For Cd og Pb har luftkoncentrationen siden omkring 2011 ligget konstant og meget lavt.

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.

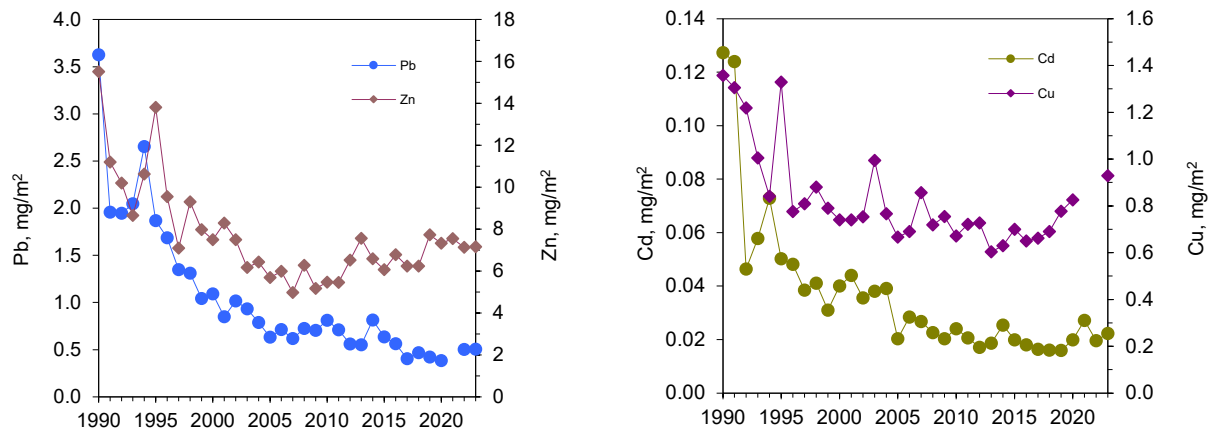
I Figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990) (EMEP, 2024) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, 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. For Cu i våddeposition mangler resultatet for 2021 og 2022 som følge af kontaminering.

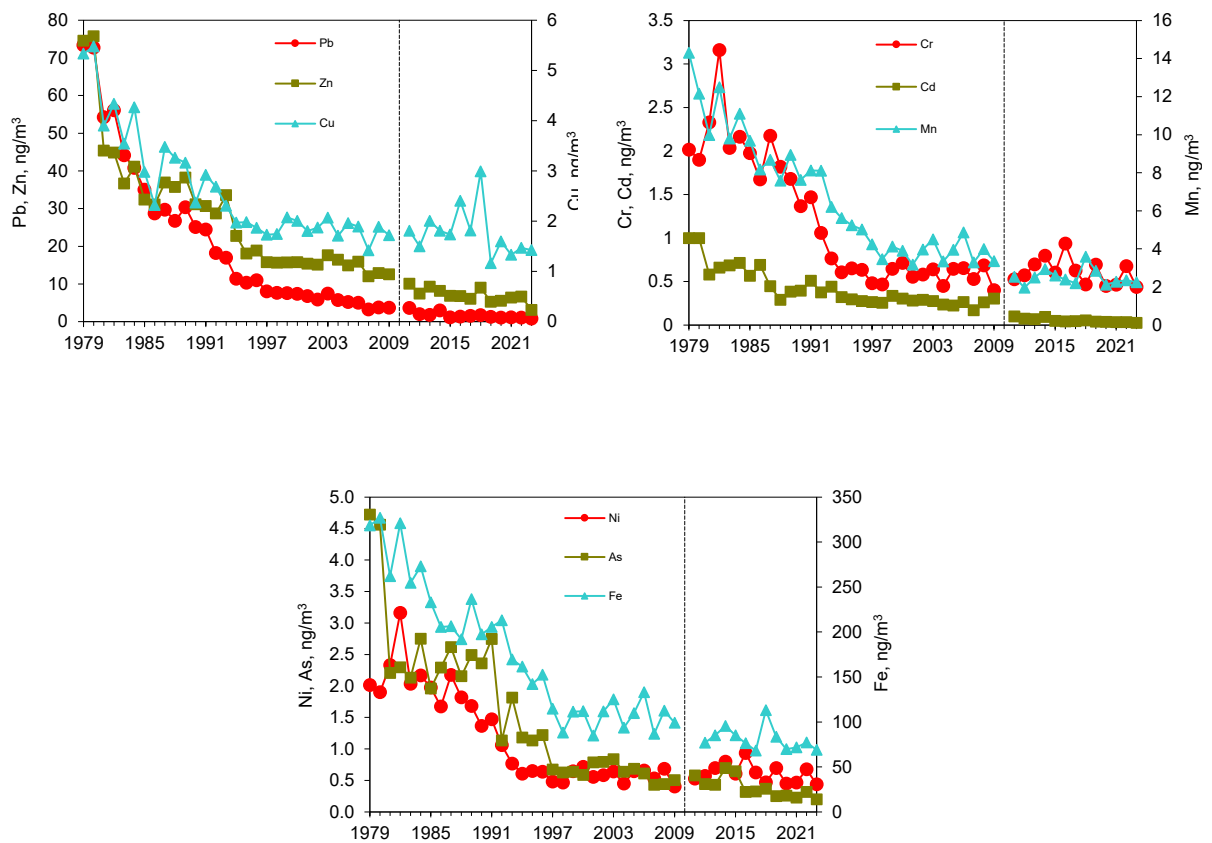
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikkelkoncentrationerne og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

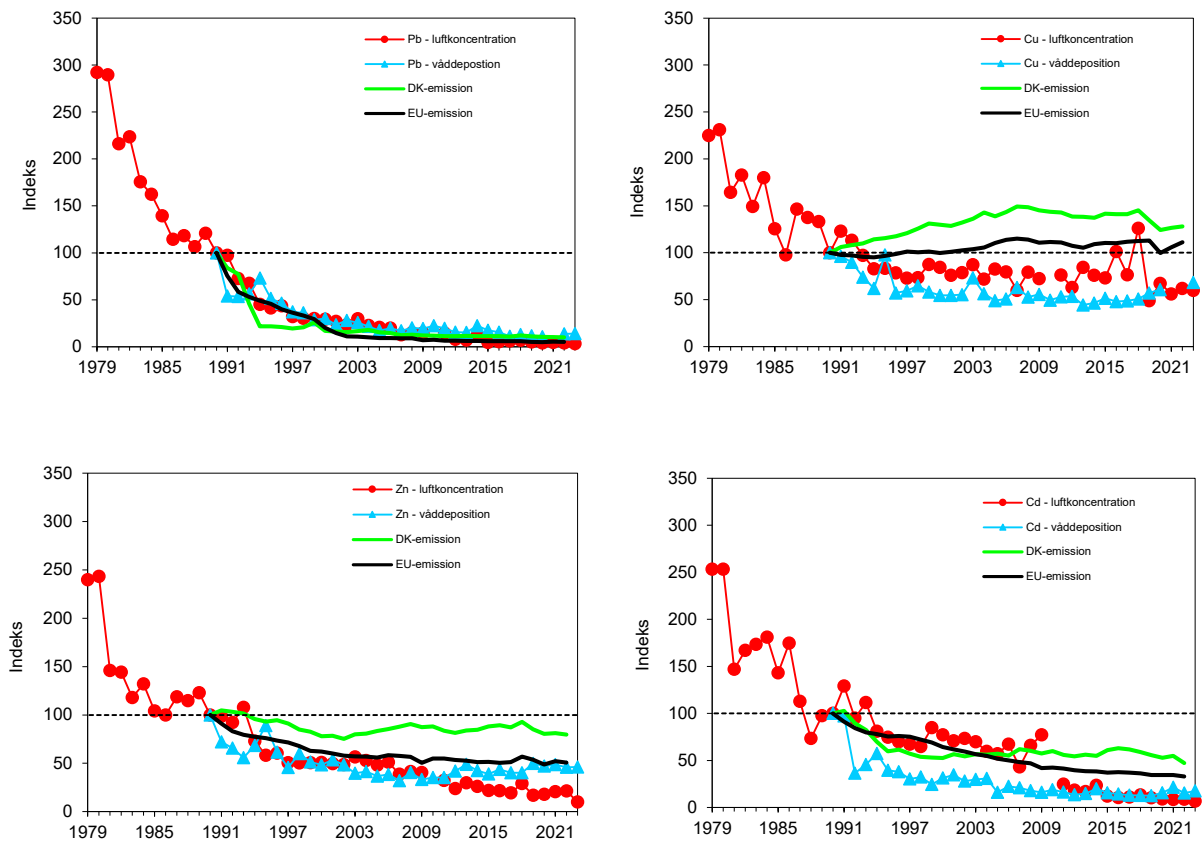
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu og Zn i 1995 (Figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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/m^2 , hvilket svarer til kg/km^2 . Resultaterne er gennemsnit for alle målestationer med måling af våddeposition. For Cu er der vist resultater for 2023, da kontamineringsproblemerne fra 2021 og 2022 er overstået.



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 2011-2023 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, 2024). 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 Cu er der vist resultater for våddeposition i 2023, da kontamineringsproblemerne fra 2021 og 2022 er overstået.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

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

Europæiske emissionsopgørelser 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 (svarende til 20.000 ± 10.000 µg/m³·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 µg/m³·timer) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00. Den gælder fra år 2010 og skal beregnes som middel af fem år. Endvidere er der fastsat et langsigtet mål (long term target) for beskyttelse af vegetation på 3.000 ppb-timer (=6.000 µg/m³·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 blandt andet 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 vækstsæsonen 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).

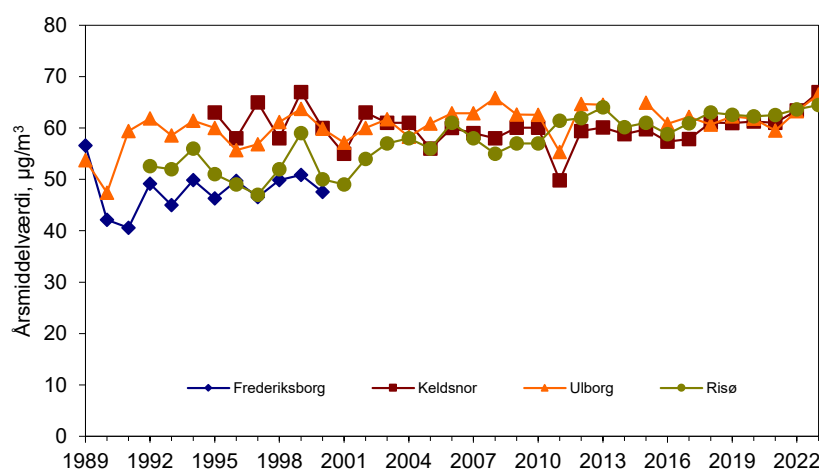
5.3 Tilstand, udvikling og årsag

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 2023 ligger årsgennemsnittet på ca. 66 µg/m³ (svarende til 33 ppb). Årsmiddelkoncentrationer ligger i 2023 på niveau med 2022 omend der har været en lille stigning (ca. 4%), hvilket er andet år i træk med en stigning på ca. 4%. Årsmiddelkoncentrationerne har en vis år til år variation, og der er de fleste år en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2023 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 er en følge af, at NO_x-emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

Årsmiddelkoncentrationerne har ligget på nogenlunde samme niveau gennem de seneste 15 år, selv om der ses en tendens til en svag stigning i koncentrationerne gennem den seneste årrække. Når man kigger på udviklingstendensen helt tilbage til målingernes begyndelse i 1989, ses en lidt tydeligere tendens til stigning i koncentrationerne af ozon på målestationerne i Danmark.

Ozon dannes i atmosfæren via fotokemiske reaktioner som involverer kvælstofoxider og flygtige organiske forbindelser. Udledningerne af disse precursere til ozondannelse er faldet meget markant gennem de seneste årtier, blandt andet på grund af regulering med det mål at få ozonkoncentrationerne til at falde. Målingerne viser, at dette ikke er sket, hvilket der er flere årsager til. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og varme somre har ført 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. Meteorolo-

logiske 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. Den stigende koncentration af metan iver også anledning til stigning i ozonkoncentrationerne. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO₂) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon via reaktionen med kvælstofmonoxid. Den mindre nedbrydning af ozon fører til relativt højere ozonkoncentrationer end tidligere. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstofdioxid og kvælstofmonoxid fra trafikken ændret sig, idet en øget del udgøres af direkte emission af kvælstofdioxid fra dieselmotorer. Dette fører til større ozonkoncentration, fordi der er mindre kvælstofmonoxid 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 2023 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 12.000 og 13.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket i gennemsnit for de tre målestationer er omtrent 30% højere end i 2022. Der er dog ikke tale om en markant stigning, da AOT40 fluktuerer relativt meget fra år til år, og man skal ikke længere tilbage end til 2018 og 2019 for at finde endnu højere værdier (Figur 5.2).

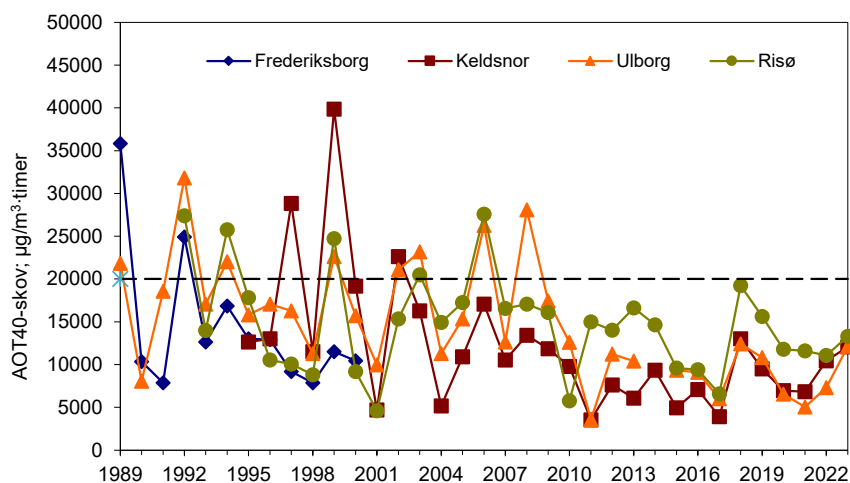
AOT40-værdierne ligger i 2023 ved alle målestationerne under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 20.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse (Figur 5.2). AOT40-værdierne har i de seneste år ligget lavere end perioden før 2009 og efter 2009 har der ikke været værdier over den kritiske belastningsgrænse.

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 24.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket er over målværdien (en form for grænseværdi baseret på fem års middelværdi) på 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ (EC, 2008). I 2023 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og

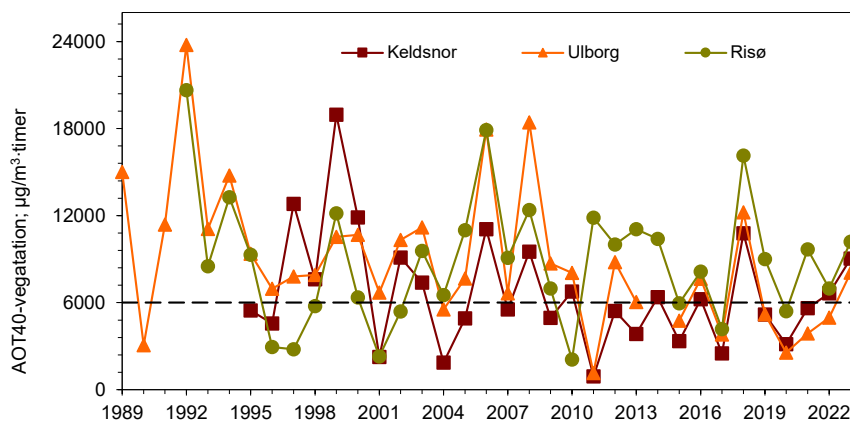
Risø mellem ca. 8.000 og 10.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket i gennemsnit for de tre målestationer er ca. 50% højere end i 2022. Selv om der er tale om en relativt stor stigning fra 2022 til 2023, så er det ikke udtryk for en markant ændring, da variationen mellem årene er stor grundet de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års midelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger midelværdien for 2019-2023 (Keldsnor: 5.900 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Ulborg: 4.900 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Risø: 8.200 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) under målværdien på 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi.

Den langsigtede målsætning på 6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ (EC, 2008) blev i 2023 overskredet ved alle tre målestationer. 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, men der er ingen tegn til ændringer i niveauet den siden 2009.



Figur 5.2. AOT40-værdier for skov (enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) 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 for kategorien skov (Bøg) er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september. Den stiplede linje angiver den kritiske belastningsgrænse for bøg.



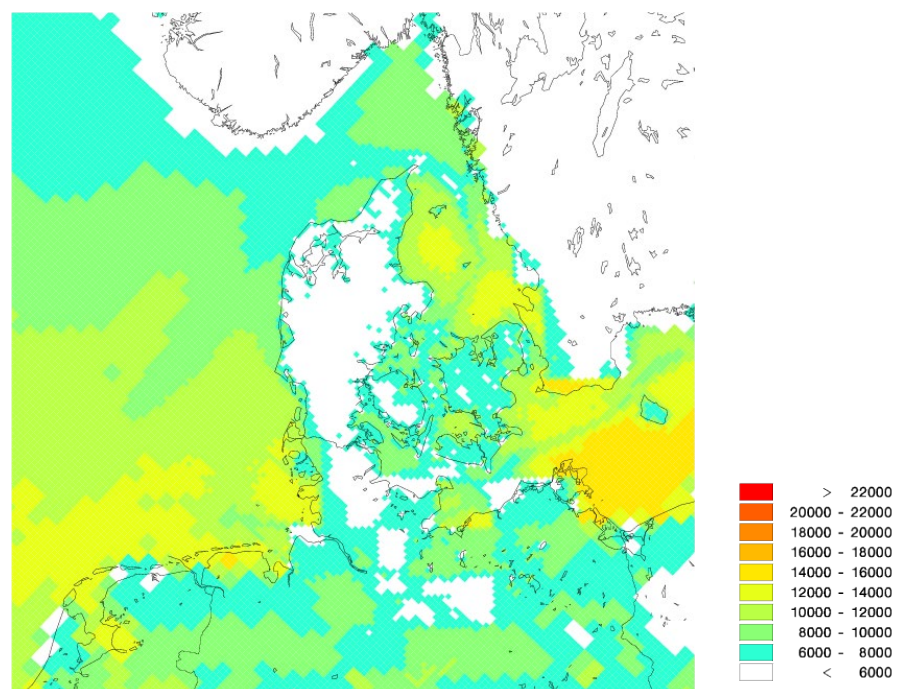
Figur 5.3. AOT40-værdier for vegetation (enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og

Lille Valby/Risø. Den stiplede linje angiver EU's langsigtede målsætning (EC, 2008). AOT40 for kategorien vegetation er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00

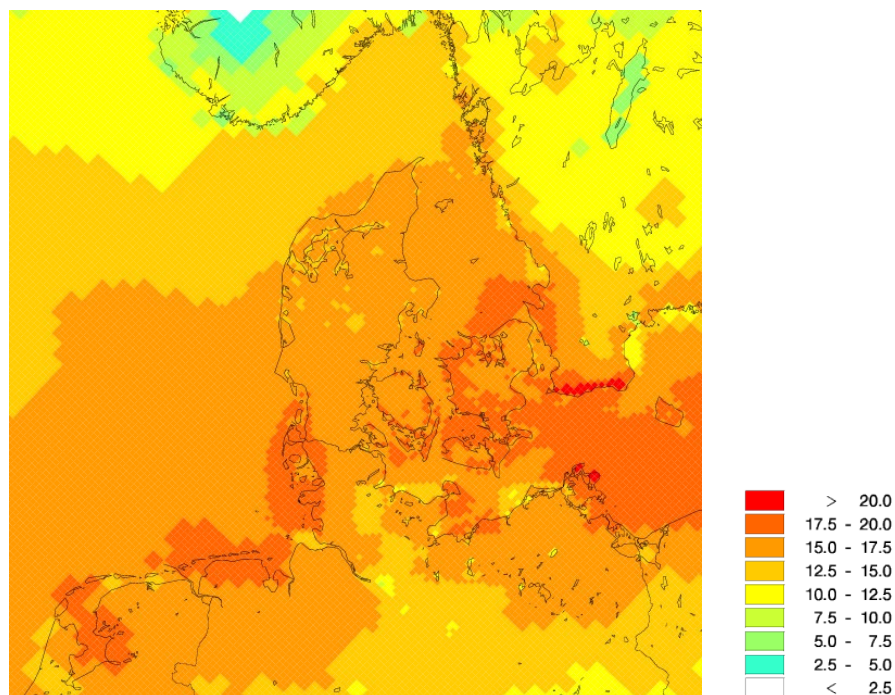
AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 i 2023 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under 8.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket er i rimelig god 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 (8.000-12.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). Over alle landområderne ligger AOT40 under målværdien på 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket den også har gjort de foregående fire år, så modellens resultater viser, at AOT40 ligger under målværdien, der er baseret på fem års middelværdier.

Figur 5.5 og 5.6 viser resultaterne fra 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.

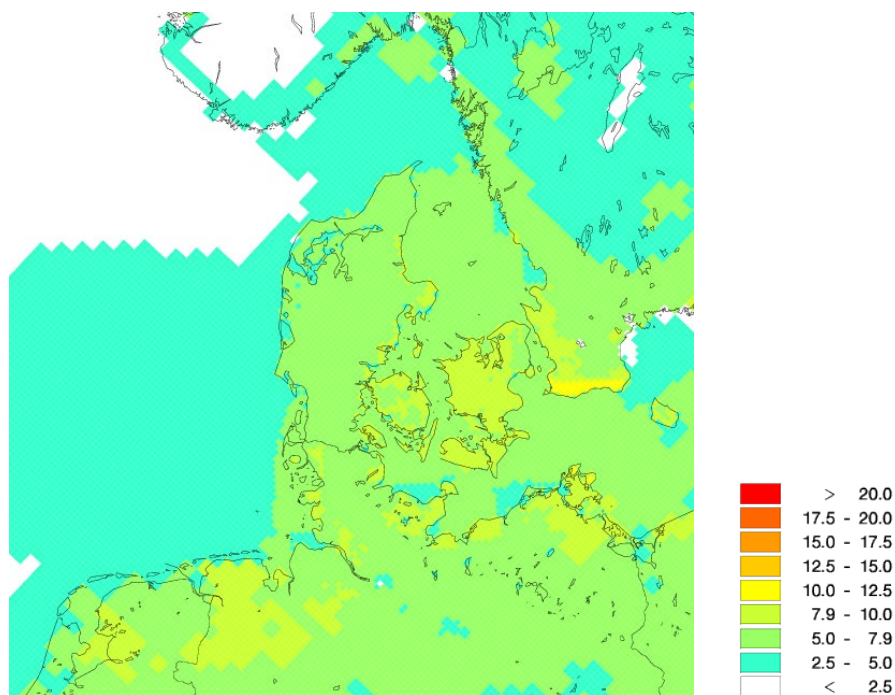
Der er relativt stor forskel på den geografiske fordeling mellem AOT40 (Figur 5.6) og de to POD_γ 'er, hvilket skyldes forskel i tærskelværdier, og at ozonkoncentrationer og ozonflux ikke umiddelbart er sammenlignelige.



Figur 5.4. AOT40 for 2023 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 2023. 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 2023. 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_v , hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. *Mills* (2017) angiver de kritiske niveauer til 5,7 $mmol\ m^{-2}$ for skov og 7,9 $mmol\ m^{-2}$ for korn. Det kritiske niveau for skov blev dermed overskredet i 2023 for skov (løvfældende) i hele Danmark (Figur 5.5). I 2023 blev det kritiske

niveau for korn (hvede) ikke overskredet i størstedelen af Jylland, men for dele af Sjælland, Fyn og de sydlige øer (for eksempel Lolland, Falster og Møn) er der områder med overskridelse af grænsen (Figur 5.6).

Links

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside: [Aktuelle målinger \(au.dk\)](#)

6 Deposition af miljøfarlige forurenende organiske stoffer

6.1 Relevans

Målinger af våddeposition af en række miljøfarlige forurenende 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. 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 20 pesticider og nedbrydningsprodukter af pesticider. En del af pesticiderne anvendes fortsat i Danmark eller i vores 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 syv forskellige nitrophenoler.

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (også kaldet polyaromatiske kulbrinter) (PAH) er en gruppe organiske forbindelser, der udledes til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler, f.eks. i biler og ved energiproduktion. PAH er kendt som mutagene stoffer, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende for dyr og mennesker. PAH transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver tør- og våddeponeret. PAH bindes til jordpartikler, hvor de bliver svært nedbrydelige for mikroorganismer. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 22 forskellige PAH.

6.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Deposition af PAH indgår i EU's 4. datterdirektiv om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften (EC, 2005). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger om størrelsen af depositionen af PAH. Der er heller ingen direkte målsætning om størrelsen af deposition af pesticider og nitrophenoler.

6.3 Våddeposition af pesticider

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Risø (Roskilde, Østdanmark) og Sepstrup Sande (Midtjylland, Vestdanmark). Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 20 udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter herfra. De stoffer, der ind-

går i måleprogrammet, blev valgt i 2004 på basis af en pilotundersøgelse foretaget i perioden fra januar 2000 til juli 2001 (*Asman et al., 2005*). Der er ved valget af stoffer taget hensyn til, at stofferne med en vis sandsynlighed kan findes i luften på gasform, partikulært bundet eller opløst i regn- og skydråber. Endelig er der også taget hensyn til, at visse analysemetoder omfatter mange miljøfarlige forurenende organiske stoffer på en gang, så antallet af undersøgte stoffer, maksimeres i forhold til de økonomiske udgifter til analyserne. Listen med pesticider er blevet revideret undervejs. Pesticider, som ikke blev detekteret i de første 3-4 år, blev slettet af listen (chloridazone, fenpropimorph), mens prosulfocarb, som blev anset for at være relevant på grund af stoffets evne til fordampning, blev tilføjet listen. I 2020 er der yderligere tilføjet clomazon og diflufenican, som har vist relativt højt fordammingspotentiale i andre undersøgelser.

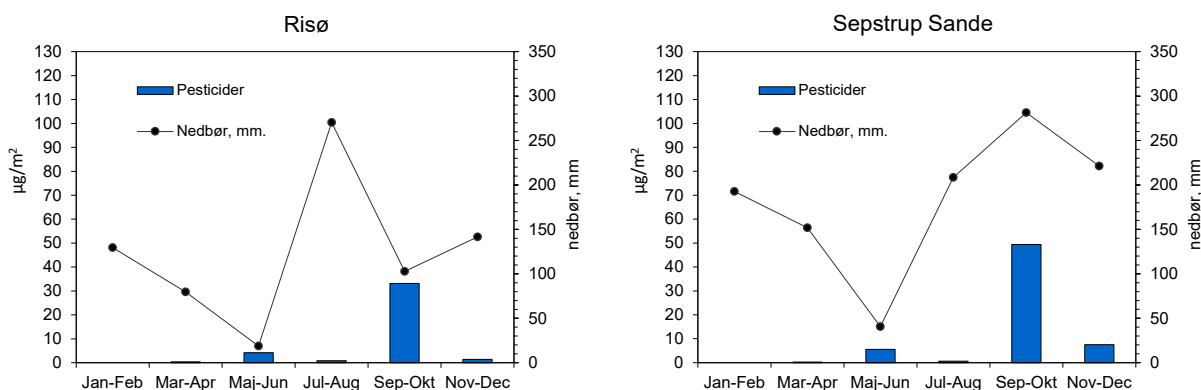
Prøverne er opsamlet over perioder på to måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen pr. arealenhed er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede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

Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2023 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2023. Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, diuron, epoxiconazole, hydroxyatrazin, hydroxysimazine, isoproturon, metamitron, og metazachlor blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen i 2023. For atrazin og de to nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sammen med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

I 2023 lå den samlede våddeposition af pesticider på henholdsvis 43 og 63 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

Terbutylazin er stadigvæk fundet i nedbør selv om den ikke er godkendt til anvendelse i Danmark. Stoffet og dets nedbrydningsprodukt desethylterbutylazin må derfor antages at være transporteret luftbåret til Danmark fra udlandet.

De største bidrag til våddeposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra prosulfocarb og pendimethalin, hvoraf prosulfocarb er langt den væsentligste. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker typisk i september og oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen. Den samlede våddeposition i september og oktober ved Risø og Sepstrup Sande er 36 og 49 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, hvor prosulfocarb bidrager med mere end 98% af den samlede deposition af pesticider i september og oktober.



Figur 6.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2023 målt over en 2-måneders periode på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 6.1. Våddeposition i 2023 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2023. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (Bilag 3).

.	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sep-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	SS.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Clomazon	n.d.	n.d.	n.d.	0,13	n.d.	n.d.	0,27	0,42	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,27	0,55
Desethylter-butylazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,42	1,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,42	1,3
Ethofumesat	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,13
MCPA	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,7	3,9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,7	3,9
Mechlorprop	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,09	0,13	n.d.	n.d.	0,21	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	0,13
Pendimethalin	n.d.	n.d.	n.d.	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,41	0,28	0,28	0,44	0,69	0,85
Prosulfocarb	n.d.	n.d.	0,35	n.d.	n.d.	n.d.	0,54	0,21	36	49	1,1	7,1	38	56
Terbutylazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03	0,13
Sum	0,0	0,0	0,35	0,26	4,2	5,6	0,81	0,63	36	49	1,4	7,5	43	63

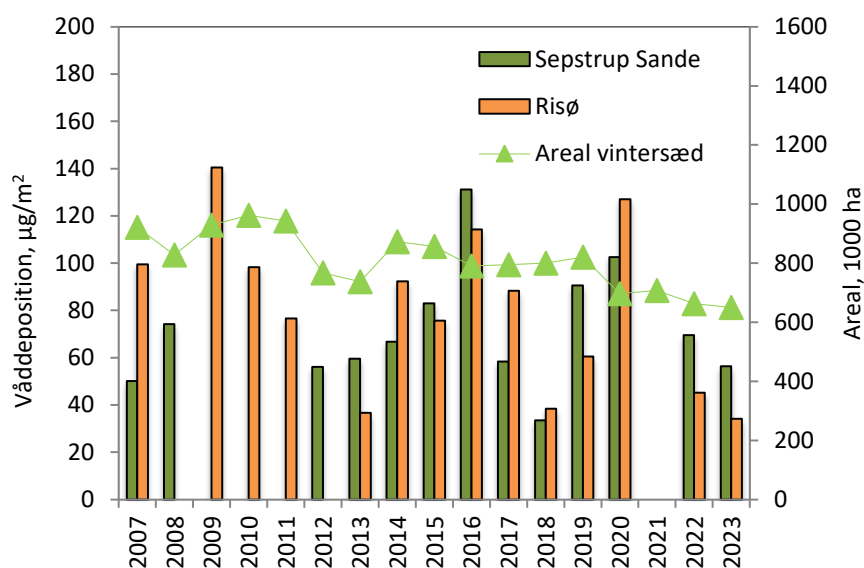
I Figur 6.2 ses udviklingstendensen for den årlige våddeposition af prosulfocarb, som har særlig interesse, fordi der i de senere år er fundet prosulfocarb ved undersøgelser af økologisk producerede æbler. Mere end 98 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb i 2023 sker i perioden september-december (Tabel 6.1). Den højeste våddeposition sker i september-oktober, dvs. i forbindelse med behandling af vintersæd. Der observeres relativt stor variation i våddepositionen mellem årene, og set over hele perioden kan der ikke observeres en trend (Figur 6.2).

Prosulfocarb anvendes hovedsageligt i vintersæd, korn (ca. 98 %), og arealet af vintersæd er derfor et udtryk for hvor store arealer, der sprøjtes med prosulfocarb de enkelte år. I Figur 6.2 vises arealer med vintersæd i henhold til oplysninger fra Miljøstyrelsen (pers. komm., 2024). Der ses en relativt god sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne, omend ændringen i areal fra for eksempel 2015 til 2016 ikke modsvares af et fald i våddepositionen. Faldet i våddepositionen fra 2017 til 2018 og stigningen fra 2018 til 2019 skyldes primært ændringer i nedbøren. Nedbørens indflydelse på våddepositionen behandles nedenfor.

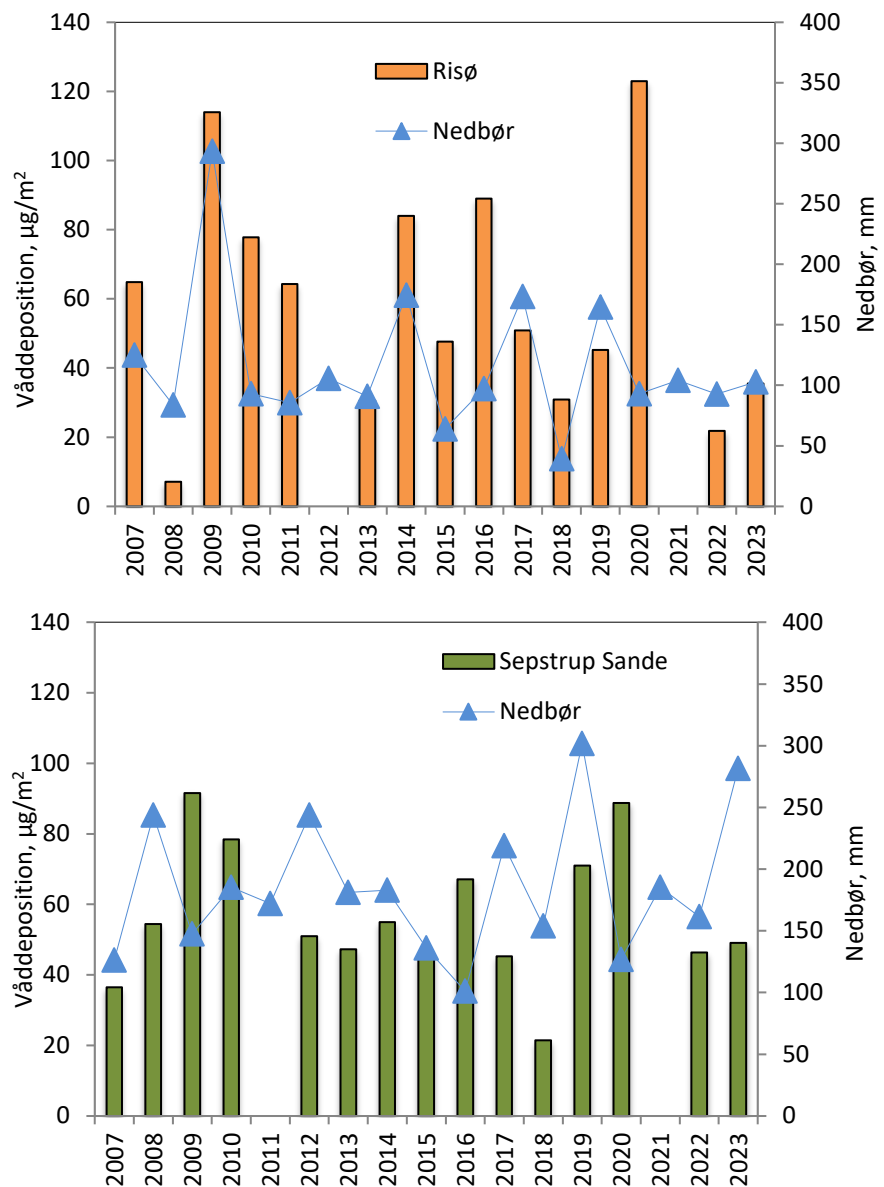
Nedbørsmængden spiller generelt en stor rolle for mængden af luftforurening, som våddeponeres. I Figur 6.3 ses våddepositionen af prosulfocarb på

de to målestationer i september-oktober sammenholdt med nedbørsmængderne i de samme måneder. For begge målestationer ses en vis sammenhæng mellem våddepositionen og nedbørsmængderne, hvilket for eksempel ses i 2018 og 2019, hvor de relativt store variationer i nedbørsmængderne også resulterer i relativt store variationer i våddepositionen. Der er dog også perioder, hvor sammenhængen er mindre god. Dette ses for eksempel fra 2016 til 2017, 2019 til 2020 og 2022 til 2023, hvor ændring i nedbøren ikke afspejles i en tilsvarende ændring i våddepositionen af prosulfocarb. Der er ved denne type analyser den begrænsning, at våddepositionen måles som gennemsnit af to måneder. Opsamlingsperioden dækker derfor nedbørsepisoder både udenfor og i de perioder, hvor prosulfocarb anvendes.

Det ser derfor ud til, at mængden af våddeponeret prosulfocarb afhænger af størrelsen af arealer med vintersæd og nedbørsmængderne i efteråret, men der er også andre faktorer, som spiller en rolle.



Figur 6.2. Årlig våddeposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2023), samt udviklingstendens for areal med vintersæd. Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober samt november-december, er medtaget i figuren. Huller i tidsserien skyldes tekniske problemer med prøveopsamlingen (f.eks. nedbrud på opsamlere, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.



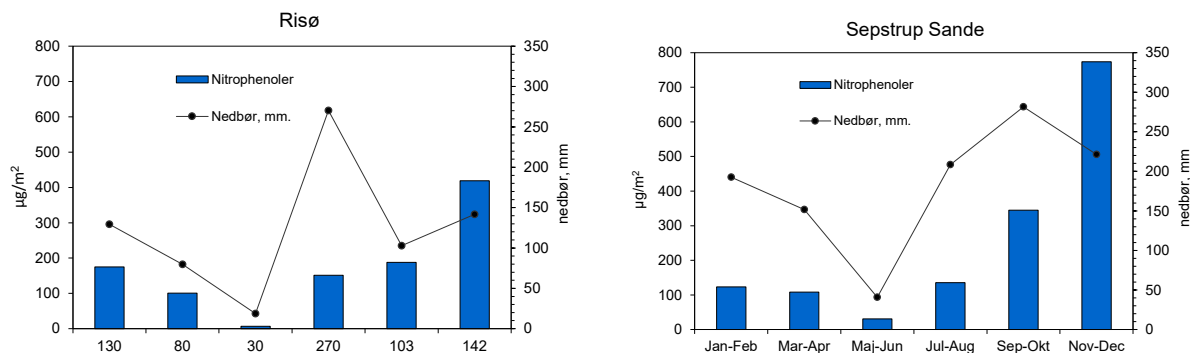
Figur 6.3. Våddeposition af prosulfocarb i september og oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande (nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode. Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober, er medtaget i figuren. Huller i tidsserien skyldes tekniske problemer med prøveopsamlingen (f.eks. nedbrud på opsamler) i perioden september-oktober.

6.4 Våddeposition af nitrophenoler

Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af syv udvalgte nitrophenoler (Tabel 6.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på to måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af nitrophenolerne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 6.4 og Tabel 6.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2023, som lå på omkring henholdsvis 1040 µg/m² og 1516 µg/m²

for Risø og Sepstrup Sande. Da der på målestationen ved Risø mangler måleresultater for en del af året, er den samlede deposition af nitrophenoler for lav i forhold til den egentlige deposition, men da nedbørsmængden er lille i marts og april, og depositionen er lav i denne periode ved Sepstrup Sande, så vil der kun være tale om en mindre afvigelse.



Figur 6.4. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2023 målt over en 2-måneders periode, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 6.2. Våddeposition i 2023 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 3).

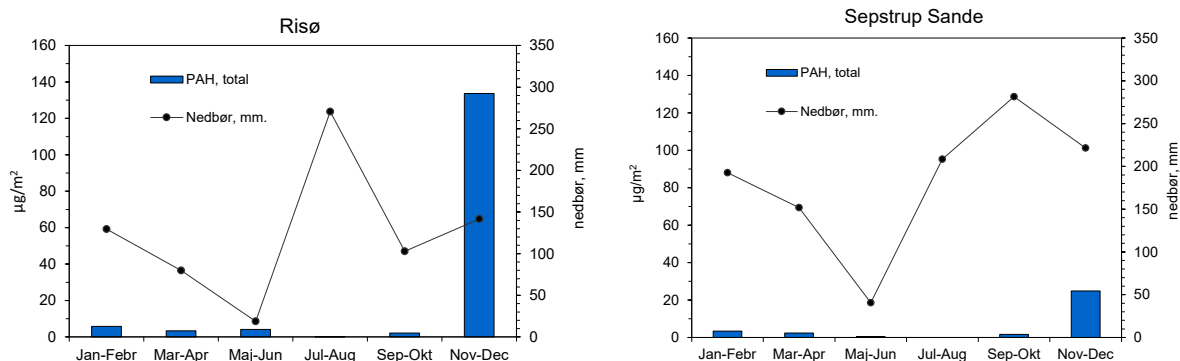
	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	86	74	47	68	1,1	2,6	86	90	101	184	238	494	559	912
2,4-Dinitrophenol	42	21	36	27	2,0	16	33	28	43	104	71	168	227	363
2,6-Dinitrophenol	1,3	0,58	2,4	1,8	0,3	1,0	2,2	2,5	1,7	5,1	2,4	9,3	10	20
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	12	7,5	1,3	1,9	0,51	0,64	7,3	3,7	13	14	30	55	64	83
3-Methyl-4-nitrophenol	18	15	4,1	6,7	0,42	0,96	11	6,2	21	23	61	25	115	76
DNOC	16	6,4	9,7	2,2	2,4	9,98	12	5,2	8,6	16,4	16	23	65	63
Dinoseb	n.d.	n.d.	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,14	n.d.
Sum	175	123	101	108	7	31	151	135	188	345	419	774	1040	1516

6.5 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.

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

Figur 6.5 og Tabel 6.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2023, som samlet lå på henholdsvis $149 \mu\text{g}/\text{m}^2$ og $33 \mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande.



Figur 6.5. Samlet våddeposition af PAH i 2023 målt over en 2-måneders periode, µg/m². Kurven angiver nedbørmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Table 6.3. Våddeposition i 2023 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 3).

	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.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acenaphthylen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Antracen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benz(a)antracen	0,10	n.d.	n.d.	n.d.	0,18	0,04	n.d.	n.d.	0,04	n.d.	0,3	0,41	0,62	0,45
Benz(a)pyren	0,06	n.d.	0,02	n.d.	0,28	0,02	n.d.	n.d.	0,02	0,04	0,15	0,60	0,53	0,66
Benz(e)pyren	0,23	0,06	0,07	n.d.	0,26	0,04	n.d.	n.d.	0,16	n.d.	0,49	1,2	1,2	1,3
Benz(ghi)perylene	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,29	n.d.	n.d.	n.d.	0,22	n.d.	0,52	0,63	1,1	0,63
Benz(b+j+k)fluoranthener	0,54	n.d.	0,25	n.d.	0,87	n.d.	n.d.	n.d.	0,23	n.d.	1,3	0,39	3,2	0,39
Chrysen+triphenylene	0,62	0,25	0,28	0,12	0,34	0,10	0,02	n.d.	0,32	0,37	0,99	2,4	2,57	3,2
Dibenz[a,h]antracen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dibenzothiophene	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoranthren	0,67	0,53	0,71	0,34	0,45	0,17	n.d.	n.d.	0,57	0,76	1,8	5,2	4,2	7,0
Fluoren	0,27	0,18	0,07	0,18	0,02	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,9	0,38	5,2	0,74
3,6-Dimethylphenanthrene	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	0,14
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,47	n.d.	0,2	n.d.	0,52	0,06	n.d.	n.d.	0,25	n.d.	0,7	1,4	2,1	1,4
1-Methylnaphthalen	0,42	n.d.	n.d.	0,72	0,11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	31	1,2	31	1,9
2-Methylnaphthalen	0,89	n.d.	0,1	n.d.	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	55	2,6	56	2,6
2-Methylphenanthren	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naphthalen	1,4	0,88	0,51	0,06	0,28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	32	1,1	35	2,0
Perylen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phenanthren	n.d.	1,3	0,85	0,83	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,9	3,5	4,7	5,7
Pyren	0,12	0,2	0,17	0,15	0,34	0,13	n.d.	n.d.	0,39	0,3	1,3	3,9	2,3	4,6
Sum	5,8	3,4	3,3	2,4	4,1	0,56	0,02	n.d.	2,2	1,6	134	25	149	33

Links

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

7 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. 2023. Reduktionsmål for danske ammoniakemissioner. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 37 s. - Teknisk rapport nr. 27.

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., Friese, 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., Thorsen, M. Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Larsen, S.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2024. Landovervågningsoplande 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for Miljø og Energi, 272 s. - Videnskabelig rapport nr. 589. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR589.pdf

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 2024: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](#)

DMI 2024: <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., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2015: Atmosfærisk deposition 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 88s. -Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR163.pdf>.

Ellermann, T., 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., 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>

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., 2024: Luftkvalitet 2022. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. – Videnskabelig rapport nr. 580. <http://dce2.au.dk/pub/SR580.pdf>

Nordstrøm, C., Ellermann, T., 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., 2024: Luftkvalitet 2023. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xxx s. – Videnskabelig rapport nr. xxx. <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>

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 2024: EMEP emissions database. [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://www.ceip.at/)

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/2021/01/imo-2020-cleaner-shipping-for-cleaner-air/)

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., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H. & Bruun, H.G. 2024: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2022. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 628 pp. Scientific Report No. 595.

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)

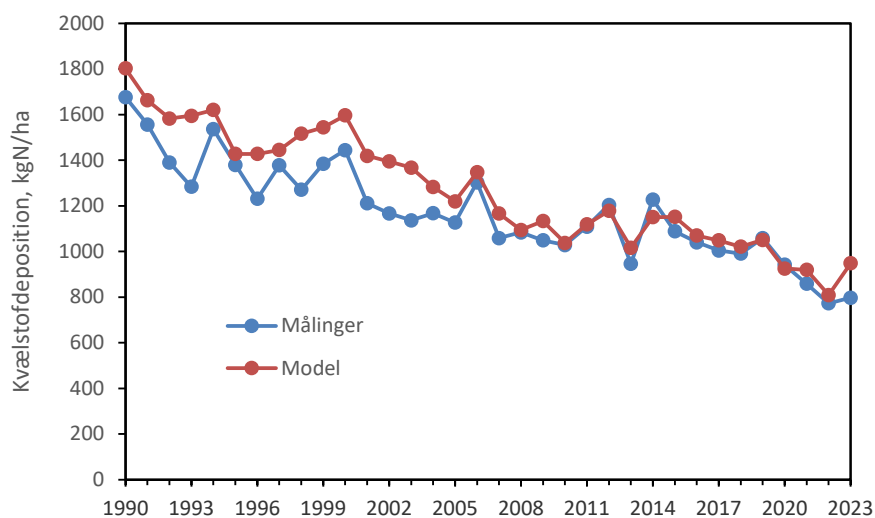
Bilag 1 Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof

Kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne baseres på sammenligning mellem resultaterne fra modelberegningerne og målingerne. Figur A1 viser et eksempel på en sådan sammenligning og viser udviklingstendenser for den samlede deposition (våd- plus tørdeposition) til landområder som gennemsnit for de fire hovedmålestationer. Da det ikke er ressourcemæssigt muligt at gennemføre kontinuerte målinger af tørdepositionen, så beregnes tørdepositionen ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelserne samt ud fra såkaldte tørdepositionshastigheder.

Den målte deposition er beregnet som gennemsnit af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Tange er våddeposition fra målestationen ved Sepstrup Sande og tørdeposition fra Tange, hvilket er baseret på, at afstanden mellem de to målestationer er relativt lille. Gennemsnit for modelberegningerne er beregnet på den samme sammensætning af målestationer, som er anvendt for målingerne.

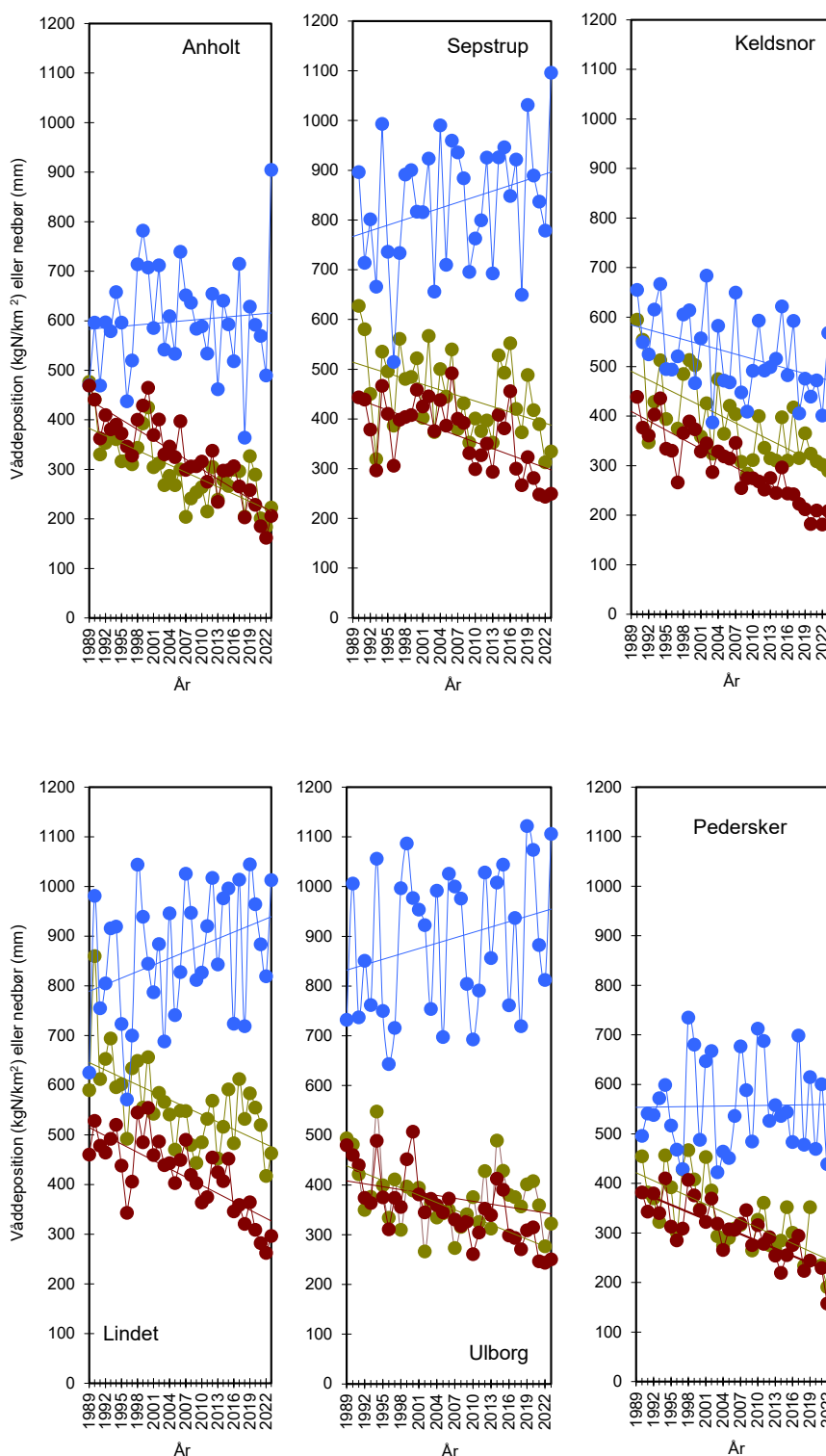
Som det fremgår af Figur A1, så er der god overensstemmelse mellem resultaterne fra målingerne og modelberegningerne og den langsigtede udviklingstendens er godt reproduceret af modelberegningerne. Mange af år til år variationerne er også godt bestemt af modelberegningerne, selv om der også er perioder med mindre god overensstemmelse.

De samlede modelberegnedede kvælstofdepositioner er i gennemsnit omkring 20 % højere end målt ved målestationerne. Dette kan forklares ud fra, at modelberegningerne repræsenterer gennemsnit for gitterfelter på omkring 31 km² (5,6 km x 5,6 km), mens målingerne repræsenterer området omkring målestationerne. Da målestationerne så vidt muligt er placeret i områder uden større lokale kilder, er det forventeligt, at de målte kvælstofdepositioner ligger lidt under de modelberegnedede kvælstofdepositioner for gennemsnit af de fire gitterfelter, hvor målestationerne er placeret.

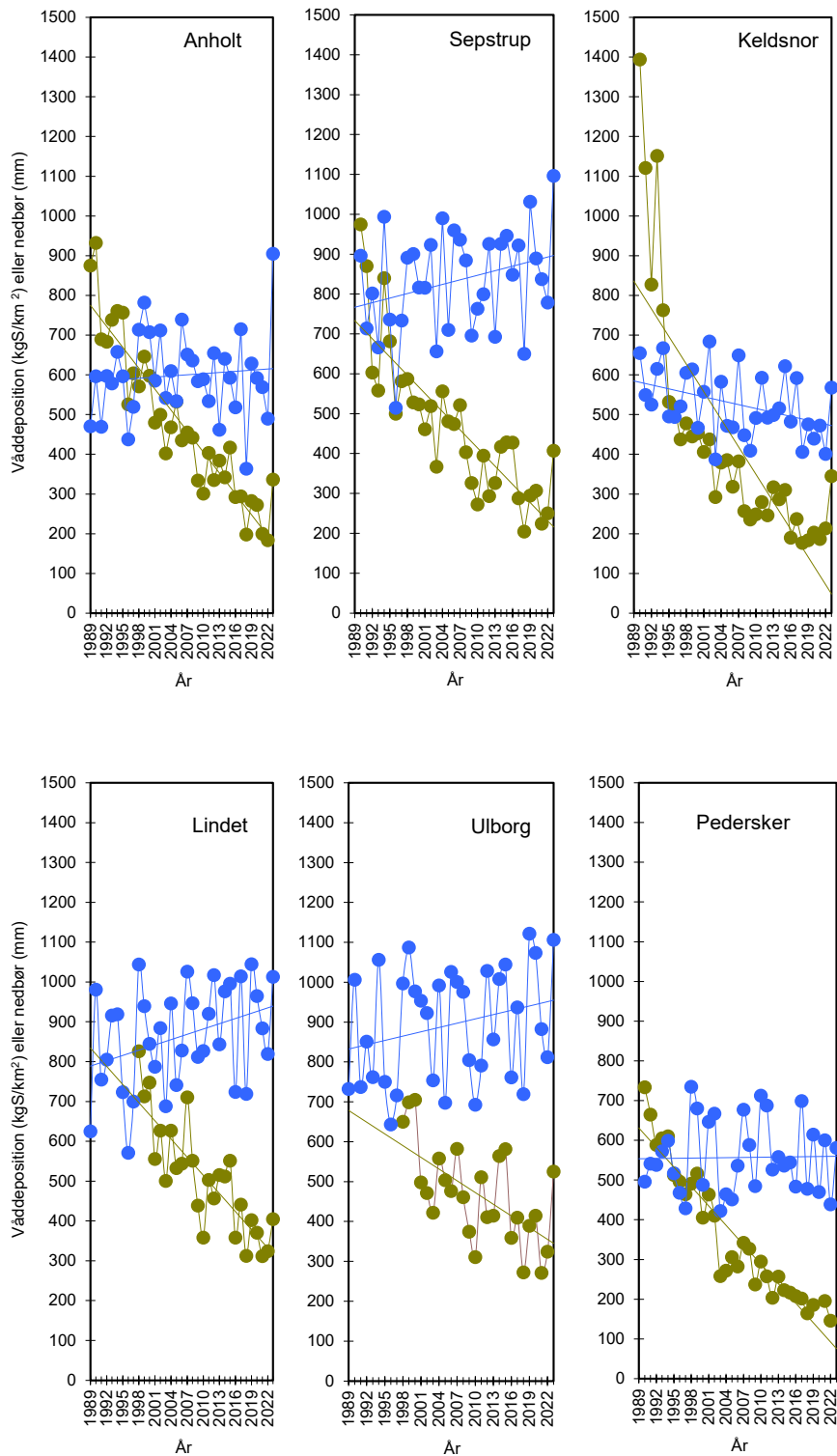


Figur A1. Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof som gennemsnit for resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Tange er våddeposition fra målestationen ved Sepstrup Sande og tørdeposition fra Tange, hvilket er baseret på, at afstanden mellem de to målestationer er relativt lille.

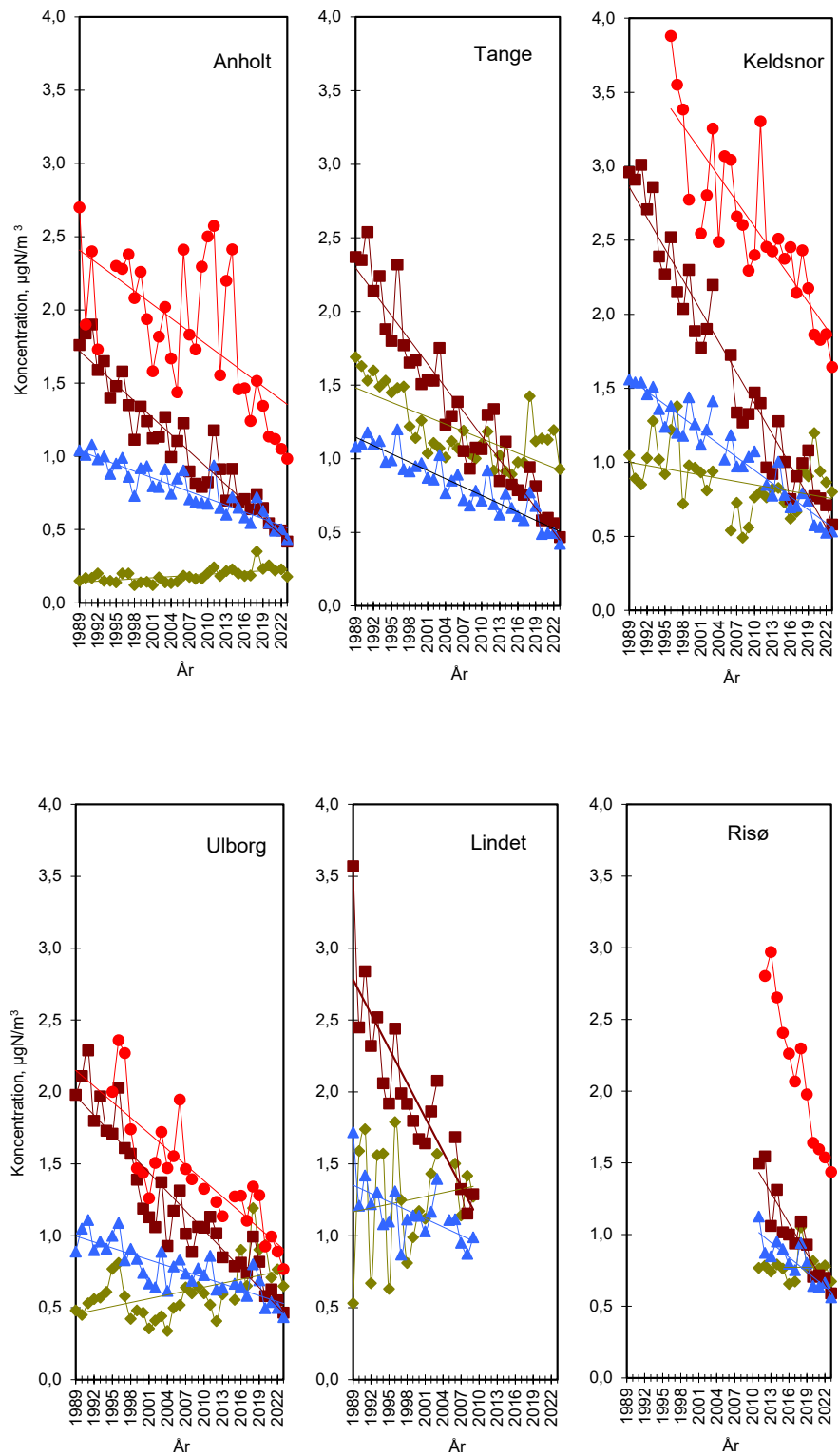
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



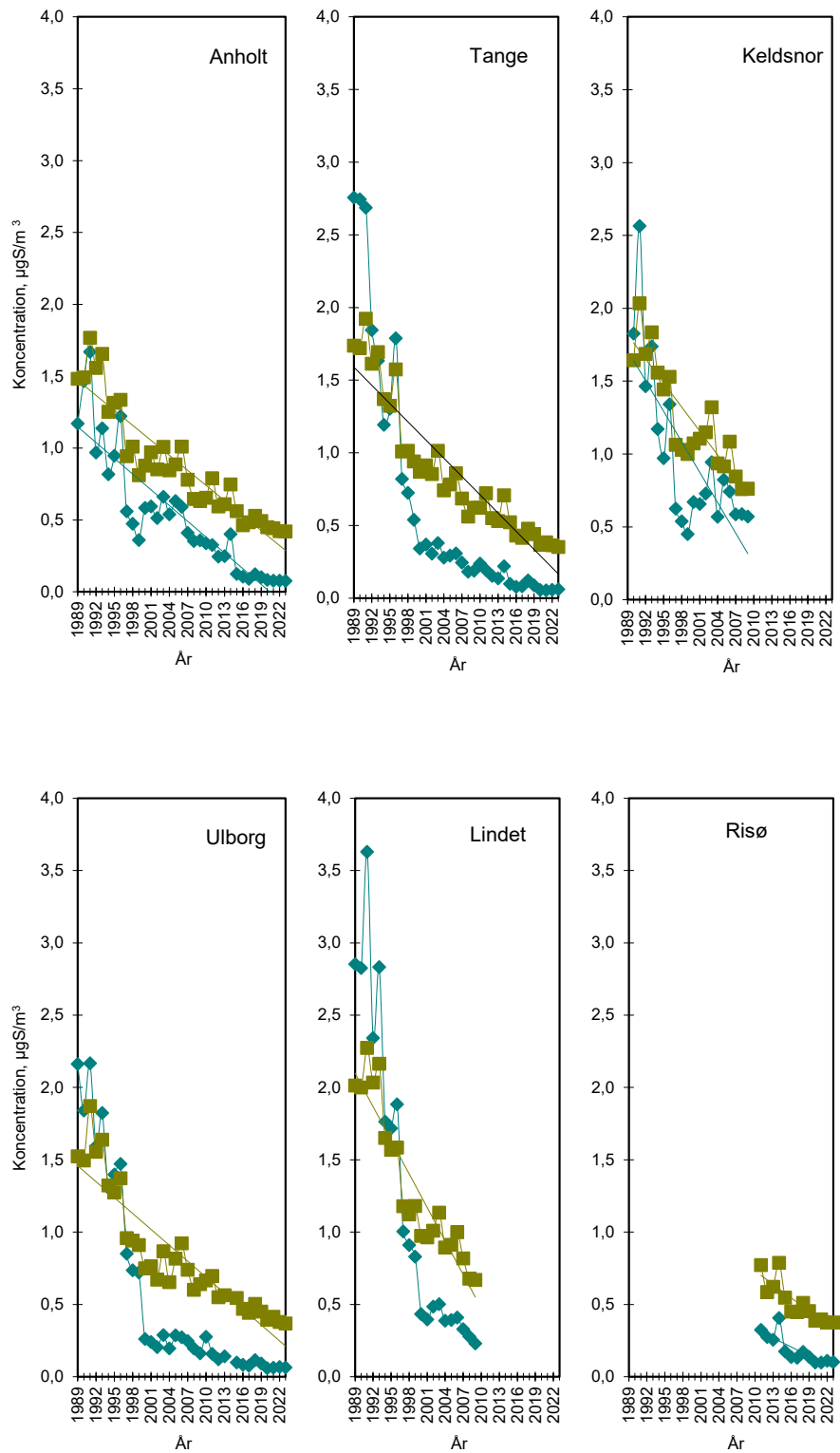
Figur A2. Årlig våddeposition (kg N/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). Kg N/km² omregnes til kg N/ha ved at dividere med 100.



Figur A3. Årlig våddeposition (kg S/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). Kg S/km² omregnes til kg S/ha ved at dividere med 100.



Figur A4. Årsmiddelmålinger af kvælstofdioxid (rød), ammoniak (grøn), partikulært ammonium (brun), og partikulært nitrat (blå). Målingerne ved Lindet er ophørt i 2009. Målingerne med filterpackopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009 og videreført med denuder fra 2010.



Figur A5. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor og Lindet er ophørt i hhv. 2010 og 2009.

Bilag 3 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige forurenende 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
Desethylterbutylazin*	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

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2023

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2023 beregnet til hhv. 59 og 49 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er i 2023 er henholdsvis omkring 47% og 52% lavere end i 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2022 beregnet til ca. 4,7 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 2023 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 – 0 % 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 miljøfarlige organiske stoffer.