



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2023

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. xxx

2024



AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Atmosfærisk deposition 2023

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. xxx

2024

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Martin Ole Bjært Sørensen
Jesper Christensen
Anne Sofie Lansø
Christian Monies og
Maria Bech Poulsen

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. xxx
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: http://dce2.au.dk/pub/komm/SRxxx_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 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 68. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 588. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Foreloebige_udgaver_novana/Atmosfærisk_deposition_2023.pdf
	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:	xxxxxx
ISSN (elektronisk):	xxxx
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

UDKAST

1

Forord

2

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.

3

4

5

6

7

8

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.

9

10

11

12

13

14

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.

15

16

17

18

19

20

21

22

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.

23

24

25

26

27

28

29

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.

30

31

32

33

34

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.

35

36

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.

85
86

87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97
98
99
100
101
102
103
104
105
106
107
108
109
110

111
112
113
114
115
116
117
118
119
120
121
122

123

124

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. Ozonflux er en bedre indikator end AOT40, fordi ozonfluxen tager højde for, at planterne for eksempel ikke påvirkes af ozon under tørke. I forbindelse med konventionen om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP) under UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) er der vedtaget kritiske niveauer (Critical levels) for POD_γ (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold γ), hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Det kritiske niveau for skov blev 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

126
127
128
129
130

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*).

131
132

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

133
134
135

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

136
137
138

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de kvælstof- og svovlforbindelser, som er de vigtigste i relation til eutrofiering og forsurening.

139
140

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af en række miljøfarlige tungmetaller.

141

- Bestemmelse af luftkoncentrationer af ozon.

142
143
144

- 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).

145
146

- Bestemmelse af våddeposition af miljøfarlige forurenende (også kaldet miljøfremmede) organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler).

147
148
149
150
151
152
153

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.

154

1.1 Overvågningsprogrammet

155
156
157
158
159
160
161
162
163
164
165

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.

166
167

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

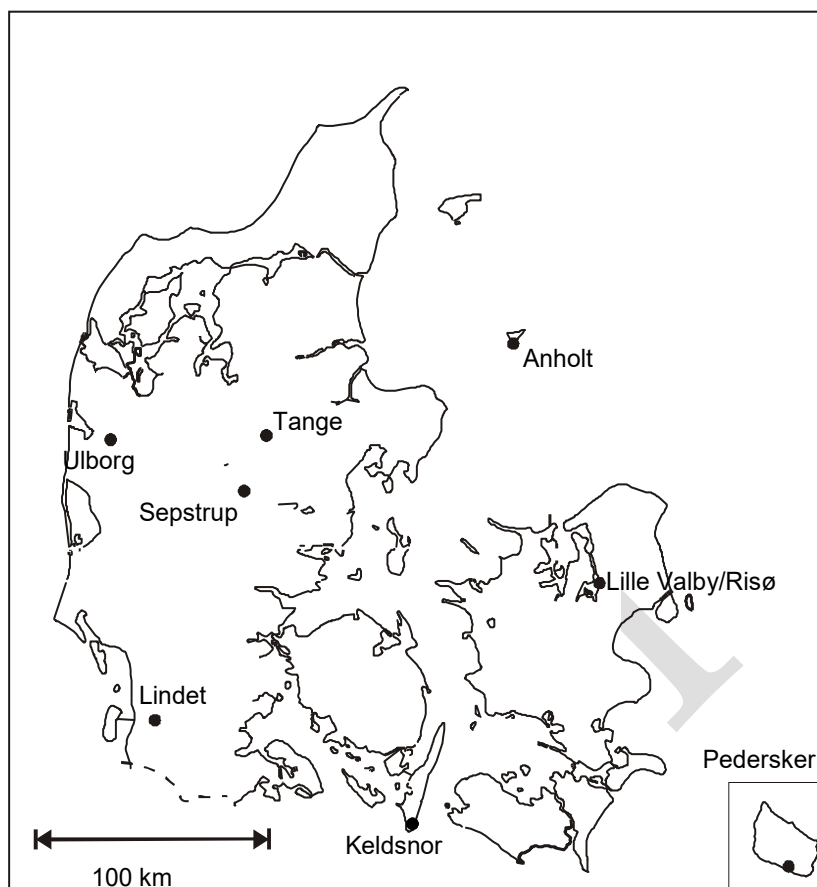
168 tuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariationer og udviklings-
169 tendenser. Modelberegningerne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra
170 målestationerne ud til større geografiske områder og anvendes således til be-
171 stemmelse af depositionen til de enkelte farvands- og landområder. Modelbe-
172 regninger benyttes endvidere til bestemmelse af kildefordeling og det danske
173 bidrag til depositionen.

174 I 2023 bestod netværket af otte større faste målestationer, hvor der blev målt:

- 175 • Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat og en
176 række udvalgte tungmetaller.
- 177 • Koncentration af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak,
178 kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet
179 nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat. End-
180 videre foretages på udvalgte målestationer specialmålinger af salpetersyre
181 og partikulært bundet nitrat samt af ammoniak og partikulært bundet am-
182 monium.
- 183 • Luftkoncentration af en række udvalgte tungmetaller på to målestationer.
- 184 • Våddeposition på to målestationer af de miljøfarlige forurenende organi-
185 ske stoffer (MFS): Pesticider, PAH og nitrophenoler.
- 186 • Luftkoncentration af ozon.

187 Programmet varierer på de enkelte målestationer.

188 Figur 1.1. og Tabel 1.1 viser placeringen af målestationerne og en oversigt
189 over, hvad der måles ved de større faste målestationer i luftovervågningspro-
190 grammet. Figur 1.2 viser eksempler på det måleudstyr, som anvendes på må-
191 lestationerne.



Figur 1.1. De faste større målestationer i Delprogram for luft under NOVANA.

192 **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

193 * 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
 194 nitrophenoler.

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

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

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

199

200

201
202
203

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:

204
205
206
207

- 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.

208
209

- Monitorering under Oslo-Paris-konventionen (OSPAR) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.

210
211

- Monitorering under Helsinki-konventionen (HELCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Østersøen.

212
213
214
215

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 tragt og en opsamlingsflaske monteret forinden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

216
217
218
219
220
221
222

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.

223
224
225
226

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

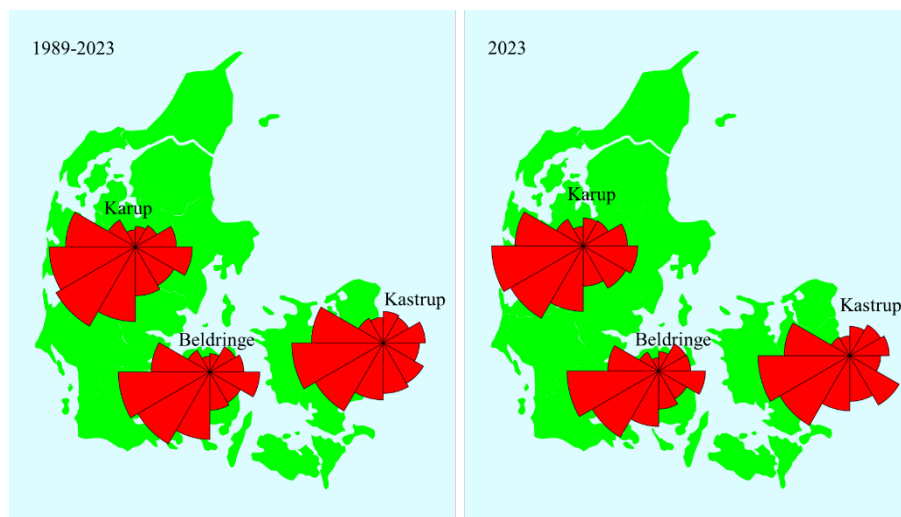
227 i udledninger fra trafik (eksklusive Danmark) og industri (inklusive Dan-
228 mark) for månederne marts-maj, som er beskrevet i Barré et al. (2021) for året
229 2020, mens korrektionen af den tidslige fordeling af emissioner for trafik for
230 danske kilder er baseret på trafikinformationer fra Vejdirektoratet for 2020 og
231 2021. For år 2023 er der ikke foretaget nogen korrektioner af standardtidsva-
232 riationen af udledningerne fra både Danmark og resten af Europa.

233 Udledningerne fra skibe er ligeledes ændret i forhold til tidligere modelbe-
234 regninger for årene før 2021. Ved modelberegningerne præsenteret i denne
235 årsrapportering baseres udledningerne på det globale datasæt fra det Finske
236 Meteorologisk Institut, som baserer opgørelserne på STEAM-modellen (Jo-
237 hansson et al., 2017, Permalink (2023)). STEAM-modellen er blevet opdateret
238 til version 3.2 fra din tidligere version 2.1, som blev brugt ved sidste års be-
239 regninger. Udledningerne estimeres ved brug af globale data med høj geogra-
240 fisk og tidlig opløsning fra Automatic Identification System (AIS), som gør
241 det muligt at estimere udledningerne fra de individuelle skibe. Datasættet
242 bruger AIS-information for årene 2014-2022 og tager hensyn til ændringer i
243 bl.a. svovlindhold i skibsbrændstof. Før 2014 er skibsemissionerne fastlagt på
244 basis af ekstrapolering bagud i tid baseret på informationer om ændringer i
245 flådestørrelse, energiforbrug, skibsstørrelser m.m. Den rummelige opløsning
246 er også her på $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ svarende i det danske område til ca. 7 km x 11 km
247 (hhv. Ø-V og N-S) og den tidslige opløsning er på månedsbasis. Derudover
248 bliver den rummelige fordeling genfordelt for havområderne omkring Dan-
249 mark ved brug af et specielt STEAM-udledningsdatasæt for 2016 med høj
250 rummelig opløsning på 1 km x 1 km, hvilket hovedsageligt flytter eventuelle
251 skibsudledninger over land til havområder og opkoncentrerer udledningerne
252 for færge- og skibsruiter. Fordelen med det nye datasæt er, at man tager hen-
253 syn til variationen af skibsaktiviteterne imellem de enkelte år og de enkelte
254 måneder, hvilket især har haft betydning i 2020 på grund af COVID-19-re-
255 striktionerne. Skibsemissioner for 2022 blev brugt for modelberegningerne for
256 2023, da der ikke var nye skibsemissioner for 2023 tilgængelig.

257 1.2 Vejret i 2023

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

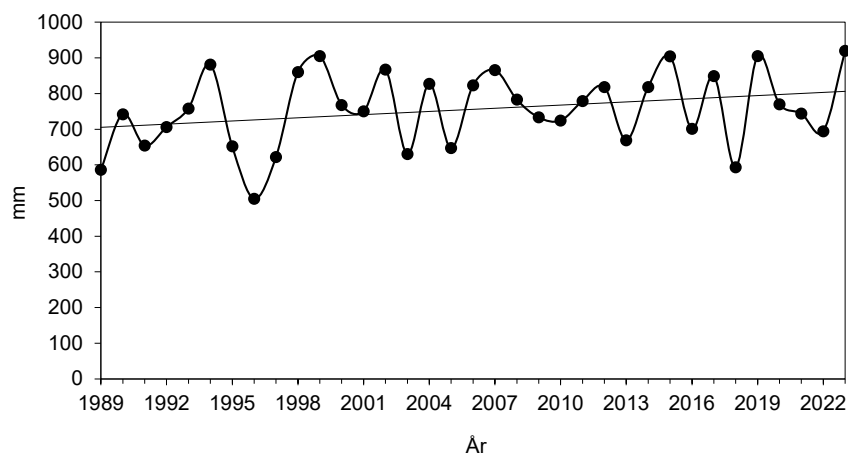
262 En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som
263 bestemmer, hvor luftmasserne kommer fra, og hvor hurtigt de bevæger sig.
264 For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport
265 af luft til Danmark fra Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurenings-
266 komponenter generelt er relativt høje. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup,
267 Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretning-
268 er i 2023 som sædvanligt var vest til sydsydvest, og at vindroserne for 2023
269 i store træk minder om gennemsnittet for perioden 1989-2023 - om end der i
270 2023 er mindre forskelle til gennemsnit for perioden. Vindretningen i Dan-
271 mark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet trans-
272 porten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser
273 igennem den tid, som det har taget at transportere luftforeningen til Danmark.



Figur 1.3. Vindroser for Karup/Hald, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2023, 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 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).

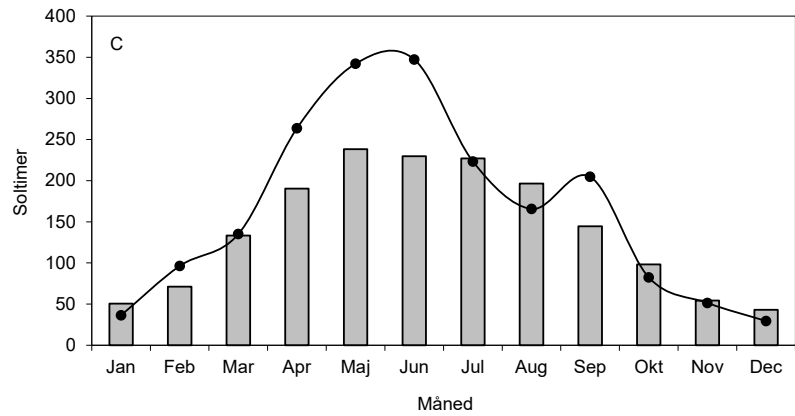
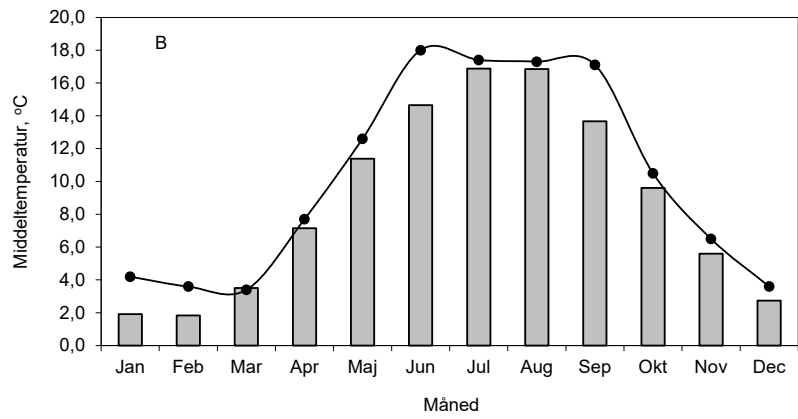
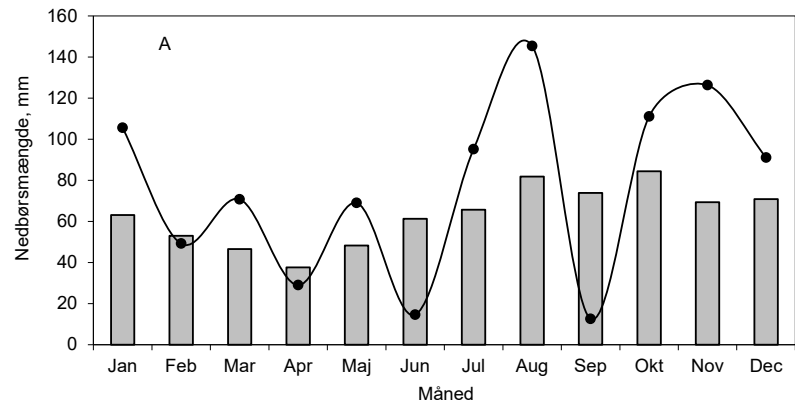
274
275
276
277
278
279
280
281
282
283
284
285
286
287
288
289
290
291
292
293
294
295
296



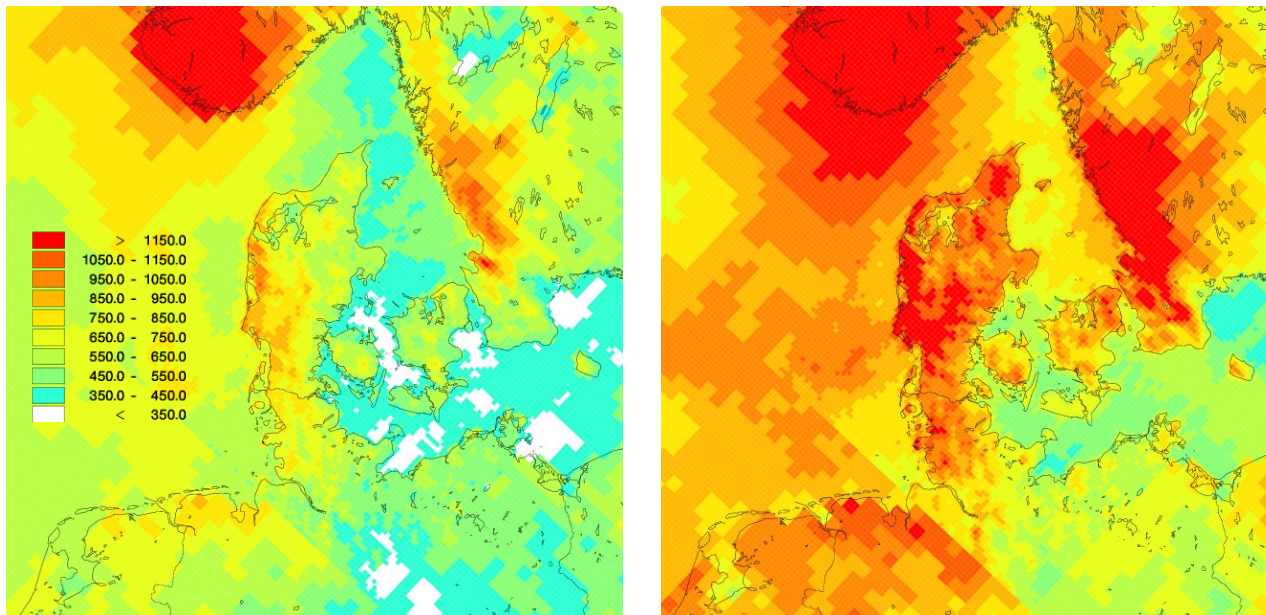
Figur 1.4. Udviklingstendens for nedbørmængden som gennemsnit for Danmark i perioden fra 1989-2023 (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2024). Den sorte linje er beregnet ved lineær regression.

Det var ikke alene nedbørmængden, som var høj i 2023. Den årlige middellufttemperatur i 2023 var 10,2 °C, hvilket også er usædvanligt højt. Middelttemperaturen var 0,7 °C højere end i 2022 (9,4 °C). Middelttemperaturen 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).

297
 298
 299
 300
 301
 302
 303
 304
 305
 306
 307
 308
 309
 310



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.

312
313
314
315
316

Links: Yderligere information om målestationerne:

[Målestationer \(au.dk\)](https://mst.aau.dk/) Yderligere information om luftforureningsmodeller:
<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/luftforureningsmodeller>

317

318

2 Kvælstof

320

2.1 Relevans

321

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og naturområder med næringsstoffer.

322

323

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.

324

325

326

327

2.2 Målsætning

328

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).

329

330

331

332

333

334

335

336

337

338

339

340

341

342

343

344

345

346

347

348

349

350

2.3 Kvælstofdeposition i 2023

351

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.

352

353

354

355

356

357

358

359

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).

360

361

362

363

364
365
366
367

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.

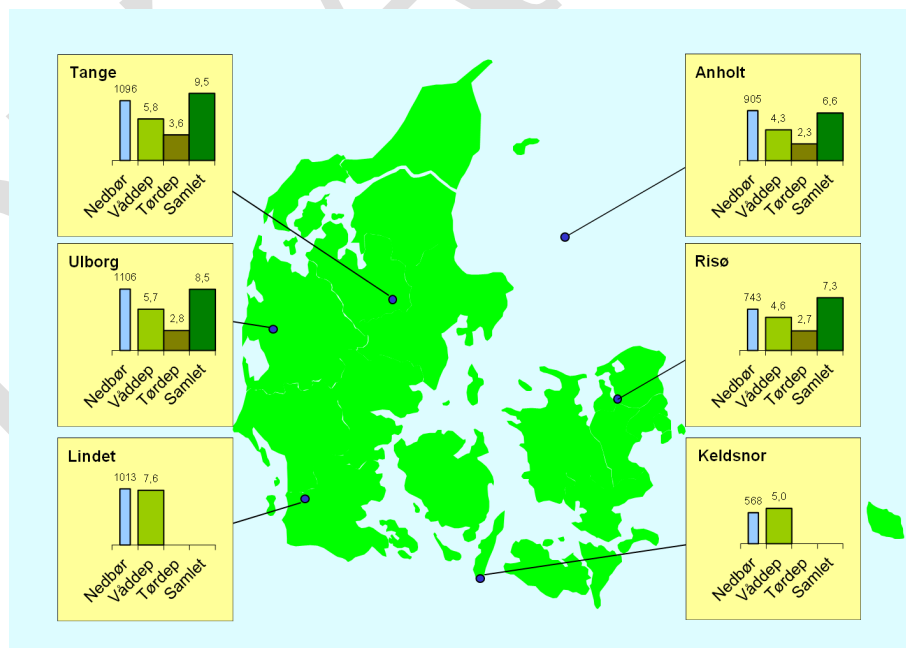
368
369
370
371
372
373
374

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 %.

375
376
377
378
379
380
381
382
383
384

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.

385



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.

386
387
388
389

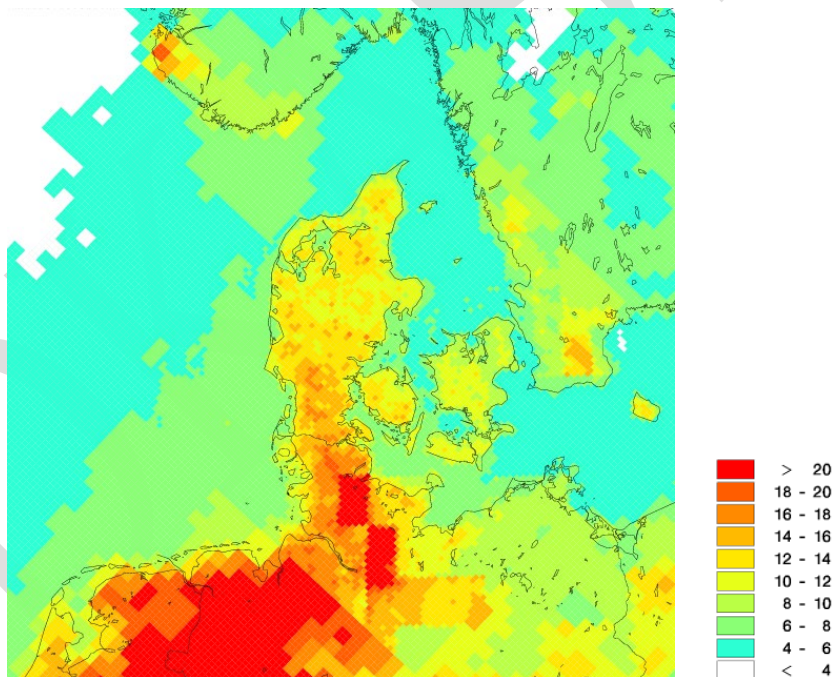
Links

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.

410
411

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

412
413
414
415

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.

416
417
418

Links

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

419

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

420
421
422
423
424
425

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.

426
427
428
429
430
431
432
433
434
435
436
437
438
439

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 lav.

440
441
442
443

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).

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

447 Sammenligninger mellem resultaterne fra modelberegningerne og målin-
448 gerne anvendes også til sikring af, at modelberegningerne er i god overens-
449 stemmelse med måleresultaterne. I bilag 1 ses et eksempel på denne kvalitets-
450 sikring.

451 **Tabel 2.2.** Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2023 med DEHM. Afrunding af værdierne er
452 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

453 Links

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

456 2.6 Kilder til kvælstofdeposition

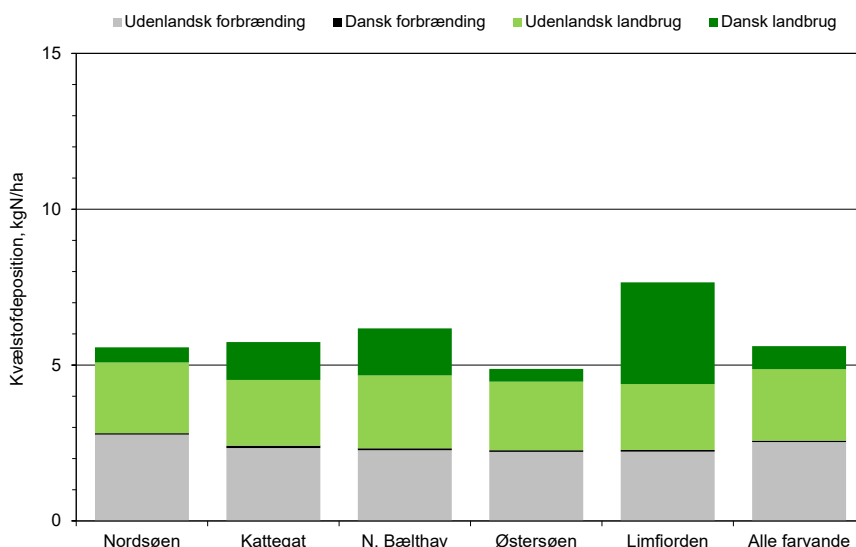
457 Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere, hvor stor en del af
458 depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenland-
459 ske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres
460 til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med
461 transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion) og
462 udslip, som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbræn-
463 dingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissionerne af kvæl-
464 stoffilter udelukkende sker i forbindelse med forbrændingsprocesser, og at
465 emissionerne af ammoniak i praksis stammer fra landbrug, idet over 95 % af
466 emissionen af ammoniak i Danmark stammer fra landbrugsproduktion.

467 Beregningerne viser, at depositionen i Danmark tidligere kom omtrent ligeligt
468 fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser, men de senere år har ud-
469 ledninger fra landbrug fået en større betydning. I 2023 kom omkring 67 % af
470 depositionen til landområderne fra landbrugsproduktion og omkring 33 %
471 fra forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 54 og 46 % af depositionen
472 fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.

473 Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer
474 fra udenlandske kilder (Figur 2.4). I gennemsnit er den danske andel af depo-
475 sitionen til de åbne danske farvande estimeret til at være på ca. 14 % i 2023.
476 Den største danske andel forekom i Lillebælt (27%), Nordlige Bælthav (25%),
477 Kattegat (23%) og Storebælt (22%) og den mindste i Nordsøen (10%) og den
478 danske del af Østersøen (9%) og det Sydlige Bælthav (10 %). For lukkede
479 fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket
480 skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjor-
481 den, hvor ca. 43 % stammer fra danske kilder. Der er små variationer fra år til
482 år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologi-
483 ske forhold, idet år med meget nedbør typisk giver relativt større bidrag fra

484
485
486
487

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.



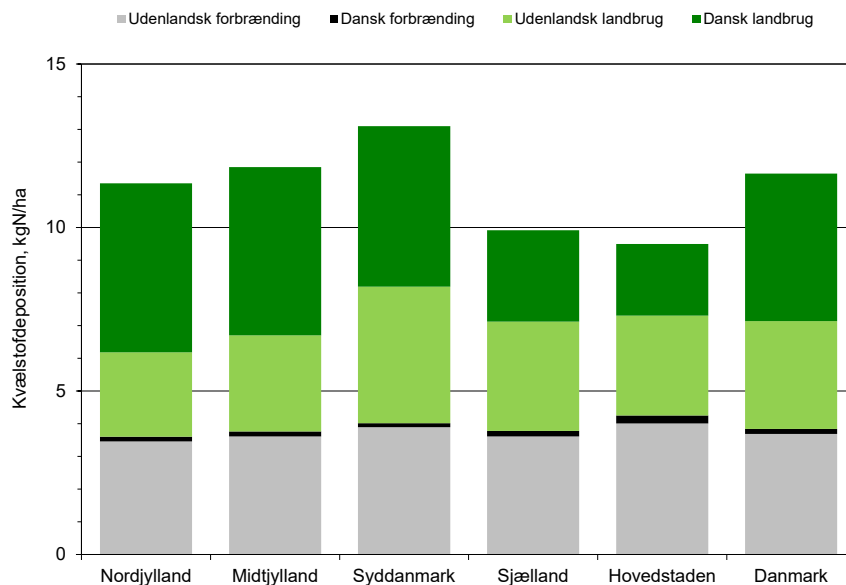
Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2023 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

488
489
490
491
492
493
494
495
496
497
498

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.

499
500
501
502

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

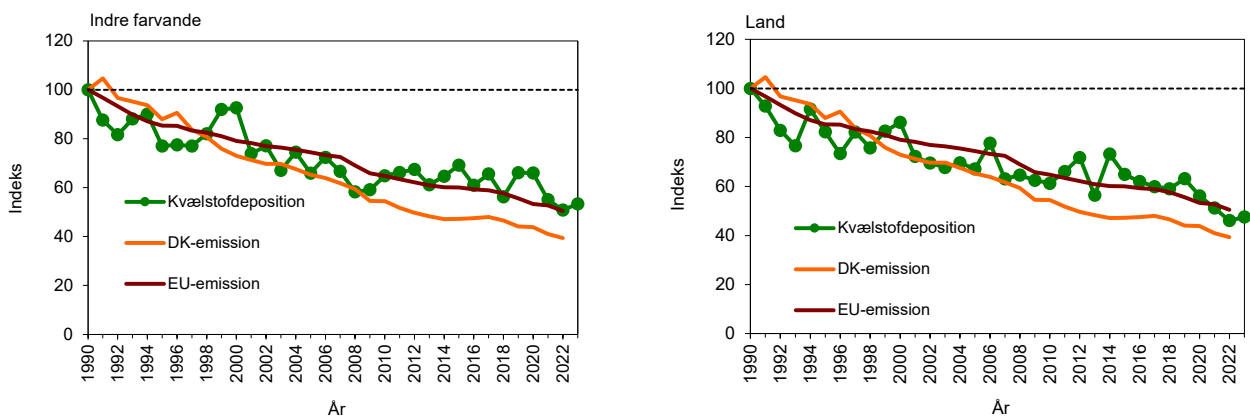
531 emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen
532 til landområderne end til farvandsområderne. Årsagen til dette er, at ammo-
533 niak omsættes og deponeres hurtigt, således ammoniak primært påvirker
534 landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandene.

535 De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for udviklingen i
536 kvælstofdepositionen. I Figur 2.6 ses betydelige variationer i kvælstofdeposi-
537 tionen fra år til år. Variationerne fra år til år skyldes primært variationer i de
538 meteorologiske forhold, hvilket f.eks. kan ses for 2014, som var rekordvarmt,
539 hvilket kan have været årsagen til den relativt høje deposition for landområ-
540 derne i 2014. Året 2018 var usædvanligt tørt og varmt og 2019 var præget af
541 usædvanligt meget nedbør. I 2023 var nedbørsmængderne også rekordhøje,
542 men på trods af dette var der kun en lille stigning i den samlede kvælstofde-
543 position taget som gennemsnit for målestationerne (3%). Når de store ned-
544 børsmængder i 2023 ikke slår mere tydeligt igennem, skyldes det formentligt,
545 at næsten 50 % af nedbøren i 2023 faldt i januar og oktober til december, hvor
546 ammoniakkoncentrationerne er lave.

547 Deposition til farvandene varierer tydeligt mellem årene. Årsagen til dette er,
548 at våddepositionen udgør 70-80 % af den samlede deposition til vand, og at
549 der i år med meget nedbør, som f.eks. 2019 og 2020, ses relativt høj deposition
550 sammenlignet med 2018, hvor nedbørsmængden var væsentligt mindre end i
551 2019, 2020 og 2021. Våddepositionen til landområderne udgør kun omkring
552 halvdelen af den samlede deposition, hvilket forklarer, at variationerne i ned-
553 børsmængden normalt ikke slår lige så kraftigt igennem på den samlede de-
554 position til landområderne som for farvandene.

555 De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposi-
556 tion foretaget ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstofforbindelser i
557 luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med
558 samme tørdepositionsmodul, som anvendes i modelberegningerne. I bilag 2
559 ses de målte udviklingstendenser for våddepositionen og luftkoncentratio-
560 nerne for de vigtigste målestationer.

561 Ovenstående resultater og konklusioner gælder for den samlede kvælstofde-
562 position. Når man kigger på udviklingstendensen for kvælstofdepositionen
563 fra forskellige kilder ses et mere komplekst billede, da udviklingstendensen
564 for udledningerne af kvælstof for landbrug og forbrændingskilder har været
565 forskellige. I et følgende afsnit vises resultaterne for udviklingstendensen for
566 kvælstofdepositionen fra de to hovedkilder til kvælstofudledning (landbrug
567 og forbrænding).
568
569
570



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 kvælstof-forbindelser (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.

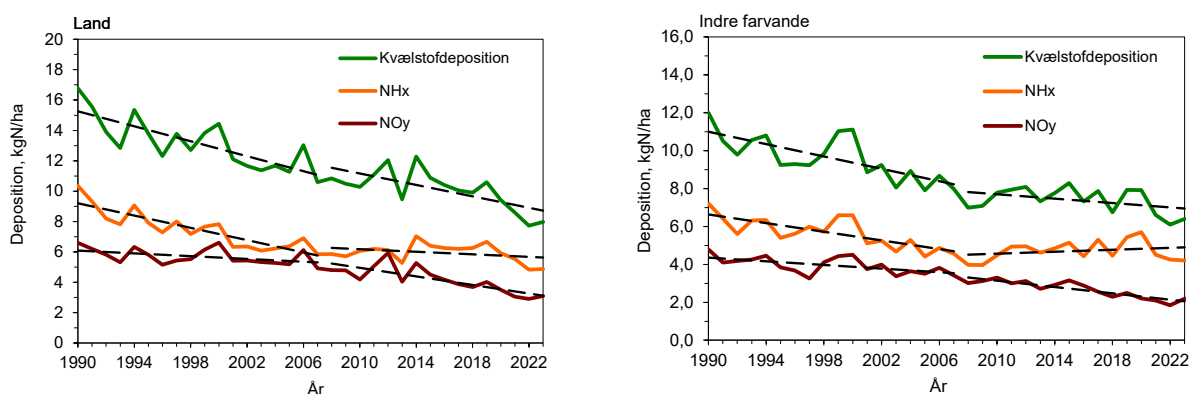
For depositionen til landområder ses et lidt større fald i deposition i den første del af perioden (1990 – 2007), mens der er et noget mindre fald i den sidste del af perioden (2008 – 2023). Når depositionen opdeles i bidraget fra landbrug og forbrændingsprocesser, så ses et mere komplekst billede. Bidraget 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-

598
599
600

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.

601
602
603
604
605
606
607
608
609
610
611
612
613
614

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).



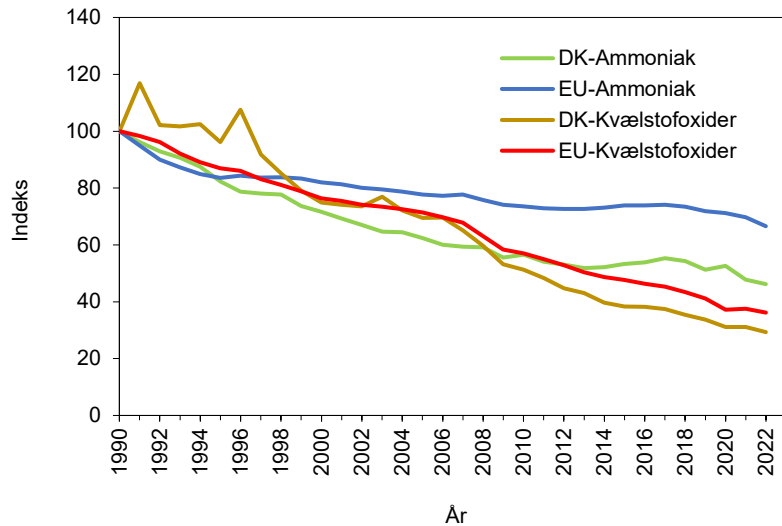
Figur 2.7. Udviklingstendens for deposition af kvælstof til danske land- og farvandsområder. Figureerne viser den samlede deposition og deposition opdelt på NH_x (ammoniak og ammonium) og NO_y (kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat). NH_x stammer primært fra landbrug og NO_y stammer hovedsageligt fra 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.

615
616
617
618
619
620
621

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.

622
623
624
625
626
627
628
629
630

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.

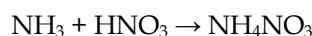
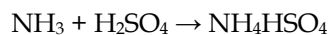
Overordnet set er der derfor sammenhæng mellem faldene i depositionerne og udledningerne, men faldene i udledningerne kan ikke helt forklare det mønster, der ses for udviklingstendensen for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser. Det skyldes, at de kemiske reaktioner i atmosfæren også spiller 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 i 2018, så derfor skal der ses bort fra 2018 ved vurdering af den mere generelle tendens. Til sammenligning falder udledningerne af ammoniak fra dansk landbrug relativt jævnt gennem perioden, og faldet er betydeligt større end de ændringer, der 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

662 dannes ammoniumbisulfat (NH_4HSO_4), ammoniumsulfat ($\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ og am-
663 moniumnitrat (NH_4NO_3), som findes i atmosfæren som luftbårne partikler.
664 De kemiske reaktioner kan på kort form sammenfattes på denne måde:

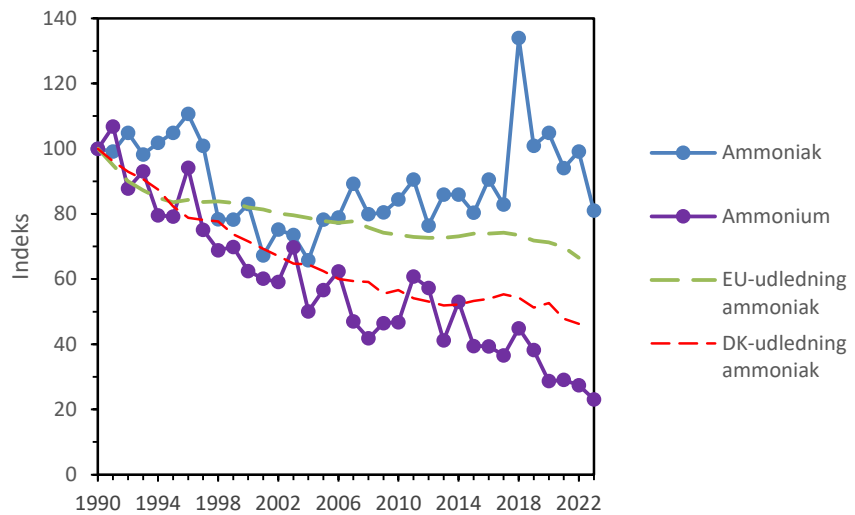


668 Opholdstiden for de dannede partikler er lang, så derfor langtransporteres
669 ammonium hovedsageligt til Danmark fra udenlandske kilder.

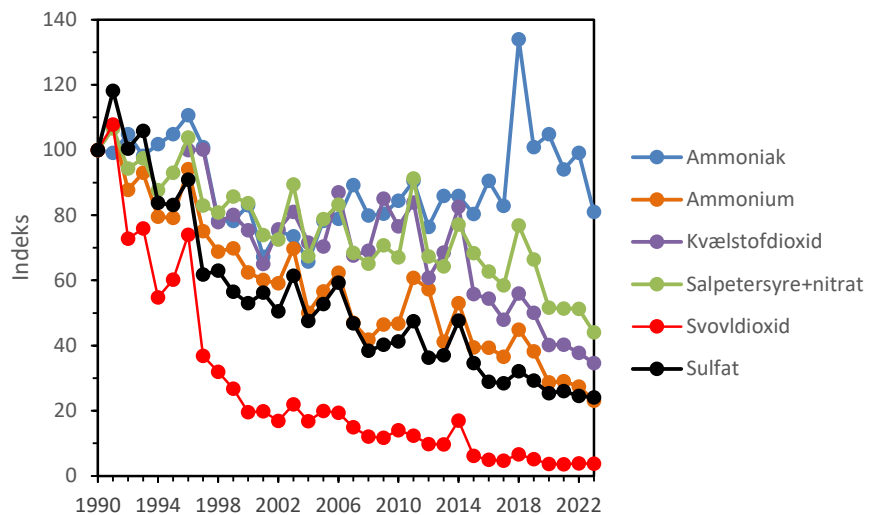
670 Partikulært bundet ammonium falder relativt jævnt gennem perioden fra
671 1990 til 2023 (Figur 2.9), og sammenholdt med ændringerne i EU-emissio-
672 nerne af ammoniak ses, at faldet i partikulært ammonium er omtrent dobbelt
673 så stort, som man skulle forvente på basis af faldet i udledningerne af ammo-
674 niak.

675 Disse forskelle mellem udviklingstendens for koncentrationerne og udlednin-
676 gerne kan forklares ud fra de kemiske reaktioner angivet ovenfor. Hastighe-
677 den af kemiske reaktioner falder, når der sker fald i koncentrationer af de ke-
678 miske forbindelser, som reagerer med hinanden. Figur 2.10 viser at luftkon-
679 centrationerne af de kemiske forbindelser i reaktionerne er faldet væsentligt
680 siden 1990, og navnlig er der sket et meget stort fald i koncentrationerne af
681 svovldioxid (svovldioxid fører til dannelse af svovlsyre i atmosfæren), men
682 der er også sket betydeligt fald i koncentrationerne af kvælstofdioxid (kvæl-
683 stofdioxid fører til dannelse af salpetersyre i atmosfæren). Dette betyder, at
684 den kemiske omdannelse af ammoniak til partikulært ammonium er faldet
685 betydeligt siden 1990, og at dannelsen af partikulært ammonium sker lang-
686 sommere. Derfor falder koncentrationerne af ammoniak langsommere end
687 man skulle forvente ud fra ændringerne i udledningerne, og koncentratio-
688 nerne af partikulært ammonium falder hurtigere end forventet ud fra ændrin-
689 gerne i udledningerne.

690 Depositionen af kvælstofforbindelserne er direkte bestemt af koncentration-
691 nerne af kvælstofforbindelserne. Udviklingstendensen for koncentrationerne
692 vil derfor give omtrent samme udviklingstendens for depositionen om end de
693 meteorologiske forhold også spiller en stor rolle for udviklingstendensen for
694 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).

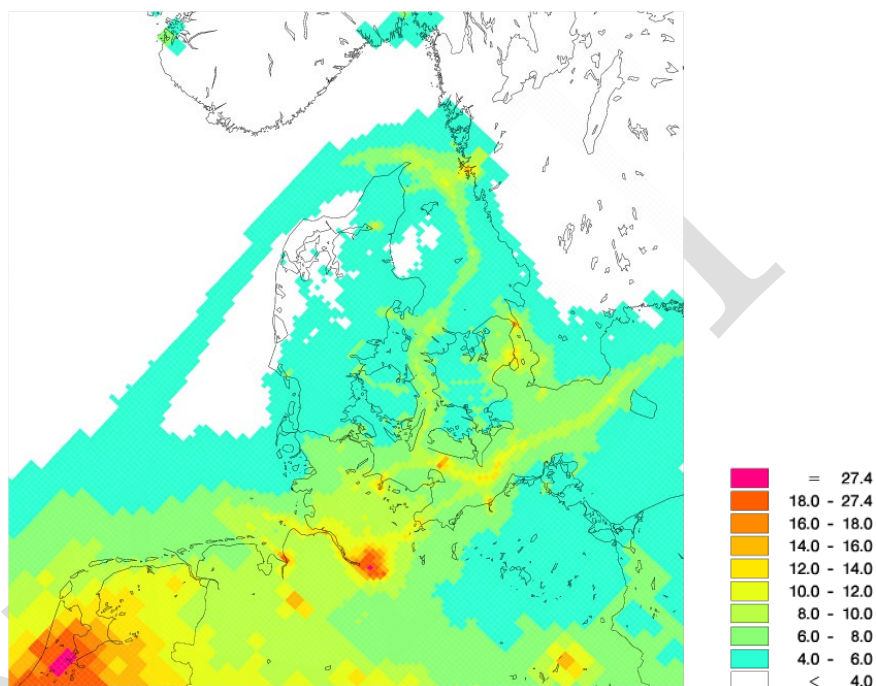
695
696
697
698
699
700
701

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.

702
703
704
705
706
707
708
709
710
711

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.



712
713
714

715
716
717

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 Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af svovl inden 2010 med 67 % set i forhold til 1990, hvilket er opfyldt. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft med forpligtelser til emissionsreduktioner for 2020. Danmark 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 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 våddedepositionen 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 våddedepositionen på Risø og Ulborg.

764
765
766
767
768
769

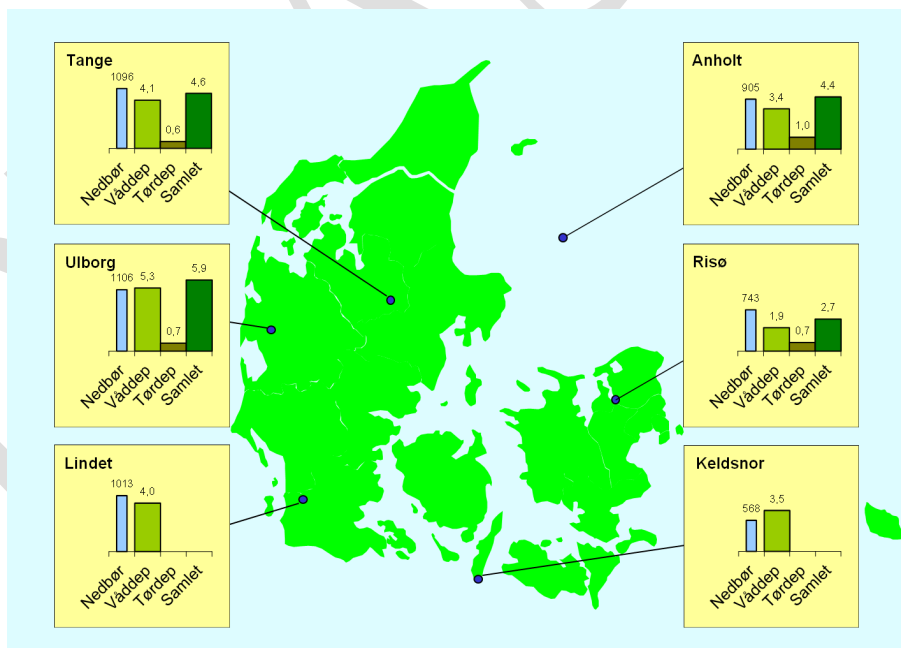
En relativt stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket sammen med en høj nedbørsmængde er en væsentlig del af forklaringen på, at der måles høj vådafsætning af svovl i den sydlige del af Jylland. Samtidigt hermed er bidraget fra havsalt større i Vestjylland end på Sjælland, da en stor del af havsalten stammer fra Vesterhavet.

770
771
772
773
774
775
776

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.

777
778
779
780
781
782
783
784

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.

785
786
787
788
789
790

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

791
792
793

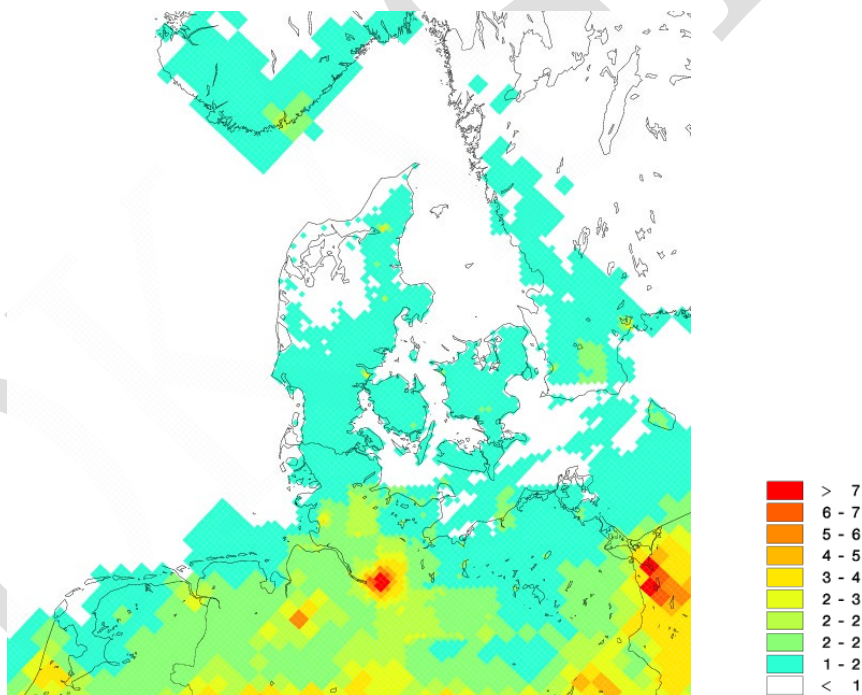
store nedbørsmængde i 2023, som har givet en stigning i våddepositionen på omkring 30% fra 2022 til 2023, hvilket dog også til dels blev kompenseret af en mindre tørdeposition.

794
795
796
797
798
799
800
801

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.

802
803
804
805
806
807

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.

808
809
810
811
812
813
814

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.

815 Ud fra sammenligning mellem resultaterne fra målinger og modelberegning-
816 ger estimeres usikkerheden for de enkelte regioner til at være op mod ± 40 %.

817
818

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

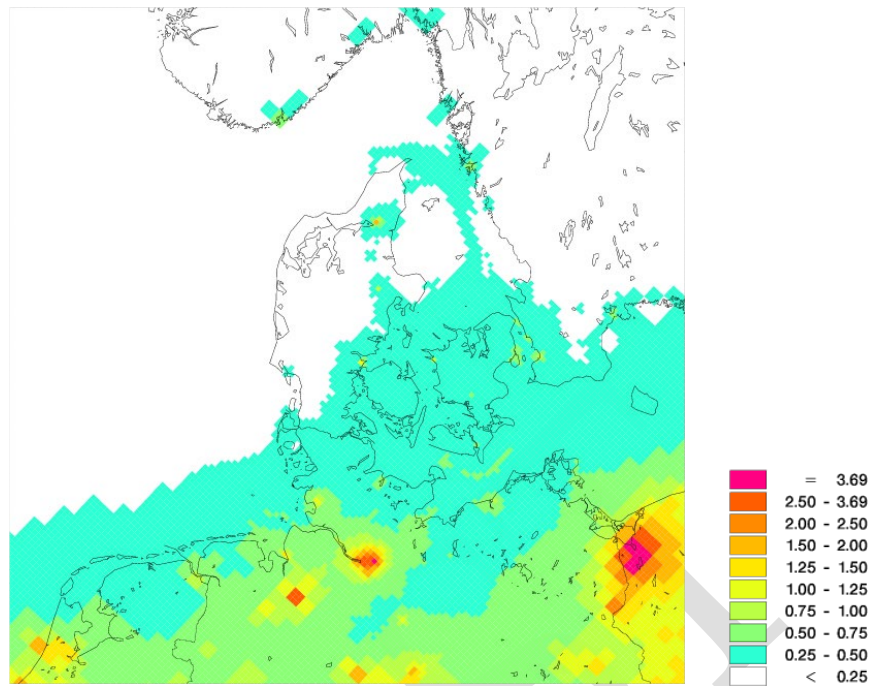
	Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition	Totaldeposition per areal	Areal
	1.000 ton S	1.000 ton S	1.000 ton S	kg S/ha	km ²
Nordjylland	0,3	0,5	0,8	1,0	7.908
Midtjylland	0,6	0,8	1,3	1,0	13.094
Syddanmark	0,6	0,8	1,4	1,2	12.130
Sjælland	0,5	0,4	0,9	1,2	7.268
Hovedstaden	0,2	0,2	0,3	1,2	2.568
Hele landet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

819

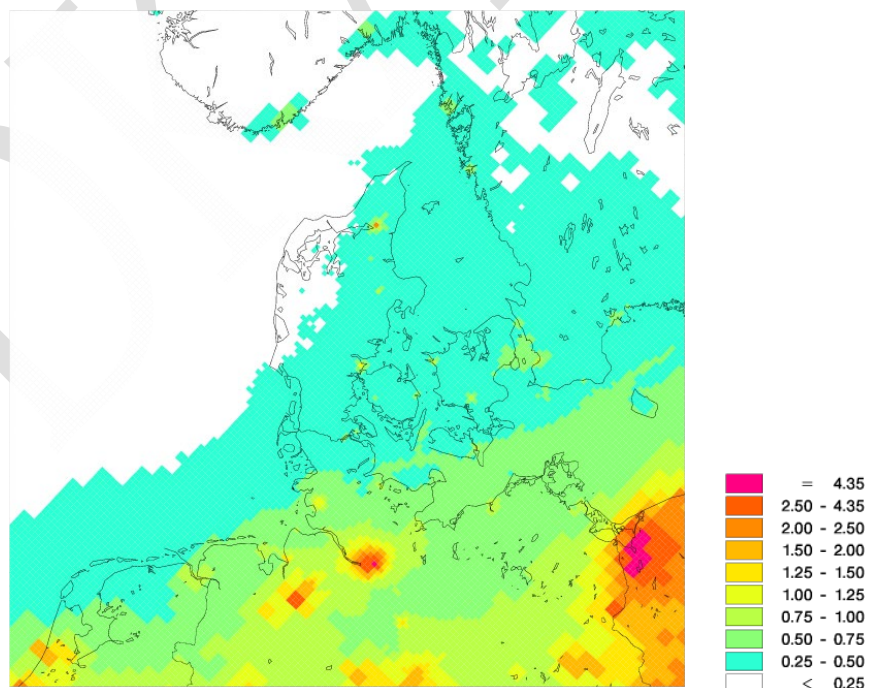
820 3.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

821 Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi
822 på 20 µg SO₂/m³ (svarende til 10 µg S/m³) for både års- og vintermiddelkoncen-
823 trationen (1. oktober til 31. marts hvilket inden for et givet år defineres som
824 middel af perioderne 1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31. december) af SO₂.
825 Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige ef-
826 fter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved Anholt, Tange, Ulborg og Risø i 2023 viser
827 årlig middelkoncentrationer på mellem 0,1-0,2 µg SO₂/m³, hvilket er omkring
828 100 gange mindre end grænseværdierne.

829 Luftforureningsmodellen DEHM anvendes til beregning af den geografiske
830 variation i koncentrationerne af SO₂. Figur 3.3 og 3.4 viser henholdsvis års- og
831 vintermiddelkoncentrationerne. De højeste vintermiddelkoncentrationer
832 uden for byområderne ses i den sydlige og østlige del af landet, hvor koncen-
833 trationerne hovedsagelig ligger under 0,5 µg SO₂/m³. I det meste af Jylland
834 ligger koncentrationerne under 0,5 µg SO₂/m³, mens koncentrationen ligger
835 under 0,25 µg SO₂/m³ i den nordvestlige del af Jylland. For årsmiddelkoncen-
836 trationerne i 2023 ses nogenlunde samme billede, hvor der dog er en større
837 del af det vestlige og nordlige Jylland, hvor koncentrationerne ligger under
838 0,25 µg/m³. Niveaulet i 2023 er lidt lavere end i 2022. De relativt set højere
839 koncentrationer beregnet for den sydlige og østlige del af landet skyldes dels
840 langtransport fra den nordlige del af Tyskland og Polen og dels indflydelse
841 fra skibstrafik. Reduktionerne i udledningerne af svovl fra skibstrafik i Øster-
842 søen og Nordsøen fra 2015 har dog mindsket indflydelsen fra skibstrafikken
843 og medført væsentligt lavere koncentrationer end set tidligere.
844
845



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. Navnlige 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 højeste 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

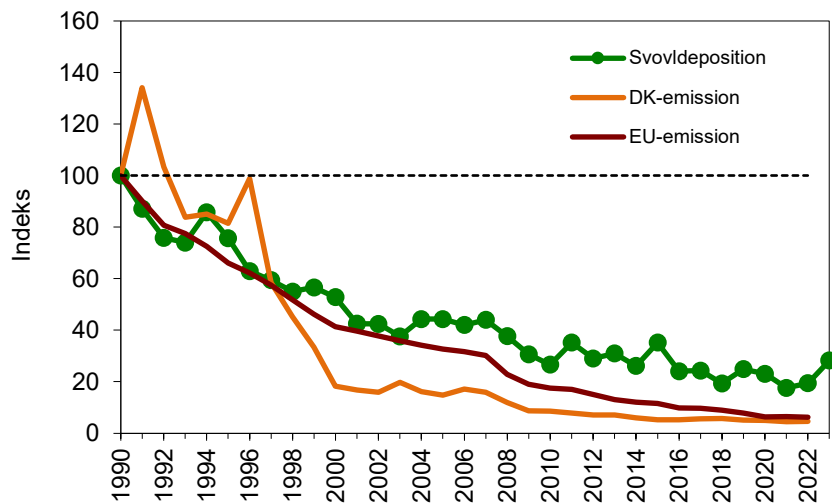
898 påvirker svovldepositionen i Danmark. Der er naturlige variationer fra år til
899 år i de meteorologiske forhold som påvirker svovldepositionen. F.eks. skyldes
900 det lille fald i depositionen fra 2017 til 2018 de ekstraordinært lave nedbørs-
901 mængder i 2018. Variationerne mellem årene skyldes også variationer i antal
902 og styrke af storme, idet et enkelt kraftigt stormvejr kan give et stort bidrag til
903 luftens indhold af sulfat som følge af havsalt, der naturligt indeholder sulfat.

904 Nedsættelsen af udledningerne af svovl har også medført en reduktion i luf-
905 tens indhold af svovldioxid (Figur 3.6). Det største fald ses i perioden frem til
906 omkring 2000, hvor det navnlig er reduktionen i de landbaserede kilder, der
907 er årsag til faldet i koncentrationen af svovldioxid. Fra 2000 til 2007 er kon-
908 centrationen af svovldioxid omtrent uændret og først efter 2007 begynder der
909 at ske et fald igen. Faldet i koncentrationerne efter 2007 skyldes primært ned-
910 sættelsen af svovlindholdet i skibsbrændstof i 2007, 2010 og 2015, som har gi-
911 vet en reduktion af udledningerne af svovldioxid fra skibstrafik. Navnlig ses
912 en markant reduktion på omkring 50 % i forbindelse med indførelse af krav
913 om 0,1 % svovlindhold fra den 1. januar 2015 (Figur 3.6).

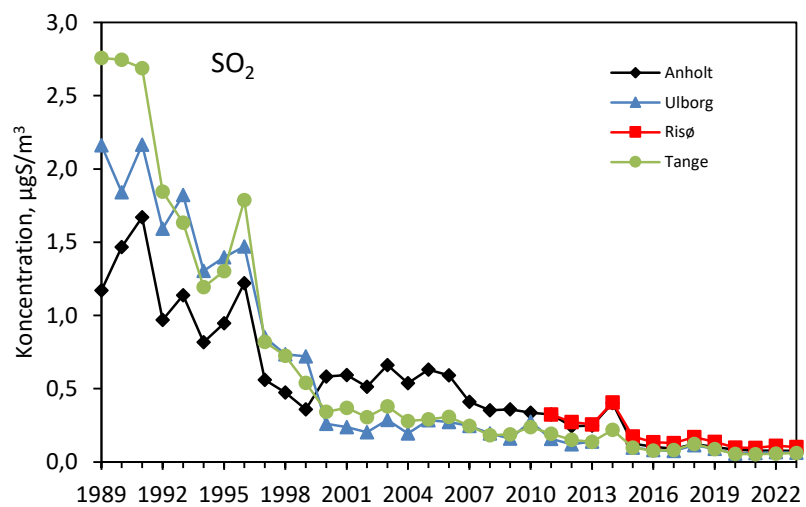
914 Ud over det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne
915 variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor variationer i
916 nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan
917 give relativt store variationer i koncentrationerne af svovldioxid. Den lille
918 stigning i koncentrationen fra 2017 til 2018 er et eksempel på dette, idet den
919 lave nedbørsmængde i 2018 har reduceret udvaskningen fra atmosfæren,
920 hvilket har medført højere luftkoncentrationer. I 2019 faldt koncentrationen
921 igen en smule, som følge af relativt store nedbørsmængder.

922 Fra 2019 til 2020 faldt koncentrationerne af svovldioxid med omkring 30 %,
923 mens niveauet er stort set uændret fra 2020 til 2022. Det relativt store fald fra
924 2019 til 2020 hænger formentligt sammen med, at der i 2020 blev indført nye
925 globale regler for udledning af svovl fra skibsfart. Restriktioner som følge af
926 COVID-19, som har medført fald i udledningerne af svovl, spiller formentligt
927 også en rolle i forbindelse med faldet fra 2019 til 2020. Det er dog ikke muligt
928 at adskille effekterne af disse hændelser fra ændringerne som følge af de na-
929 turlige variationer i de meteorologiske forhold.

930 Endvidere bidrager naturlige kilder også til variationerne fra år til år. Dette
931 ses for eksempel i 2014, hvor store udledninger af svovldioxid fra vulkansk
932 aktivitet på Island formentligt er hovedårsagen til den relativt høje koncen-
933 tration 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. 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.

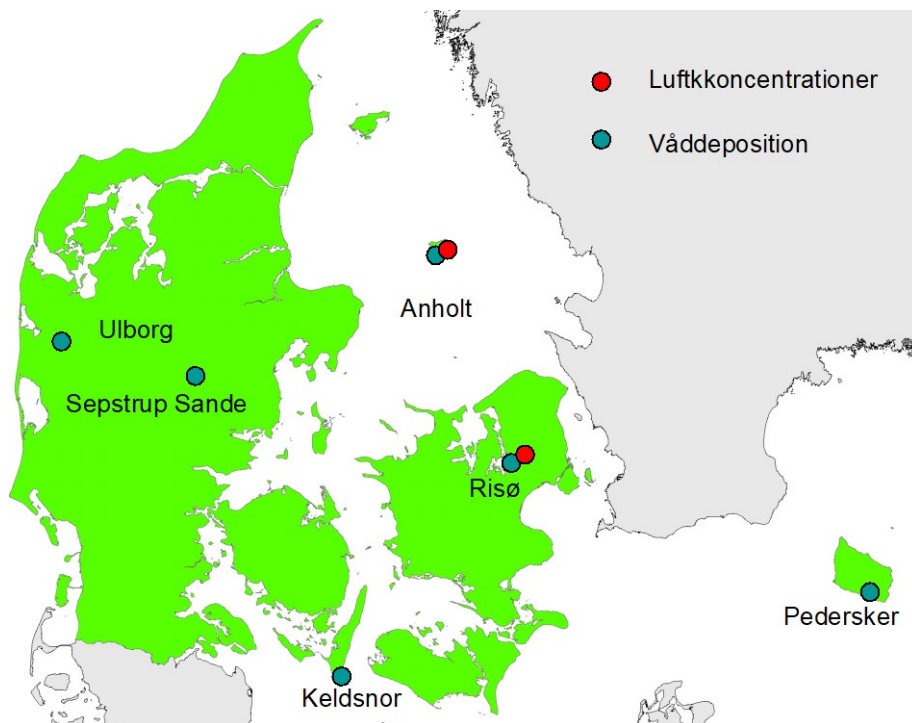
Den samlede deposition af tungmetaller (summen af tør- og våddeposition) til de indre danske farvande og danske landområder kan estimeres ud fra målingerne af våddeposition og beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Den samlede deposition fremgår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

986
987
988
989
990
991

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.

992
993
994
995

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.

996
997
998
999
1000
1001
1002
1003
1004
1005
1006

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.

1007
1008
1009
1010
1011
1012

1013
1014
1015
1016
1017

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.

1018
1019
1020
1021
1022
1023
1024
1025

En anden årsag til den store usikkerhed på estimerne af den samlede deposition af tungmetaller er, at estimerne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til $\pm 80\%$). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til vandområder og 20-30 % til landområder), hvilket betyder, at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke medfører samme store usikkerhed på estimatet af den samlede deposition.

1026
1027
1028

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

1029
1030
1031
1032

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
	$\mu\text{g}/\text{m}^2$	$\mu\text{g}/\text{m}^2$	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	-

1033
1034
1035
1036
1037
1038
1039
1040
1041
1042
1043
1044
1045

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.

1046
1047
1048
1049
1050
1051
1052

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.

1053 Dette skyldes ikke skift i målestationerne, men skift til en ny og bedre analy-
1054 semetode.

1055 Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere
1056 faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområ-
1057 der, der via den atmosfæriske transport bidrager med tungmetalledfald over
1058 Danmark. Denne emission har generelt været nedadgående de seneste årtier.
1059 Mest markant er fjernelse af bly (Pb) fra benzin og en generelt bedre rensning
1060 af røggasser.

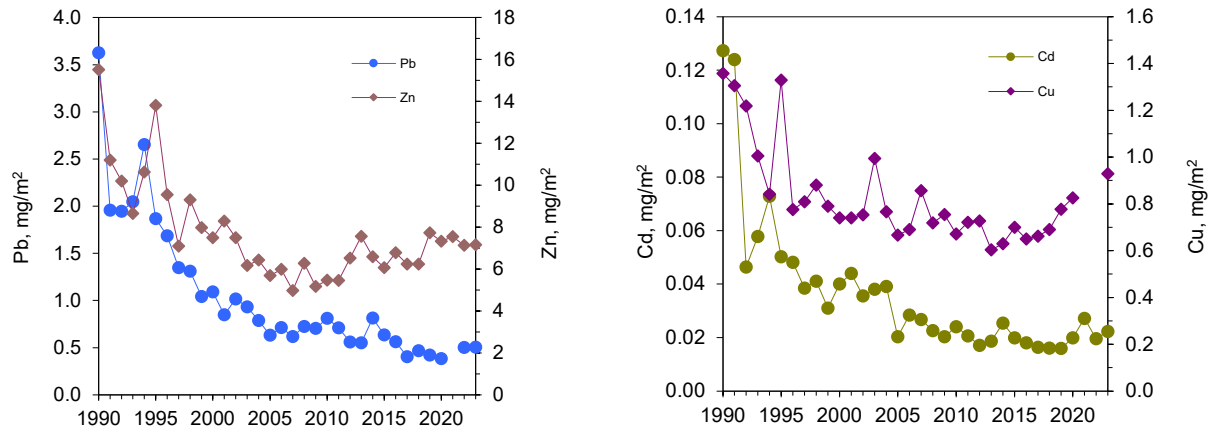
1061 I Figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra
1062 EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990) (EMEP, 2024) med målingerne
1063 ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositio-
1064 nerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-land-
1065 ene, hvilket er forventeligt, da tungmetallerne for en stor del langtransport-
1066 ters til Danmark fra store dele af resten af Europa. Ændringerne i danske
1067 emissioner spiller kun en mindre rolle for udviklingen i Danmark. For Cd ses
1068 et stort spring i luftkoncentrationerne fra 2010 til 2011, hvilket skyldes æn-
1069 dring til en bedre analysemetode med bedre detektionsgrænse og springet er
1070 derfor ikke udtryk for et reelt skift i koncentrationerne.

1071 For Cu ses en uændret emission for EU-landene, mens der ses en stigning for
1072 de danske emissioner. Udviklingstendensen for våddeposition og luftkoncen-
1073 trationer følger i begyndelsen af 1990'erne ikke udviklingen i emissionerne,
1074 men efter 1995 ligger luftkoncentrationer og våddeposition på et stort set kon-
1075 stant niveau i overensstemmelse med det konstante niveau for udledningerne
1076 i EU. For Cu i våddeposition mangler resultatet for 2021 og 2022 som følge af
1077 kontaminering.

1078 En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktu-
1079 elle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en vari-
1080 ation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to fak-
1081 torer har både indflydelse på variationen i partikkelkoncentrationerne og i våd-
1082 depositionen.

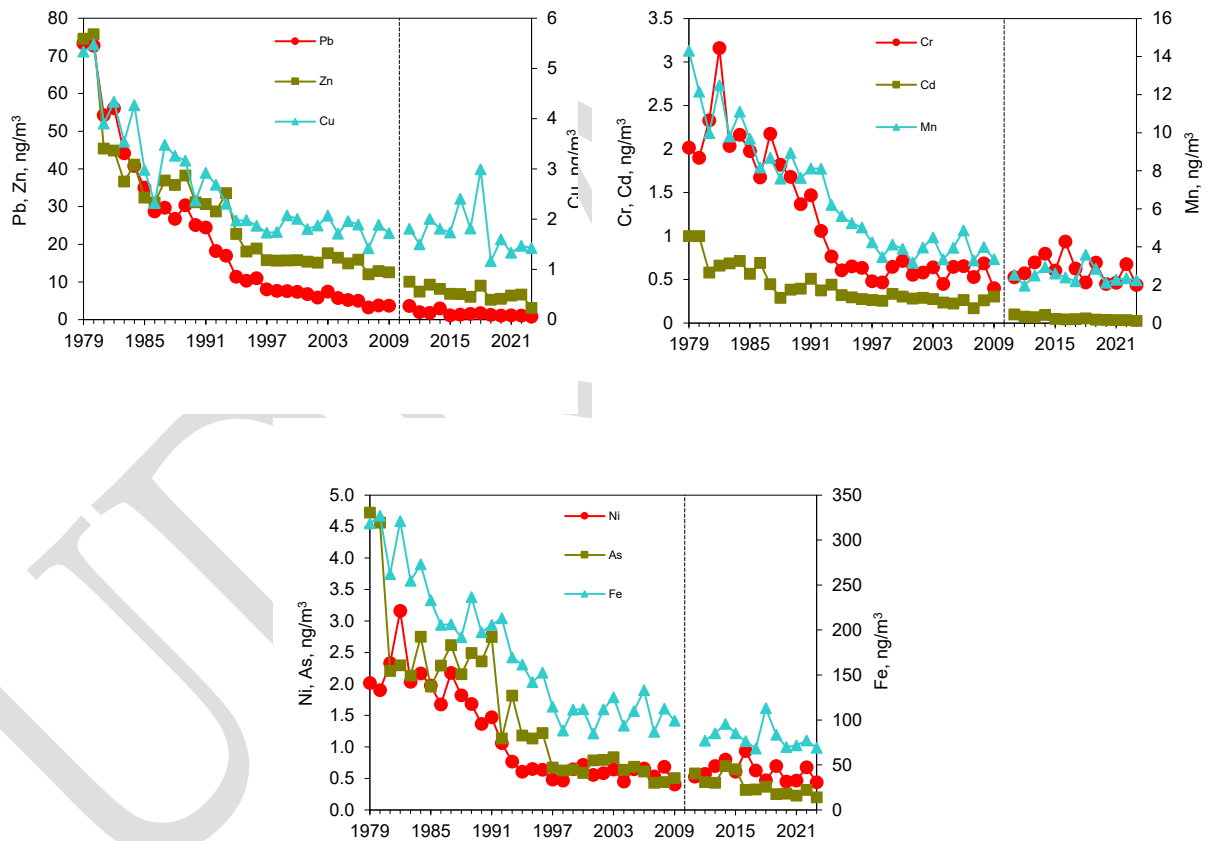
1083 For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen.
1084 Disse er mængden af nedbør, antallet af byger, nedbørsintensiteten samt i
1085 hvilket omfang transport af luftmasser med høje koncentrationer af partikler
1086 falder sammen med regnhændelser. Af disse grunde ses ofte en større varia-
1087 tion fra år til år i våddepositionen end i den gennemsnitlige koncentration af
1088 partikelbundne tungmetaller.

1089 Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere
1090 ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn
1091 findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu
1092 og Zn i 1995 (Figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målin-
1093 gerne fra 2003 og 2007 ses for Cu ligeledes en højere deposition, når der sam-
1094 menlignes med de foregående år. Det kan ikke udelukkes, at en del af forkla-
1095 ringen på de høje depositioner også her kan skyldes kontaminering af prø-
1096 verne.



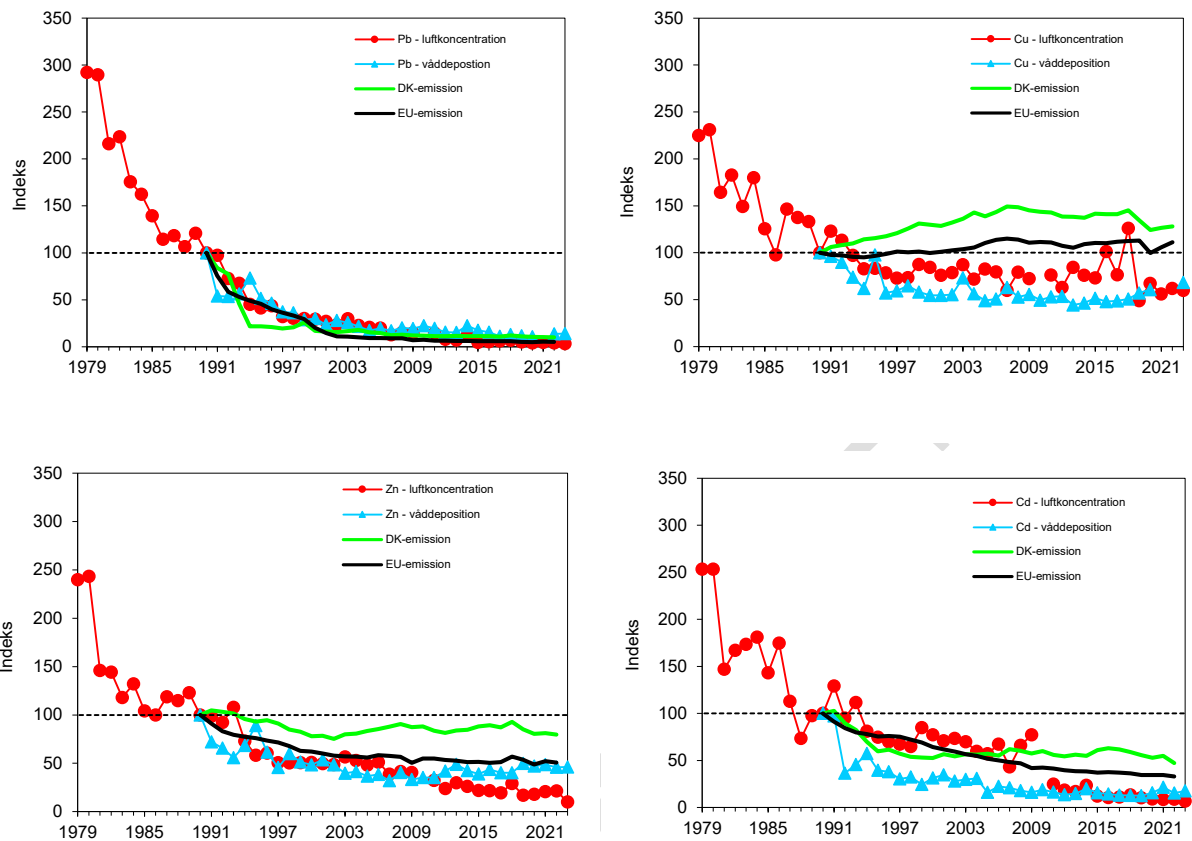
Figur 4.2. Tidsudvikling i årlig våddeposition siden 1990 af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg/m^2 , hvilket svarer til kg/km^2 . Resultaterne er gennemsnit for alle målestationer med måling af våddeposition. For Cu er der vist resultater for 2023, da kontamineringsproblemerne fra 2021 og 2022 er overstået.

1097



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.

1098



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.

1099
1100
1101
1102
1103
1104

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

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

Europæiske emissionsopgørelser for tungmetaller: [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://ceip.at)

1105

5 Ozon og vegetation

1106

5.1 Relevans

1107

1108

1109

1110

1111

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.

1112

5.2 Målsætning

1113

1114

1115

1116

1117

1118

1119

1120

1121

1122

1123

1124

1125

1126

1127

1128

1129

1130

1131

1132

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.

1133

1134

1135

1136

1137

1138

1139

1140

1141

1142

1143

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.

1144

1145

1146

1147

1148

1149

1150

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

1151 Commission for Europe) konvention om langtransporteret grænseoverskri-
1152 dende luftforurening (CLRTAP), hvor Working Group on Effects har lavet
1153 omfattende studier for at fastlægge denne indikator bedst muligt (Mills, 2017).

1154 POD_Y er lige som AOT40 baseret på en tærskelværdi. Ozonfluxen skal op over
1155 en vis tærskelværdi, før ozon gør skade. Enheden for ozonfluxen er
1156 $nmol\ m^{-2}\ s^{-1}$, hvor m^{-2} henfører til et mål for vegetationens bladareal. Tærskel-
1157 værdien γ afhænger af plantetypen. For skov og semi-naturlig vegetation er
1158 den $1\ nmol\ m^{-2}\ s^{-1}$ og for korn (hvede) $3\ nmol\ m^{-2}\ s^{-1}$ (Mills, 2017). Den akku-
1159 mulerede ozonflux POD_Y (enhed $mmol\ m^{-2}$) beregnes for vækstsæsonen, hvor
1160 planterne har aktive spalteaåbninger. Til eksempel er vækstsæsonen fastlagt til
1161 perioden fra den 1. april til 30. september for skov og 90 dage for korn (Mills,
1162 2017).

1163 For at kunne inkludere ozonfluxestimer under overvågningsprogrammet er
1164 regionalskalemodellen DEHM blevet udvidet med et modul til beregning af
1165 ozonflux. Yderligere detaljer om ozonflux kan findes i Ellermann *et al.* (2019c).

1166 5.3 Tilstand, udvikling og årsag

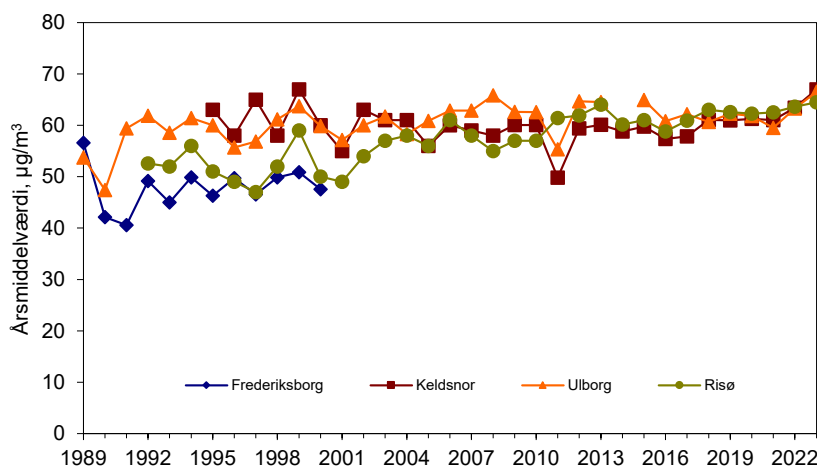
1167 Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil
1168 2000 også i Frederiksborg i Nordsjælland. Figur 5.1 viser årgennemsnittet af
1169 koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2023 ligger
1170 årgennemsnittet på ca. $66\ \mu g/m^3$ (svarende til 33 ppb). Årsmiddelkoncentra-
1171 tioner ligger i 2023 på niveau med 2022 omend der har været en lille stigning
1172 (ca. 4%), hvilket er andet år i træk med en stigning på ca. 4%. Årsmiddelkon-
1173 centrationerne har en vis år til år variation, og der er de fleste år en mindre
1174 forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2023 er
1175 der dog stort set ingen forskel på koncentrationerne. Hovedparten af den
1176 ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er trans-
1177 porteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa, hvilket
1178 er forklaringen på, at der er så lille forskel mellem målestationer. I løbet af
1179 årene er der en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestatio-
1180 nerne end tidligere, hvilket er en følge af, at NO_x -emissionen er reduceret
1181 blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

1182 Årsmiddelkoncentrationerne har ligget på nogenlunde samme niveau gen-
1183 nem de seneste 15 år, selv om der ses en tendens til en svag stigning i koncen-
1184 trationerne gennem den seneste årrække. Når man kigger på udviklingsten-
1185 densen helt tilbage til målingernes begyndelse i 1989, ses en lidt tydeligere
1186 tendens til stigning i koncentrationerne af ozon på målestationer i Dan-
1187 mark.

1188 Ozon dannes i atmosfæren via fotokemiske reaktioner som involverer kvæl-
1189 stofoxider og flygtige organiske forbindelser. Udledningerne af disse precu-
1190 sere til ozondannelse er faldet meget markant gennem de seneste årtier,
1191 blandt andet på grund af regulering med det mål at få ozonkoncentrationerne
1192 til at falde. Målingerne viser, at dette ikke er sket, hvilket der er flere årsager
1193 til. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og varme
1194 somre har ført til øget fotokemisk aktivitet på europæisk plan. Forhøjede
1195 ozonkoncentrationer i Danmark er oftest forbundet med luftmasser, der brin-
1196 ges ind over landet fra Centraleuropa, hvor der i industriområder og områder
1197 med høj befolkningstæthed og meget trafik kan dannes høje ozonkoncentra-
1198 tioner. Også tørve- og skovbrande synes at have betydning, blandt andet pga.
1199 at disse brande producerer stoffer, som medvirker til ozondannelse. Meteorolo-

1200
1201
1202
1203
1204
1205
1206
1207
1208
1209
1210

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. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO_2) 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. Årgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

1211
1212
1213
1214
1215
1216
1217
1218
1219
1220

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).

1221
1222
1223
1224
1225
1226

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.

1227
1228
1229
1230
1231
1232
1233
1234

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

1235
1236
1237
1238

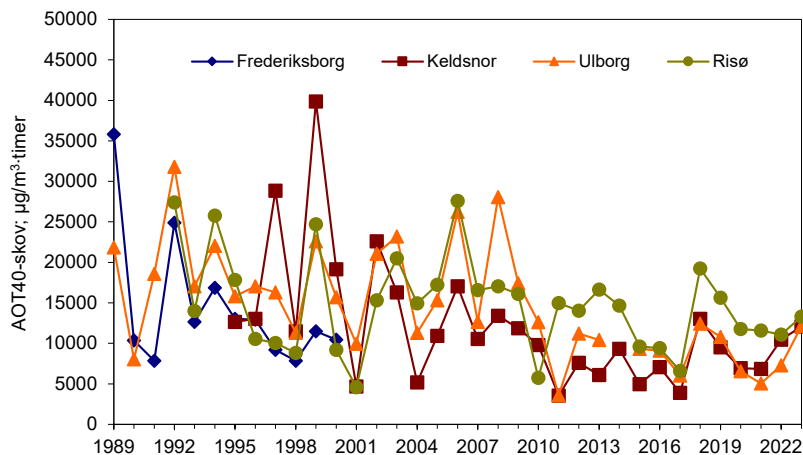
målestationer er ca. 50% højere end i 2022. Selv om der er tale om en relativt stor stigning fra 2022 til 2023, så er det ikke udtryk for en markant ændring, da variationen mellem årene er stor grundet de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

1239
1240
1241
1242
1243

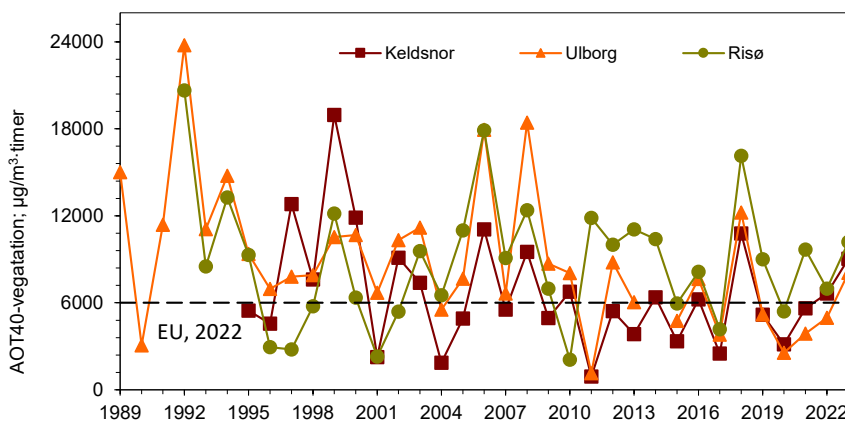
Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2019-2023 (Keldsnor: 5.900 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Ulborg: 4.900 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Risø: 8.200 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$)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

1244
1245
1246
1247
1248

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.



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

1249
1250
1251
1252
1253
1254
1255
1256
1257
1258
1259

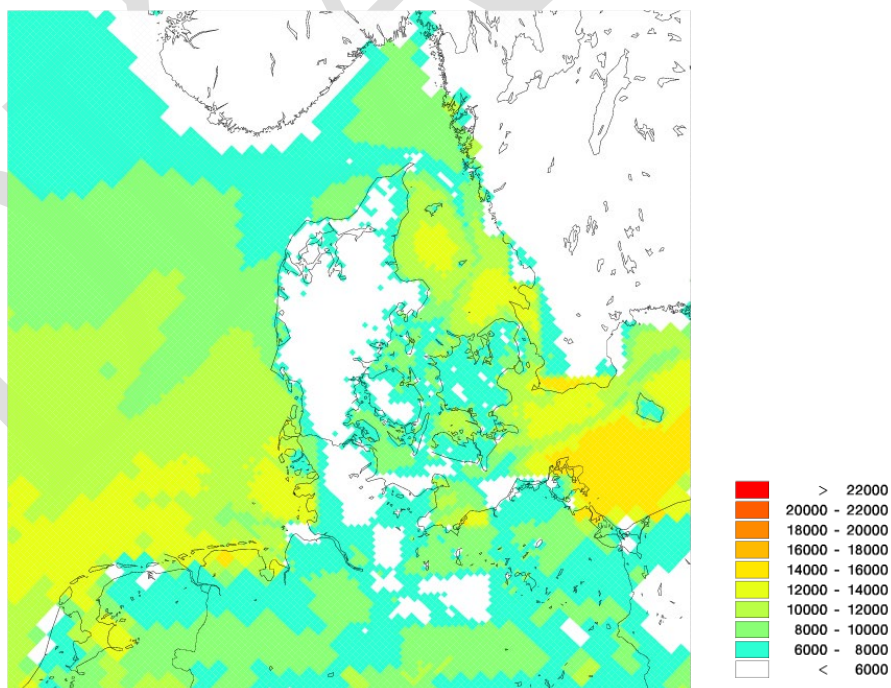
AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 i 2023 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under 8.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket er i rimelig god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

1260
1261
1262
1263
1264
1265
1266
1267

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.

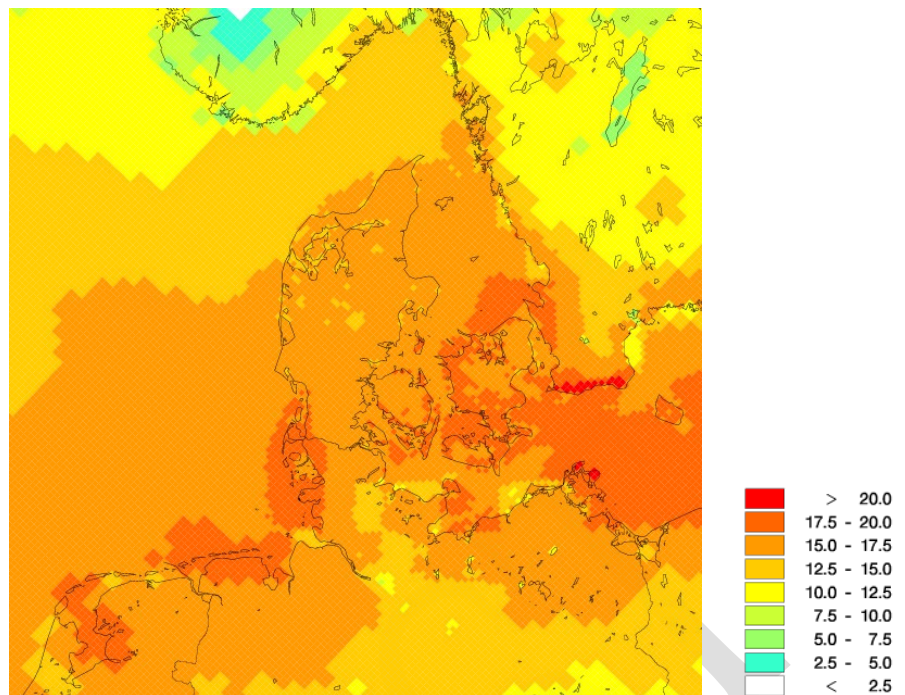
1268
1269
1270
1271

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.



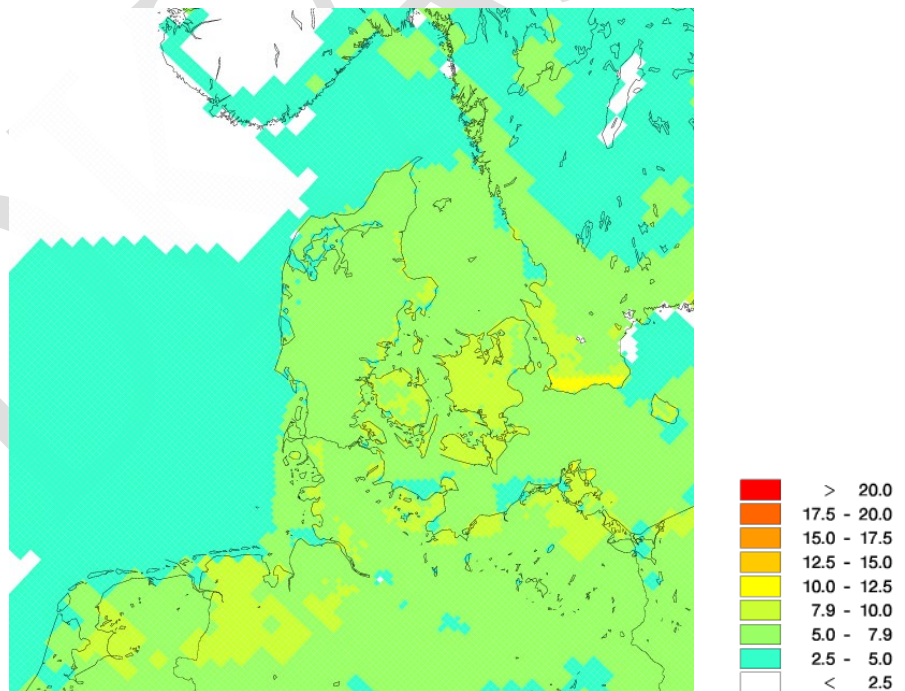
Figur 5.4. AOT40 for 2023 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb-timer.

1272
1273



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.

1274



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.

1275
1276
1277
1278
1279
1280

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

1281
1282
1283

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).

1284
1285
1286

Links

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

UDKAST

1287
1288

6 Deposition af miljøfarlige forurenende organiske stoffer

1289
1290
1291
1292
1293
1294
1295
1296
1297
1298

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, og for at få mere information om kilderne (danske eller udenlandske) til pesticiderne er overvågningsprogrammet siden 2017 blevet udvidet med målinger af luftkoncentrationer af pesticider. Den første del af kapitlet præsenterer resultaterne fra våddepositionen af pesticider, nitrophenoler og PAH, mens den anden del af kapitlet præsenterer resultaterne fra måling af luftkoncentrationer af pesticider.

1299
1300
1301
1302
1303
1304
1305

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.

1306
1307
1308
1309
1310
1311
1312
1313

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.

1314
1315
1316
1317
1318
1319
1320
1321

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.

1322
1323
1324
1325
1326
1327
1328

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.

1329
1330
1331
1332

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

1333 20 udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter herfra. De stoffer, der ind-
1334 går i måleprogrammet, blev valgt i 2004 på basis af en pilotundersøgelse fo-
1335 retaget i perioden fra januar 2000 til juli 2001 (*Asman et al., 2005*). Der er ved
1336 valget af stoffer taget hensyn til, at stofferne med en vis sandsynlighed kan
1337 findes i luften på gasform, partikulært bundet eller opløst i regn- og skydrå-
1338 ber. Endelig er der også taget hensyn til, at visse analysemetoder omfatter
1339 mange miljøfarlige forurenende organiske stoffer på en gang, så antallet af
1340 undersøgte stoffer, maksimeres i forhold til de økonomiske udgifter til analy-
1341 serne. Listen med pesticider er blevet revideret undervejs. Pesticider, som
1342 ikke blev detekteret i de første 3-4 år, blev slettet af listen (chloridazone, fen-
1343 propimorph), mens prosulfocarb, som blev anset for at være relevant på
1344 grund af stoffets evne til fordampning, blev tilføjet listen. I 2020 er der yderli-
1345 gere tilføjet clomazon og diflufenican, som har vist relativt højt fordammings-
1346 potentiale i andre undersøgelser.

1347 Prøverne er opsamlet over perioder på to måneder. I opsamlingsperioden op-
1348 bevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdamp-
1349 ning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen pr. arealenhed er beregnet
1350 på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det op-
1351 samlede og analyserede regnvand.

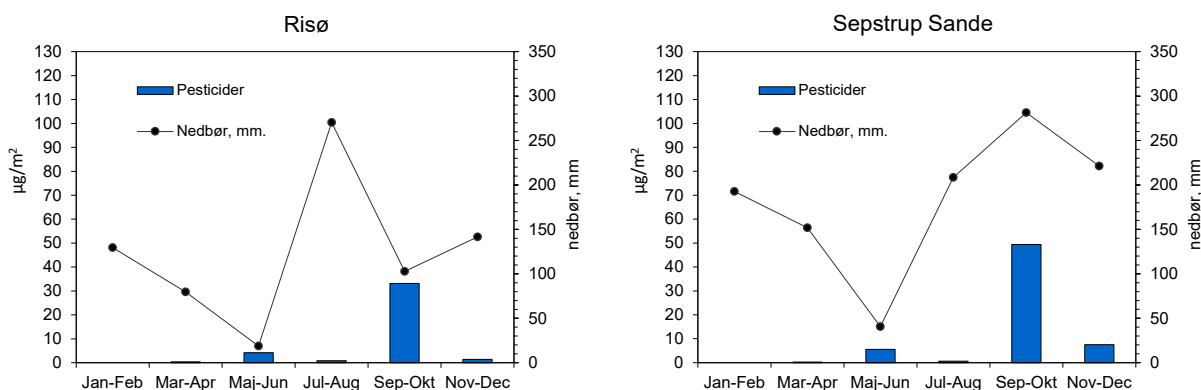
1352 Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2023 ved
1353 Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2023.
1354 Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, diuron,
1355 epoxiconazole, hydroxyatrazin, hydroxysimazine, isoproturon, metamitron,
1356 og metazachlor blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen i
1357 2023. For atrazin og de to nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sam-
1358 men med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

1359 I 2023 lå den samlede våddeposition af pesticider på henholdsvis 43 og
1360 63 µg/m² for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektions-
1361 grænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

1362 Terbutylazin er stadigvæk fundet i nedbør selv om den ikke er godkendt til
1363 anvendelse i Danmark. Stoffet og dets nedbrydningsprodukt desethylter-
1364 butylazin må derfor antages at være transporteret luftbåret til Danmark fra
1365 udlandet.

1366 De største bidrag til våddeposition af pesticider på begge lokaliteter kommer
1367 fra prosulfocarb og pendimethalin, hvoraf prosulfocarb er langt den væsent-
1368 ligste. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker typisk i
1369 september og oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest
1370 til depositionen. Den samlede våddeposition i september og oktober ved Risø
1371 og Sepstrup Sande er 36 og 49 µg/m², hvor prosulfocarb bidrager med mere
1372 end 98% af den samlede deposition af pesticider i september og oktober.

1373



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.

1374
1375
1376

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

1377

1378
1379
1380
1381
1382
1383
1384
1385

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).

1386
1387
1388
1389
1390
1391
1392
1393
1394

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.

1395
1396

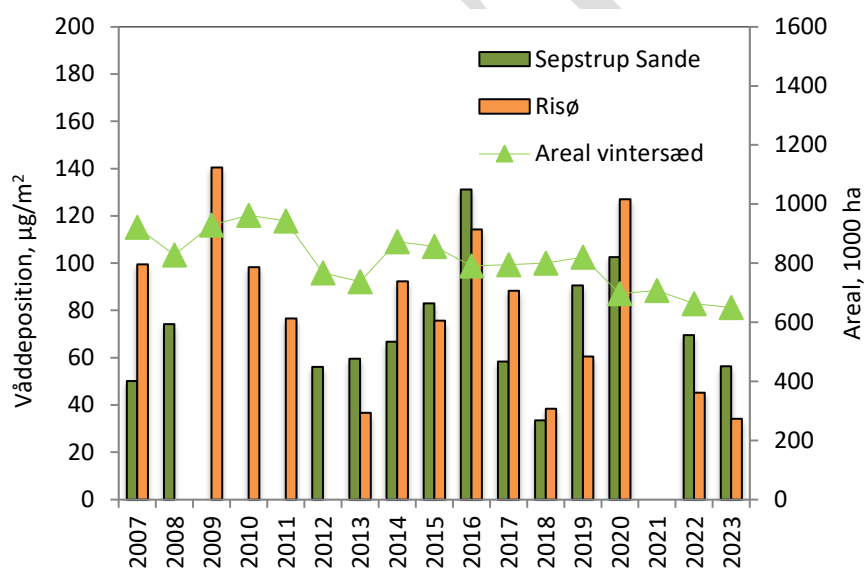
Nedbørsmængden spiller generelt en stor rolle for mængden af luftforurening, som våddeponeres. I Figur 6.3 ses våddepositionen af prosulfocarb på

1397
1398
1399
1400
1401
1402
1403
1404
1405
1406
1407

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.

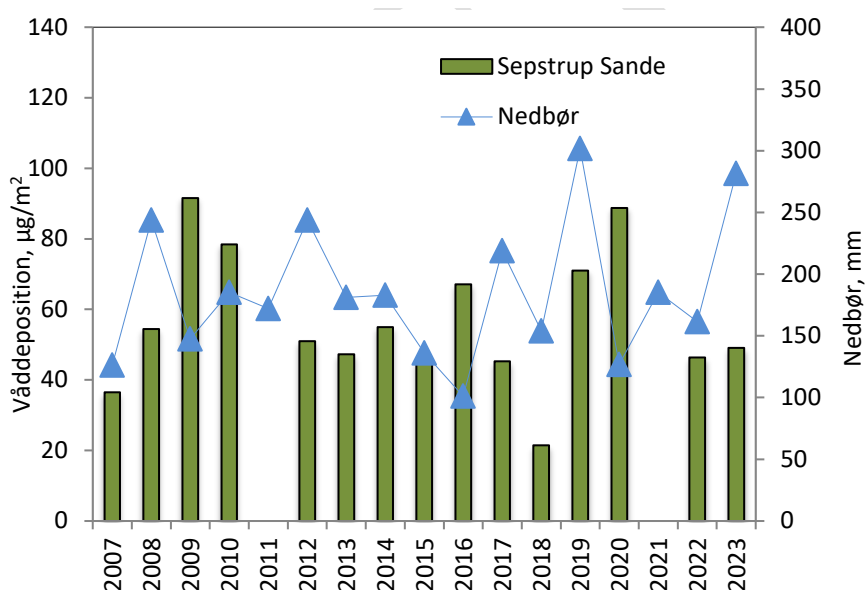
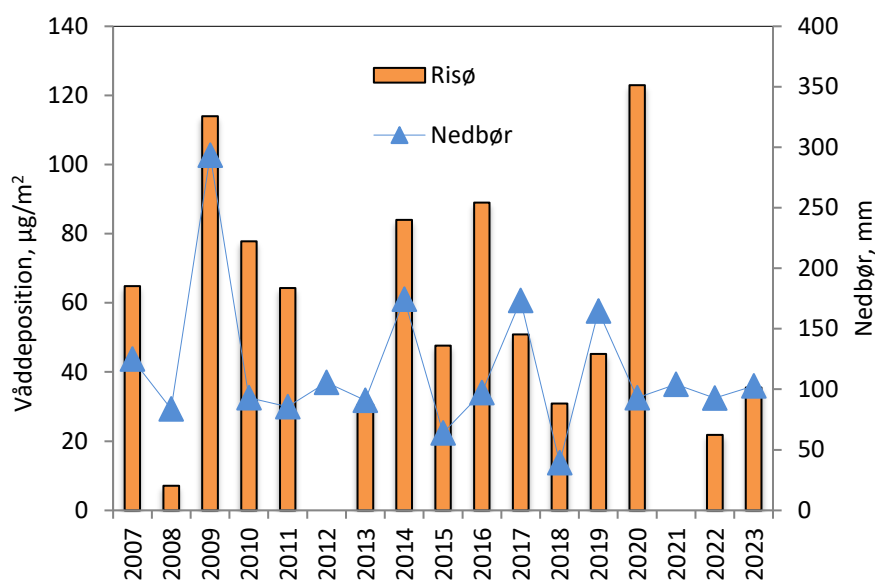
1408
1409
1410

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 opsamler, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.

1411



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.

1412
1413
1414
1415
1416
1417
1418
1419
1420
1421

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.

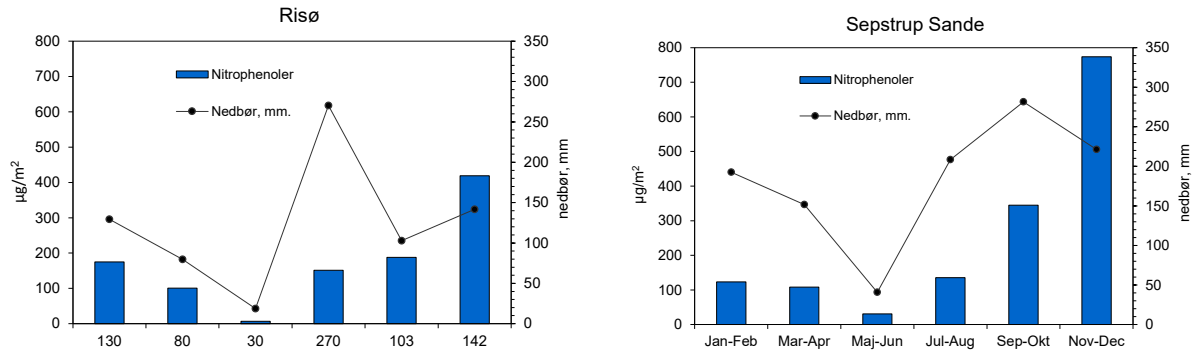
1422
1423

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

1424
1425
1426
1427
1428

for Risø og Sepstrup Sande. Da der på målestationen ved Risø mangler måle-
resultater 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.

1429



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.

1430

1431
1432

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

1433

1434

1435

1436

1437

1438

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.

1439

1440

1441

1442

1443

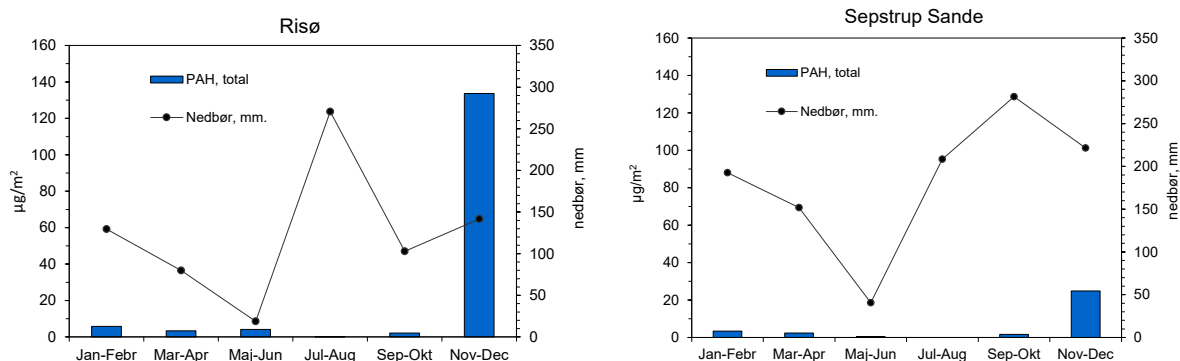
Prøverne er opsamlet over perioder på to måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

1444

1445

1446

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.

1447

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

1448

1449

1450

1451

1452

1453

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

- 1455 Asman, W.A.H., Jørgensen, A., Bossi, R., Vejrup, K.V., Mogensen, B.B. & Gla-
1456 sius, M. 2005: Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in
1457 Denmark: measurements and contributions from regional sources. *Chemo-*
1458 *sphere* 59, 1023-1031.
- 1459 Bak, J. 2023. Reduktionsmål for danske ammoniakemissioner. Aarhus Univer-
1460 sitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 37 s. - Teknisk rapport nr.
1461 27.
- 1462 Barré, J., Petetin, H., Colette, A., Guevara, M., Peuch, V.H., Rouil, L., Engelen,
1463 R., Inness, A., Flemming, J., Pérez García-Pando, C., Bowdalo, D., Meleux, F.,
1464 Geels, C., Christensen, J.H., Gauss, M., Benedictow, A., Tsyro, S., Friese, E.,
1465 Struzewska, J., Kaminski, J.W., Douros, J., Timmermans, R., Robertson, L.,
1466 Adani, M., Jorba, O., Joly, M. & Kouznetsov, R. 2021: Estimating lockdown-
1467 induced European NO₂ changes using satellite and surface observations and
1468 air quality models, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(9), 7373-7394.
1469 <https://doi.org/10.5194/acp-21-7373-2021>
- 1470 Blicher-Mathiesen, G., Thorsen, M. Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E.,
1471 Larsen, S.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2024. Land-
1472 overvågningsoplande 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt
1473 center for Miljø og Energi, 272 s. - Videnskabelig rapport nr. 589.
1474 [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rap-](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR589.pdf)
1475 [porter_500-599/SR589.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR589.pdf)
- 1476 Cappelen, J. og Jørgensen, B. V. 2007: Dansk vejr siden 1874 - måned for må-
1477 ned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. DMI, Kø-
1478 benhavn, Danmark. 11 s. - Teknisk rapport 07-02 samt tilhørende data under
1479 No. 07-02 på: [http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/-](http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/-2013/)
1480 [2013/](http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/-2013/)
- 1481 DCE 2024: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](https://dce.au.dk/udledning-af-luftforurening)
- 1482 DMI 2024: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>
- 1483 EC 2005: Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council
1484 of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and
1485 polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the Euro-
1486 pean Union L23/3.
- 1487 EC 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council
1488 of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official
1489 Journal of the European Union L152/1.
- 1490 Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L.
1491 & Geels, C. 2015: Atmosfærisk deposition 2014. NOVANA. Aarhus Universi-
1492 tet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 88s. -Videnskabelig rapport
1493 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163.
1494 <http://www2.dmu.dk/Pub/SR163.pdf>.
- 1495

- 1496 Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Løfstrøm, P., Lansø,
1497 A. S., Monies, C., Geels, C., & Poulsen, M. B., 2021: Atmosfærisk deposition
1498 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og
1499 Energi. 95s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og
1500 Energi nr. 471. <http://dce2.au.dk/pub/SR471.pdf>
- 1501 Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A. S., Geels,
1502 C., & Poulsen, M. B., 2023: Atmosfærisk deposition 2021. NOVANA. Aarhus
1503 Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 78s. – Videnskabelig
1504 rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 525.
1505 <http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>
- 1506 Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling,
1507 A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.K., Winther, M.,
1508 Poulsen, M.B., Sørensen, M.O.B., 2024: Luftkvalitet 2022. Status for den natio-
1509 nale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center
1510 for Miljø og Energi, 154 s. – Videnskabelig rapport nr. 580.
1511 <http://dce2.au.dk/pub/SR580.pdf>.
- 1512 Nordstrøm, C., Ellermann, T., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling,
1513 A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.K., Winther, M.,
1514 Poulsen, M.B., Sørensen, M.O.B., 2024: Luftkvalitet 2023. Status for den natio-
1515 nale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center
1516 for Miljø og Energi, xxx s. – Videnskabelig rapport nr. xxx.
1517 <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>.
- 1518 Ellermann, T., Christensen, J. & Nygaard, J., 2019: Modelberegning af ozonflux
1519 i relation til ozons skader på vegetation. Notat fra DCE – Nationalt center for
1520 miljø og energi. 14 s. [http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivel-
1521 ser/Notater_2019/DEHM_Ozonflux.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/DEHM_Ozonflux.pdf).
- 1522 EMEP 2024: EMEP emissions database. [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://www.emep.europa.eu/)
- 1523 EU 2016: Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the
1524 Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain
1525 atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Di-
1526 rective 2001/81/EC (1). Official Journal of the European Union L344, vol. 59,
1527 17 December 2016.
- 1528 IMO, 2021: [IMO 2020 - cleaner shipping for cleaner air](https://www.imo.org/en/2021/01/imo-2020-cleaner-shipping-for-cleaner-air/)
- 1529 Johansson, L., Jalkanen, J.-P., and Kukkonen, J. 2017: Global assessment of
1530 shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution. Atmos-
1531 pheric Environment 167, 403-415,
1532 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.042>.
- 1533 Kärenlämpi, L. & Skärby, L. (eds.) 1996: Critical Levels for Ozone in Europe:
1534 Testing and finalizing the Concepts. -UNECE workshop report, University of
1535 Kuopio, Finland.
- 1536 Mills, G., 2017: III. Mapping critical levels for vegetation. [www.unece.org/fi-
1537 leadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/EMEP/Final_new_Chap-
1538 ter_3_v2_August_2017_.pdf](http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/EMEP/Final_new_Chapter_3_v2_August_2017.pdf). Revised Chapter 3 of the Manual on Method-
1539 ologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels
1540 and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Publisher: Federal Environmen-
1541 tal Agency (Umweltbundesamt), Berlin, 2004.

- 1542 Munoz, A., Borrás, E., Ródenas, M., Vera, T. & Pedersen, H.A. 2018: Atmos-
1543 pheric Oxidation of a Thiocarbamate Herbicide Used in Winter Cereals. Envi-
1544 ron. Sci. Technol. 2018, 52, 16, 9136–9144
- 1545 Nielsen, O-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M.,
1546 Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H. & Bruun, H.G.
1547 2024: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission in-
1548 ventories from the base year of the protocols to year 2022. Aarhus University,
1549 DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 628 pp. Scientific Report
1550 No. 595.
- 1551 Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J. & Plejdrup, M. 2009:
1552 Ship emissions and air pollution in Denmark. Present situation and future
1553 scenarios. Report from Danish Environmental Protection Agency, Copenha-
1554 gen, Denmark, Environmental project No. 1307, 2009, Miljøprojekt, 134 p.
1555 [http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-
1556 1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf](http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf)
- 1557 Permalink. 2023: <https://permalink.aeris-data.fr/CAMS-GLOB-SHIP> (tilgået
1558 januar 2023)

1559
1560
1561

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

1562
1563
1564
1565
1566
1567
1568
1569

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.

1570
1571
1572
1573
1574
1575
1576

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.

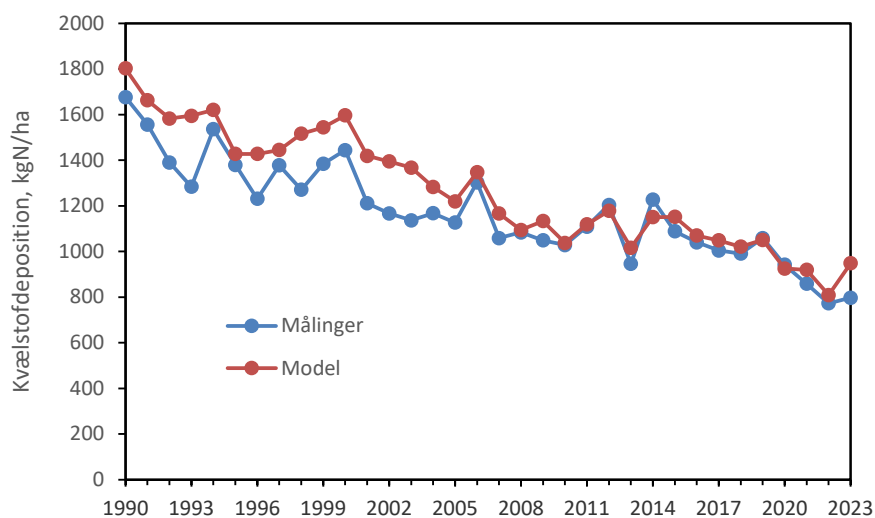
1577
1578
1579
1580
1581

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.

1582
1583
1584
1585
1586
1587
1588
1589

De samlede modelbereggede 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 modelbereggede kvælstofdepositioner for gennemsnit af de fire gitterfelter, hvor målestationerne er placeret.

1590
1591
1592



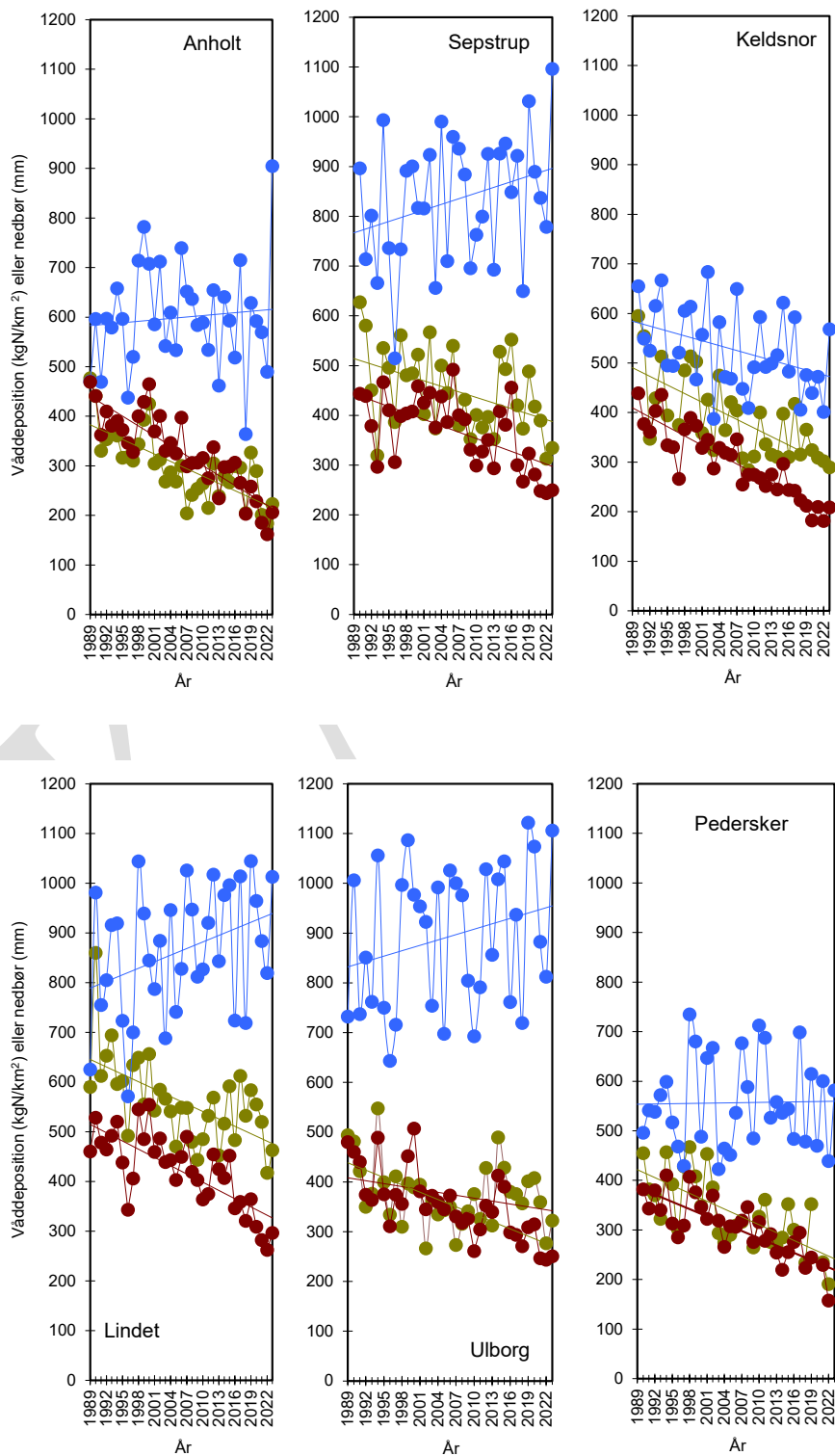
Figur A1. Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof som gennemsnit for resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Tange er våddeposition fra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

1594

1595

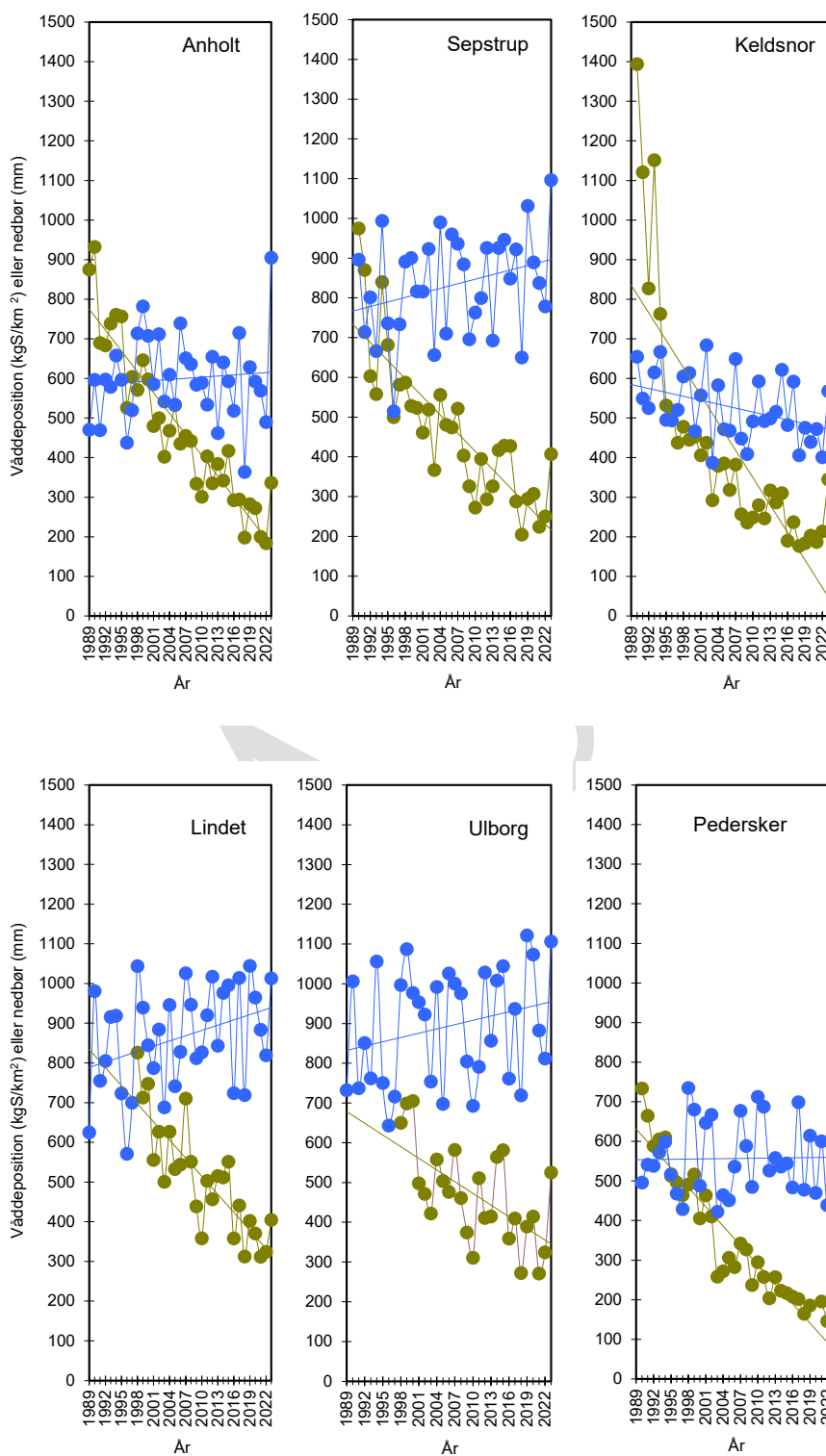
1596

Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne

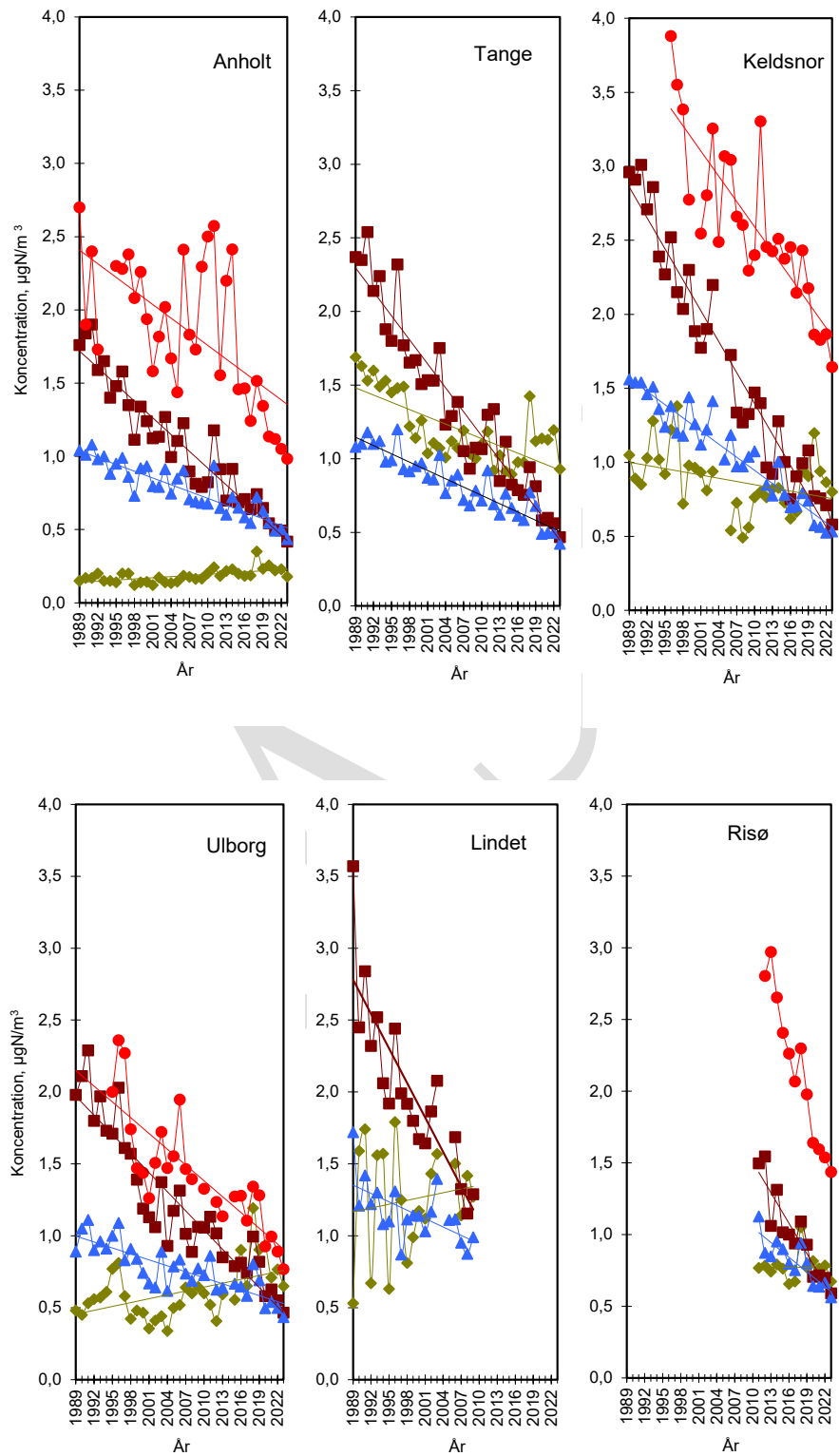


Figur A2. Årlig våddeposition (kg N/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). Kg N/km² omregnes til kg N/ha ved at dividere med 100.

1597



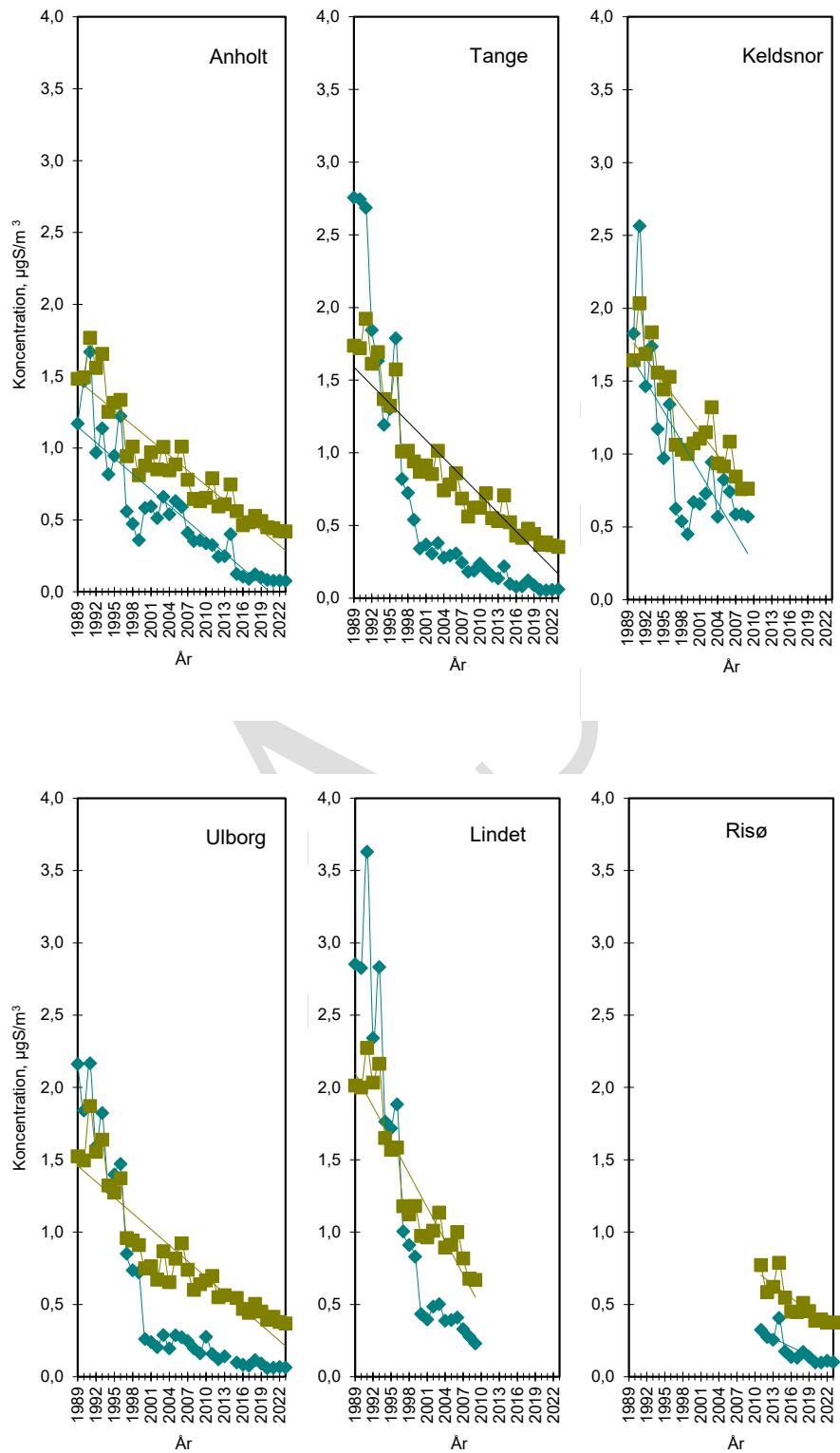
Figur A3. Årlig våddeposition (kg S/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørs- mængde (blå, mm). Kg S/km² omregnes til kg S/ha ved at dividere med 100.



Figur A4. Årsmiddeldkoncentrationer 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.

1599

1600



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

1602
1603
1604

Bilag 3 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige forurenende organiske stoffer

1605
1606
1607
1608
1609
1610

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).

1611
1612
1613
1614
1615
1616

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".

1617
1618
1619
1620

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.

1621
1622

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

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 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 organiske stoffer.