



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2007

NOVANA

Faglig rapport fra DMU nr. 708 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2007

NOVANA

Faglig rapport fra DMU nr. 708 2009

Thomas Ellermann
Helle Vibeke Andersen
Rossana Bossi
Jesper Christensen
Camilla Geels
Kåre Kemp
Per Løfstrøm
Betty Bügel Mogensen
Christian Monies



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 708
Titel:	Atmosfærisk deposition 2007
Undertitel:	NOVANA
Forfatter(e):	Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Camilla Geels, Kåre Kemp, Per Løfstrøm, Betty Bügel Mogensen, Christian Monies
Institution, afdeling:	Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	2009
Redaktion afsluttet:	Marts 2009
Faglig kommentering:	Lone Grundahl og Per Løfstrøm
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 2007: Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 97 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 708. http://www.dmu.dk/Pub/FR708.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2007 beregnet til hhv. 77 og 57 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 25 og 28 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2007 beregnet til ca. 23 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 67% siden 1989. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2007 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1989 er koncentrationer og depositioner af tungmetaller faldet med en faktor to til tre. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, miljøfremmede organiske stoffer
Layout:	Majbritt Ulrich og Thomas Ellermann. Omslagsfoto: Britta Munter
ISBN:	978-87-7073-087-7
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	96
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR708.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Sammenfatning 5

Forord 7

1 Indledning 8

- 1.1 Overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Vejret i 2007 12

2 Kvælstof 16

- 2.1 Kvælstofdeposition i 2007 16
- 2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande 17
- 2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder 19
- 2.4 Kilder til kvælstofdeposition 21
- 2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen 22
- 2.6 Ammoniak og naturmålestasjonerne 24
- 2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede 28
- 2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala 35

3 Fosfor 39

- 3.1 Fosfordeposition i 2007 39

4 Svovl 41

- 4.1 Svovldeposition i 2007 41
- 4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder 42
- 4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen 45

5 Tungmetaller 47

- 5.1 Tungmetaldeposition i 2007 47
- 5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer 49

6 Ozon 53

- 6.1 Ozon og vegetation 53

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer 57

- 7.1 Våddeposition af pesticider 57
- 7.2 Våddeposition af nitrophenoler 59
- 7.3 Våddeposition af PAH 60

8 Fokuspunkt 1: Luftovervågning og klimaændringer 63

- 8.1 Indledning 63
- 8.2 Forventede klimaændringer i Danmark frem til år 2100 64
- 8.3 Hvordan påvirker klimaet luftkvalitet og atmosfærisk afsætning? 66
- 8.4 Overvågning af kvælstofafsætning og de hidtidige ændringer i de meteorologiske forhold 70
- 8.5 Ændringer i sæsonvariation og mere ekstremt vejr 76
- 8.6 Ændring i klima i relation til ændring af udledninger 78
- 8.7 Nye vidensbehov 79
- 8.8 Konklusion 80

9 Fokuspunkt 2: Koncentrationer og depositioner i udvalgte naturområder 82

10 Referencer 92

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder 95

Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer 96

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra år 2007. 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-, fosfor- og svovlforbindelser, ozon samt af udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser.

Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 25 og 28 % i perioden 1989-2007. Faldet er relativt jævnt gennem hele perioden. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold fra år til år. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark.

DMU har beregnet kvælstofdepositionen med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2007 beregnet til 77 kt N (7,3 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 57 kt N (13 kg N/ha). Depositionen af kvælstof til vand- og landområder er ca. 21 % lavere end tidligere rapporteret for 2006, hvilket hovedsageligt skyldes et fald i afsætningen af kvælstof som følge af ændrede meteorologiske forhold mellem 2006 og 2007. Derudover er der foretaget en nødvendig opdatering af modellen siden rapporteringen for år 2006, hvilket har givet en ca. 8% lavere deposition. Den gennemsnitlige deposition til landområderne ligger i 2007 over eller på niveau med tålegrænsen for kvælstofafsætning til mange af de følsomme danske naturtyper.

Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på udvalgte naturmålestationer samt detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger udføres med lokalskalamodellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2007 til de indre danske farvande (areal 31.500 km²) og landområder estimeres til hhv. ca. 130 tons P og ca. 170 tons P. Det vurderes, at der ikke er sket væsentlige ændringer i koncentrationer og depositioner af fosfor i perioden 1989-2007.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2007 beregnet med DEHM til ca. 23 kt S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 67% siden 1989. Faldet i svovldepositionen er sket i perioden frem til 2001, hvorefter depositionen har været forholdsvis konstant. Faldet i depositionen følger udviklingstendensen for de europæiske emissioner af svovl.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2007 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 18 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne på mellem en faktor to og tre. Størst fald ses for bly og cadmium. For de fleste af

tungmetallerne har faldet været størst i perioden frem til sidste halvdel af 1990'erne, hvorefter ændringerne har været forholdsvis små.

Koncentrationen af ozon lå i 2007 under tærskelværdierne for skadelige effekter på vegetation. Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på samme niveau siden slutningen af 1980'erne.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Lille Valby, Roskilde og Sepstrup Sande viser en samlet våddeposition af pesticider på ca. 67-193 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (19 stoffer), nitrophenoler på ca. 4018-6281 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (6 stoffer) og PAH på ca. 71-276 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (21 stoffer). Våddepositionen af pesticider er generelt lav og har ikke akut virkning på planter.

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som fra 2004 har afløst NOVA-2003, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringsalte.

Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter såvel overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften som udvalgte påvirkninger, miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår Danmarks Miljøundersøgelsers den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Miljøministeriets miljøcentre. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen mens fagdatacentrene for ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper er placeret hos Danmarks Miljøundersøgelser.

Denne rapport er baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2007, som udgives af Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse og By- og Landskabsstyrelsen.

1 Indledning

Årets rapport præsenterer resultater for år 2007 fra atmosfæredelen af Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA), der er efterfølger til det tidligere program (det Nationale overvågningsprogram for vandmiljøet, NOVA 2003). Overvågningen udføres af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) under Aarhus Universitet, som en del af Det Atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram (BOP).

Det reviderede overvågningsprogram viderefører mange af de elementer, som indgik i luftovervågningen i NOVA 2003:

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

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

For at kunne inddrage nye områder i programmet er dele af det gamle program imidlertid blevet reduceret. Dette drejer sig navnlig om målingerne af luftkoncentrationer af gasser og partikler.

De nye områder i programmet har særlig fokus på bestemmelse af deposition af kvælstofgasser til naturområder, og der er derfor oprettet to nye målestationer i naturområder, hvor der bl.a. foretages intensive målinger af tørdeposition af ammoniak. Programmet omfatter også modelberegninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger foretages med høj geografisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for ammoniakdepositionen fra kilderne i lokalområdet. Derudover inkluderer programmet også bestemmelse af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler).

Programmet inkluderer omfattende beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder. Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). Endvidere laves detaljerede beregninger af kvælstofafsætningen til udvalgte naturområder baseret på lokalskala-modellen kaldet OML-DEP.

Resultaterne præsenteres på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. Som udgangspunkt for den indikatoragtige præsentation af resultaterne gives i dette kapitel en kort introduktion til BOP. Efter denne introduktion gives en kort beskrivelse af de danske meteorologiske forhold i år 2007, da disse spiller en afgørende rolle for koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med BOP er dels at beskrive luftforureningen over danske land- og havområder, dels at bestemme den atmosfæriske tilførsel af eutrofierende, forsurende og miljøskadelige stoffer til danske økosystemer. Resultaterne fra overvågningsprogrammet bruges til at beskrive den geografiske og tidslige variation af luftforureningskomponenterne og giver mulighed for at vurdere årsagerne til eventuelle ændringer. For at opfylde målsætningen er hovedparten af overvågningsprogrammet rettet mod baggrundsområderne i Danmark (uden for byer og ikke tæt ved lokale kilder), idet det er hensigten at måleprogrammet skal afspejle de regionale niveauer, og ikke blot en enkelt nærværd liggende kilde.

Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra målestationerne ud til større geografiske områder og anvendes således til bestemmelse af depositionen til de enkelte farvands- og landområder. Modelberegninger benyttes endvidere til bestemmelse af kildefordeling og det danske bidrag til depositionen.

I 2007 bestod netværket af ni målestationer, hvor der blev målt:

Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat, fosfat og en række udvalgte tungmetaller.

Koncentrationer af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat.

Koncentrationer af partikulært bundet fosfor og en række udvalgte tungmetaller.

Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler).

Koncentrationen af ozon.

Udover dette består måleprogrammet af to ekstra målestationer i naturområder. I år 2007 var disse placeret på Idom Hede og Hjelm Hede, hvor der blev foretaget målinger af koncentrationen af ammoniak. Endvidere blev der i en to ugers kampagne målt deposition af ammoniak på Idom Hede. Endelig er der i forbindelse med det terrestriske overvågningsprogram under NOVANA blevet målt koncentration af ammoniak på 12 naturstationer fordelt rundt om i landet.

Placeringen af målestationerne og måleprogrammet ved de enkelte målestationer i luftovervågningsprogrammet fremgår af figur 1.1 og tabel 1.1. Figur 1.2 viser eksempler på det måleudstyr, som anvendes på målestationerne.



Figur 1.1 Målestationer i BOP i 2007.

Tabel 1.1 Oversigt over målingerne på målestationerne i BOP.

Målestation	Våddeposition*	Gas og partikler**
Anholt	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, NO ₂
Frederiksborg	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder
Hansted	Uorganisk, Tungmetaller	
Hjelm Hede		Naturstation, Denuder
Idom Hede		Naturstation, Denuder, passiv opsamler
Keldsnor	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder NO ₂ , O ₃ ***
Lille Valby	MFS	
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder
Pedersker	Uorganisk, Tungmetaller	
Sepstrup Sande	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	
Tange		Filterpack
Ulborg	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder, NO ₂ , O ₃

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

** Filterpack: NH₃, SO₂ og partikulært N, P, S, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Fe. Naturstation: Deposition af ammoniak. Denuder: måling af NH₃, HNO₃, NH₄ og NO₃. Passiv opsamler: NH₃.

*** Målingene af NO₂ og O₃ udføres i forbindelse med LMP IV (det Landsdækkende Luftmåleprogram for byer se Kemp et al., 2008).

Ud over anvendelsen af måleresultaterne i NOVANA varetages de danske forpligtelser i forbindelse med internationale monitoringsprogrammer via BOP. Det drejer sig om følgende tre programmer:

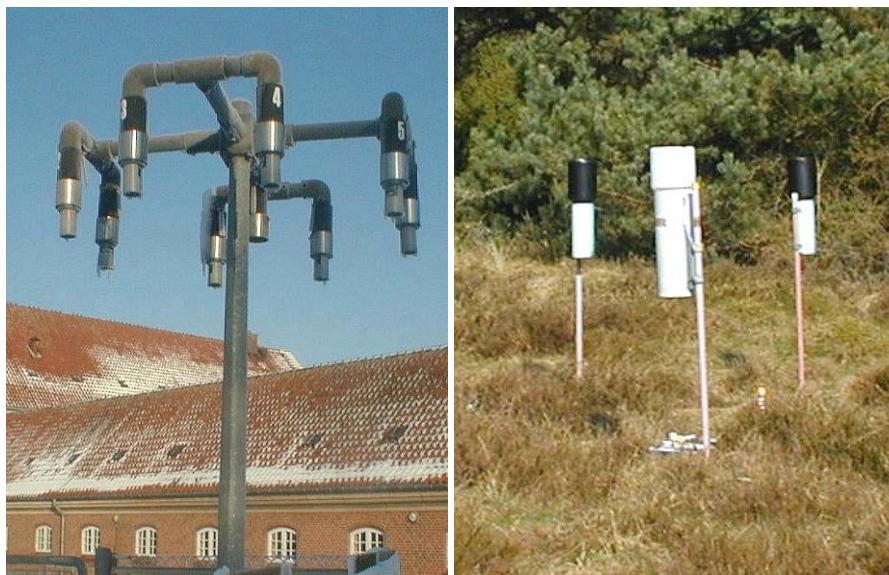
Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP; European Monitoring and Evaluation Programme), som fokuserer på den grænseoverskridende luftforurening i Europa.

Monitering under Oslo-Paris-Kommissionen (OSPARCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.

Monitering under Helsinki-Kommissionen (HELCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Østersøen.

For at sikre høj kvalitet af overvågningsprogrammet er DMU-ATMI akkrediteret under ISO 17025 til at udføre hovedparten af prøveopsamlingerne og analyserne. Akkrediteringen bliver løbende udvidet med det mål at få alle metoder akkrediteret.

Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages, som allerede nævnt, med DMU's luftforureningsmodel kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening beregnes i et tredimensionelt net af gitterceller. Transporten er bestemt af de meteorologiske forhold og foregår ud og ind af de enkelte gitterceller og foregår i såvel lodret – som vandret plan. Emissioner tilføres til modellen i de nederste lag af gitterceller. Depositionen af luftforurening beregnes på basis af koncentrationen i modellens nederste lag, hvorefter den afsatte luftforurening fjernes fra gittercellerne.



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.

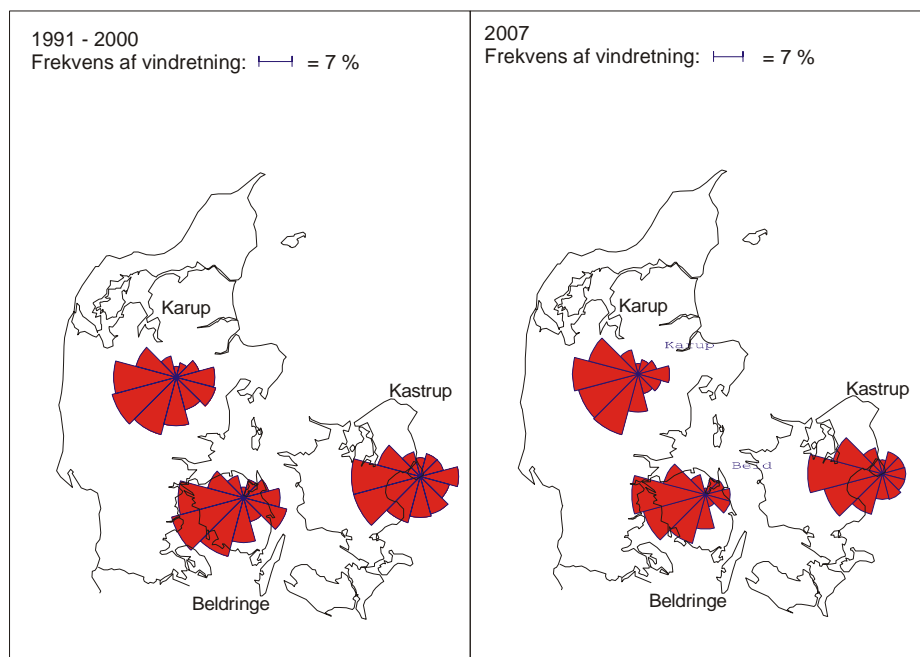
Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages for første gang med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark og de danske farvandsområder. (undtagen den vestligste del af Nordsøen, hvor den geografiske opløsning er på 17 km x 17 km). Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren, som er opdelt i 29 lag af gitterceller, hvor de nederste lag er tynde (60 m) mens de øverste er tykke (2000 m). Siden rapporteringen for år 2006 er der foretaget en nødvendig opdatering af modellen for herved at forbedre beregning af tørdeposition. Denne opdatering af modellen har medført, at afsætning af kvælstof er sat ned med omkring 8%.

Beregningerne for 2007 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (*Grell et al. 1995*), som indgår i DMU-ATMI's THOR system (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (*Hertel et al. 2002*). Disse er baseret på EMEP's emissionsopgørelser på 50 km x 50 km, en detaljeret opgørelse på 17 km x 17 km for EU's landområde og en detaljeret opgørelse for Danmark på 6 km x 6 km, som bl.a. indeholder placering af ca. 70 større punktkilder. Emissionsopgørelserne omfatter udslip fra skibstrafik udarbejdet af EMEP. Beregninger for år 2007 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2006 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DMU-SYS (*Nielsen et al. 2008*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2006, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP 2008*).

Beregning af afsætning af kvælstof til udvalgte naturområder foretages med DMUs DAMOS-system, som er en kombination af DEHM og DMUs lokalskalamodel OML-DEP. Med dette modelsystem beregnes afsætning af kvælstof med en geografisk opløsning på 400 m x 400 m indenfor et område på 16 km x 16 km omkring det udvalgte naturområde.

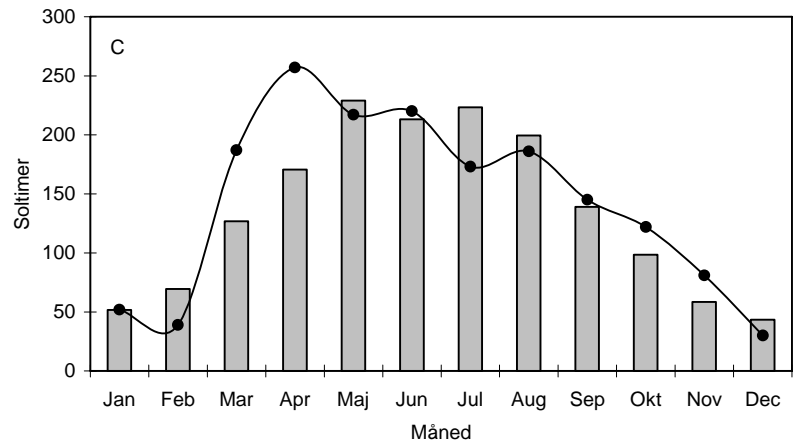
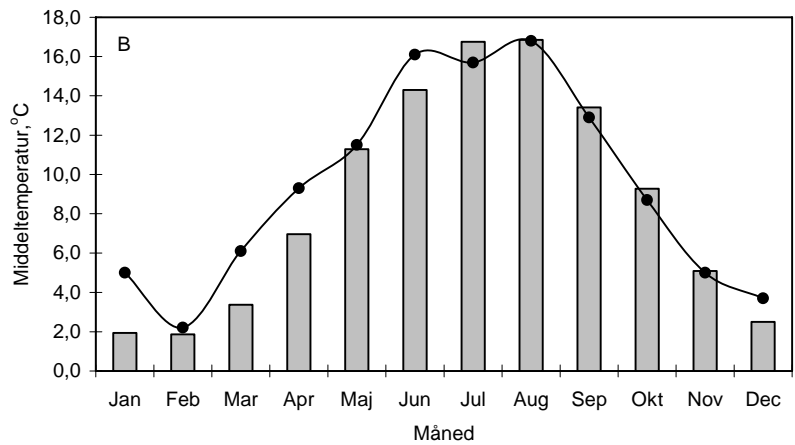
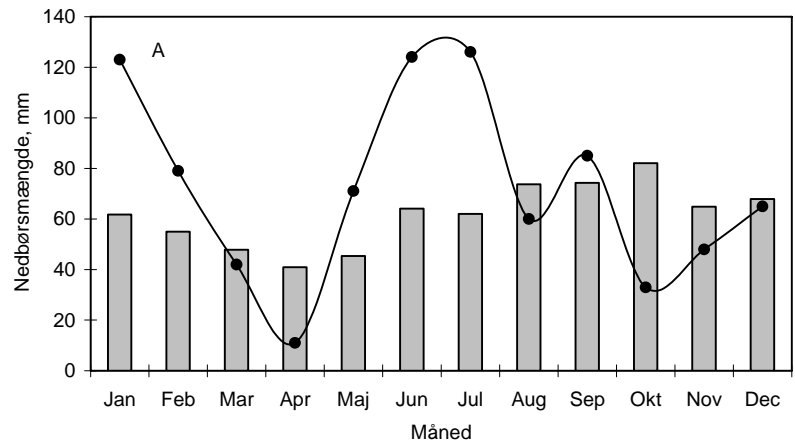
1.2 Vejret i 2007

De meteorologiske forhold spiller en afgørende rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2007.



Figur 1.3 Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1991-2000, mens der til højre vises gennemsnit for 2007. Beregningerne er foretaget for vindhastigheder større end 1,5 m/s. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer hvor luftmasserne transporteres hen og hvor hurtigt denne transport finder sted. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2007 var vest til sydsydvest og at vindrosen for 2007 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1991-2000. Dog var vindretninger fra syd-øst mindre hyppige i 2007 sammenlignet med perioden 1991-2000. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem de døgn, som det har taget at transportere luftforureningen til Danmark.



Figur 1.4 Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2007, mens søjlerne angiver middel for 1989-2006. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2009).

Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og solindstråling (figur 1.4) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i år 2007 var med 866 mm nedbør til Jylland og Øerne betydeligt over normalen for 1961-1990 (712 mm) og over gennemsnittet for perioden 1989-2007 (739 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2009). Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A) med størst nedbørsmængde i januar, juni og juli, mens navnlig maj og oktober havde mindre nedbørsmængder end gennemsnitligt. I år 2007 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt i Syd- og Sønderjylland, mens der var mindre nedbør i den østlige del af landet. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer, og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger fra den meteorologiske model MM5, viser, at nedbørsmængden til de danske farvande generelt var højere i 2007 end i 2006.

Den årlige middeltemperatur i 2007 var 9,5°C, hvilket er 1,8 grader over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2009), og 0,9 grader højere end gennemsnittet (8,6°C) for perioden 1989-2007, hvor måleprogrammet har været i funktion. År 2007 var dermed det varmeste år der er blevet registreret siden temperaturmålingerne blev startet i 1874 (DMI 2009). Sæsonvariationen i temperaturen fulgte i store træk gennemsnittet for perioden 1989-2007 dog var januar, marts, april, juni og december varmere end gennemsnit for perioden. Antallet af soltimer (figur 1.4 C) var på 1703 timer, hvilket er over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) og over gennemsnit for perioden 1989-2007 (1623 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2009).

Links

Yderligere information om målestationerne:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/>
eller Thor.DMU.DK.

2 Kvælstof

2.1 Kvælstofdeposition i 2007

Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NOVA-NA at bestemme den årlige deposition af kvælstof til vandmiljøet og landområderne.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Via Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for kvælstofdepositionens størrelse og ej heller direkte reduktionsmålsætninger. Via målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen er der en form for indirekte målsætning om reduktion i kvælstofdepositionen. Danmark har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2010 med henholdsvis 60% og 43% set i forhold til 1990. Gøteborg-protokollen vil alt i alt føre til en reduktion af Europas emissioner af kvælstofilter og ammoniak med henholdsvis 41% og 17% set i forhold til 1990, hvis alle deltagende lande overholder deres forpligtelser.

Tilstand og årsag

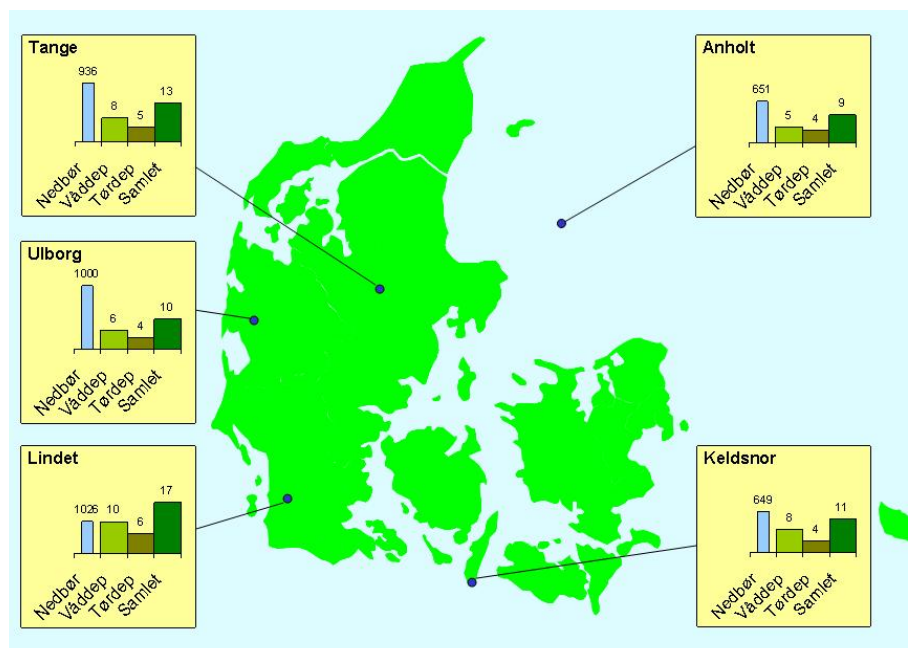
Målinger i 2007 viste, at den årlige deposition af kvælstof i områderne omkring hovedstationerne lå på 9-17 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1) og på 6-10 kgN/ha for deposition til vandområderne. I 2007 var depositionen til land- og vandområder i gennemsnit henholdsvis 8% og 6% lavere end i 2006.

Nedbørsmængden i 2007 var høj sammenlignet med gennemsnittet for perioden 1989-2007 (se afsnit 1.2). Nedbørsmængden var 5% højere i 2007 set i forhold til 2006, så faldet i depositionen kan ikke forklares ud fra ændringer i nedbørsmængden. Faldet i den samlede deposition skyldes derfor hovedsageligt fald i luftens kvælstofkoncentrationer, hvilket giver fald i både våd- og tørdeposition.

De laveste depositioner blev bestemt på Anholt, Ulborg og Keldsnor. Disse målestationer bliver kun udsat for begrænset lokal landbrugspåvirkning samtidigt med, at der er en lille våddeposition.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og Tange, hvor der er høj emission af ammoniak fra nærliggende landbrugsområder. Samtidig hermed er det den del af Danmark, hvor den største mængde nedbør falder, hvilket er medvirkende til den høje deposition.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25% for deposition til vandområderne og 27-43% for deposition til landområderne. Årsagen til den relativt høje usikkerhed er, at den samlede kvælstofdeposition bestemmes som summen af depositionen af en lang række kvælstofforbindelser. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelserne samt såkaldte tørdepositions-hastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



Figur 2.1 Kvælstofdeposition og nedbørsmængde ved de fem hovedstationer i 2007. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er afrundet til hele tal og angivet i kgN/ha.

Links

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande

Relevans

Depositionen af kvælstof fra atmosfæren varierer mellem de forskellige dele af de danske farvandsområder som følge af forskelle i de meteorologiske forhold og afstand til emissionsområderne. Det er derfor vigtigt at beregne den geografiske fordeling af depositionen og belastningen af de enkelte farvandsområder.

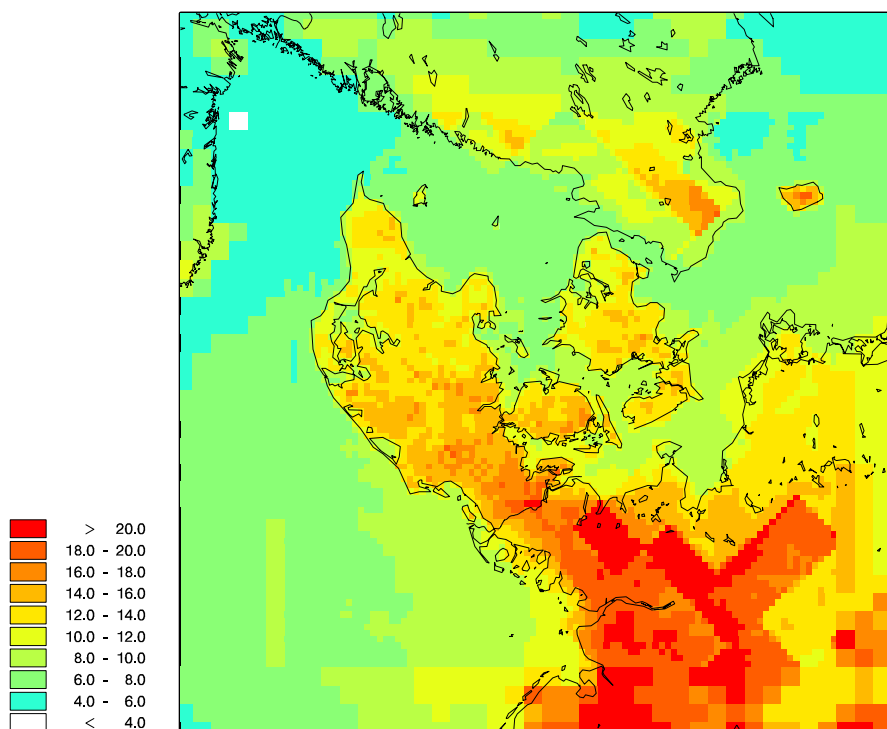
Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Der er dog ingen direkte målsætning om størrelse af kvælstofdeposition til de danske farvande (se i øvrigt afsnit 2.1 og 2.5).

Tilstand og årsag

For år 2007 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 77.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 7,3 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er derfor 21% lavere end rapporteret for 2006, hvilket for størstedelen skyldes et fald i våddepositionen grundet ændringer i de meteorologiske forhold fra 2006 til 2007. I målingerne ses et tilsvarende fald i våddepositionen. Det beregnede fald i afsætningen skyldes imidlertid også, at der siden rapporteringen for 2006 er foretaget en nødvendig opdatering af modellen, hvilket har givet en mere nøjagtig beregning af tørdepositionen af kvælstof. Denne modelændring har navnlig medført en reduktion i den beregnede tørdepositionen og dermed en ca. 8% lavere samlet deposition af kvælstof.

Depositionen varierer 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 14 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på 6 kgN/ha er beregnet for dele af Skagerrak, Kattegat og Øresund. Endvidere ses en gradient med de højeste depositioner mod syd og lavere depositioner mod nord. Dette skyldes indflydelse fra områder med høje emissioner af kvælstof i landene syd for Danmark.



Figur 2.2 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2007. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg N/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km.

Tabel 2.1 Den samlede kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande beregnet for 2007. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition/areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	6,1	29,0	35,1	7,2	48.754
Skagerrak – dansk del	1,0	4,9	5,9	5,7	10.329
Kattegat – svensk del	0,6	4,0	4,6	6,8	6.743
Kattegat – dansk del	2,6	9,6	12,2	7,2	16.830
Nordlige Bælthav	0,8	2,4	3,2	8,1	3.909
Lillebælt	0,6	1,7	2,3	10,7	2.171
Storebælt	0,9	3,1	4,0	9,0	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,3	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,6	0,7	7,4	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,8	2,3	9,1	2.547
Østersøen - dansk del	2,3	8,6	10,8	7,3	14.926
Alle danske farvandsområder	15	62	77	7,3	105.320

Deposition af kvælstof til de danske farvandsområder beregnes, som nævnt ovenfor, med DEHM modellen, som er en detaljeret luftforureningsmodel, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til kvælstofforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af kvælstof i atmosfæren. Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2007 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2006 for NH₃, NO₂ og SO₂ (Nielsen *et al.* 2008), og for resten af Europa for år 2006 (EMEP 2008). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser.

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

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren varierer meget mellem de forskellige dele af Danmark som følge af forskelle i de meteorologiske forhold og afstand til de nærmeste kilder og deres emissionsstyrke. Det er derfor vigtigt at beregne den geografiske fordeling af depositionen og belastningen af de enkelte områder.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af kvælstofdeposition (se i øvrigt afsnit 2.1 og 2.5).

Tilstand og årsag

For år 2007 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 57.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er 21% lavere end i 2006 og 9% lavere end i 2005. Den lavere deposition i forhold til 2006 skyldes hovedsageligt et fald i afsætningen af kvælstof som følge af ændrede meteorologiske forhold mellem 2006 og 2007. Det beregnede fald i afsætningen skyldes imidlertid også, at der siden rapporteringen for 2006 er foretaget en nødvendig opdatering af modellen (se afsnit 2.1).

Den gennemsnitlige deposition ligger på 13 kgN/ha, hvilket ligger over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper f.eks. højmoser 5-10 kgN/ha, lobeliesøer 5-10 kgN/ha, kystklitter med dværgbuske 10-20 kgN/ha og heder 10-20 kgN/ha (*Søgaard et al. 2003*).

Den årlige depositionen varierer geografisk mellem 6 kgN/ha og 18 kgN/ha. Årsagen til den store variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af den lokale emission af ammoniak og dermed af den lokale landbrugsaktivitet. På lokal skala kan der derfor ses betydeligt større variationer end beregnet som gennemsnit for modellens gitterfelter på 6 km x 6 km. Endvidere spiller nedbørsmængderne også en vigtig rolle for depositionens størrelse. Den største deposition beregnes derfor til den sydlige del af Jylland (figur 2.2), hvor husdyrproduktionen er høj og hvor nedbørsmængderne er store. Lavest deposition ses i Nordsjælland og på nogle af de små øer, hvor der er langt til store kildeområder, og hvor nedbørsmængden er lav.

Deposition af kvælstof til de danske landområder beregnes, som nævnt ovenfor, med DEHM modellen, som er en detaljeret luftforureningsmodel, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til kvælstofforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af kvælstof i atmosfæren. Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2007 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2006 for NH₃, NO₂ og SO₂ (*Nielsen et al. 2008*), og for resten af Europa for år 2006 (*EMEP 2008*). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser. Depositionerne i tabel 2.2 angiver gennemsnit til de nye regioner. Depositionen af kvælstofgasser og partikelbundet kvælstof (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter, således at deposition på en mere ru overflade typisk er højere end deposition på en mindre ru overflade. Depositionen til f.eks. en skov i Midtjylland ligger på ca. 22 kgN/ha, mens deposition til græs ligger på ca. 13 kgN/ha,, hvilket er tæt på den gennemsnitlige deposition (tabel 2.2).

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

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte regioner og kommuner kan findes på: <http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:
<http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+naturen>

Tabel 2.2 Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2007.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km²
Nordjylland	4,4	5,0	9,5	12	7907
Midtjylland	8,1	9,3	17,5	13	13093
Syddanmark	8,2	10,0	18,2	15	12130
Sjælland	4,0	5,2	9,2	13	7268
Hovedstaden	1,4	1,6	3,1	12	2567
Hele Landet	26	31	57	13	42927

2.4 Kilder til kvælstofdeposition

Relevans

Kvælstofdepositionen til danske land- og vandområder kommer fra en lang række danske og udenlandske kilder. For at kunne vurdere effekten af handlingsplaner, der har til mål at reducere emissionerne, er det nødvendigt at kvantificere indflydelsen af de forskellige danske og udenlandske kilder på depositionen i Danmark.

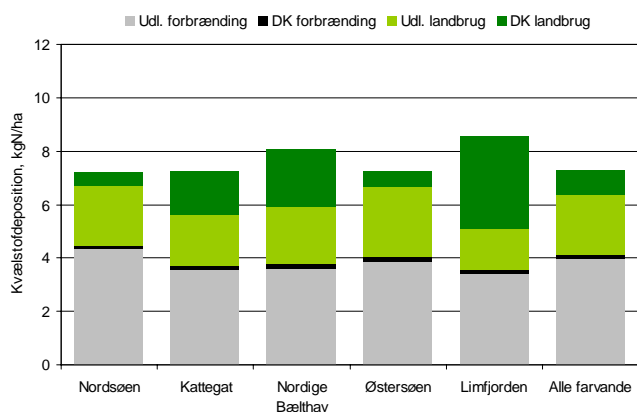
Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle (se afsnit 2.1).

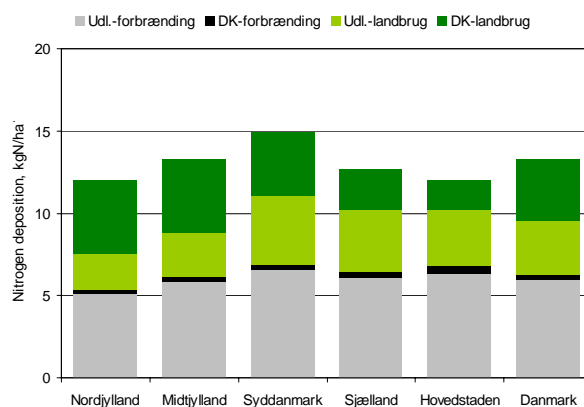
Tilstand og årsag

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

Beregningerne viste, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2007 kom ca. 44% og 56% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 53% og 47% af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3 Kvælstofdeposition i 2007 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.



Figur 2.4 Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2007 til de nye regioner og i gennemsnit for Danmark opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer fra udenlandske kilder (figur 2.3). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til kun at være på ca. 14 % i 2007. Den største danske andel forekom i det Nordlige Bælthav (29%), Lillebælt (28%), Kattegat (25%) og Storebælt (22%) og den mindste i Nordsøen (9%). Dette er i god overensstemmelse med, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest. For lukkede fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjorden, hvor ca. 42 % stammer fra danske kilder. Figur 2.3 viser endvidere, at de danske bidrag hovedsageligt stammer fra emissioner fra landbrugsproduktionen, og at forskellen i den danske andel af depositionen stort set kan forklares ved forskellene i bidraget fra landbruget.

Den danske andel af den gennemsnitlige kvælstofdeposition til de danske landområder (figur 2.4) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 31%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 36-40% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 19%. Når andel fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest og den relative store afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark.

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på:
<http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>

2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Relevans

I Danmark og på internationalt plan er der vedtaget en række handlingsplaner for at reducere emissionen af kvælstoffiler og ammoniak og dermed belastningen af natur og vandmiljø med de næringsstoffer, som dannes pga. emissionen af disse stoffer. For at kunne vurdere effekten af

disse handlingsplaner er det derfor relevant at følge tidsudviklingen i kvælstofdepositionen.

Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af den atmosfæriske kvælstofbelastning af natur og vandmiljø. Derimod findes der målsætninger for reduktion af kilderne til kvælstofdeposition. Danmark og en lang række europæiske lande har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) fastsat emissionslofter for udledning af næringsberigende og forsurende kvælstofforbindelser til atmosfæren. I følge Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet skal Danmark reducere udslippet af kvælstof til 106.000 tons i 2010, hvilket svarer til en reduktion på 55% set i forhold til emissionerne i 1990. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en emissionsreduktion på europæisk plan på 41% for kvælstofilterne og 17% for ammoniak set i forhold til 1990.

Udvikling og årsag

Figur 2.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra DMU's hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen på de danske farvande og landområder på henholdsvis ca. 25 % og 28 % siden 1989. 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 meget fra område til område pga. den lokale landbrugsproduktion.

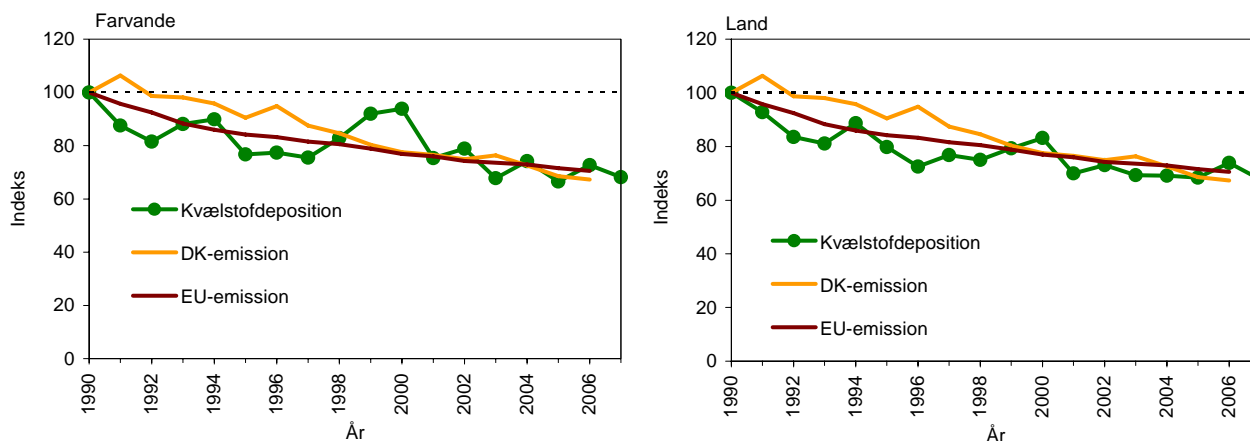
Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige europæiske lande (figur 2.5) og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof. Da hovedparten af kvælstofdepositionen 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 % af kvælstofdepositionen stammer fra danske kilder.

I figur 2.5 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsag til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således at ammoniak primært påvirker landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandene.

De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for udviklingen i kvælstofdepositionen. I figur 2.5 ses betydelige variationer i kvælstofdepositionen fra år til år. År til år variationerne skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold. Navnlig for deposition til farvandene ses betydelige år til år variationer. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-90% af den samlede deposition, og at der i år med meget

nedbør, som fx 1999 og 2000, ses relativt høj deposition sammenlignet med de øvrige år. Våddepositionen udgør kun 50% af den samlede deposition til landområderne, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne.

De viste udviklingstendenser er baseret på målinger af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målinger af koncentrationen af kvælstof-forbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



Figur 2.5 Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra DMU's hovedstationer. Beregningerne af deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra hovedstationer ved Keldsnor og på Anholt, som begge er placeret ved kysten. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DMU (*Nielsen et al. 2008*) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (*EMEP 2008*).

2.6 Ammoniak og naturmålestationerne

Relevans

De naturlige/seminaturlige økosystemer er begrænset af de næringsstoffer, som jorden afgiver ved forvitring og mineralisering samt dem, der tilføres med atmosfæren. For en række stoffer, bl.a. kvælstof, er den atmosfæriske tilførsel af særlig betydning. Det er uønsket, at den atmosfæriske tilførsel af kvælstof overstiger de såkaldte tålegrænser, hvor økosystemet ikke længere kan bevare sin naturlige artssammensætning. For at få bedre information om afsætning af kvælstof til danske naturområder udføres derfor målinger af gasformigt ammoniak og partikulært ammonium på to naturstationer. Endvidere er der i forbindelse med de tværgående projekter i NOVANA i perioden april 2006 – april 2007 udvidet med målinger af ammoniak på nogle lokaliteter i det tidligere Ringkøbing Amt.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser.

Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af kvælstofdeposition.

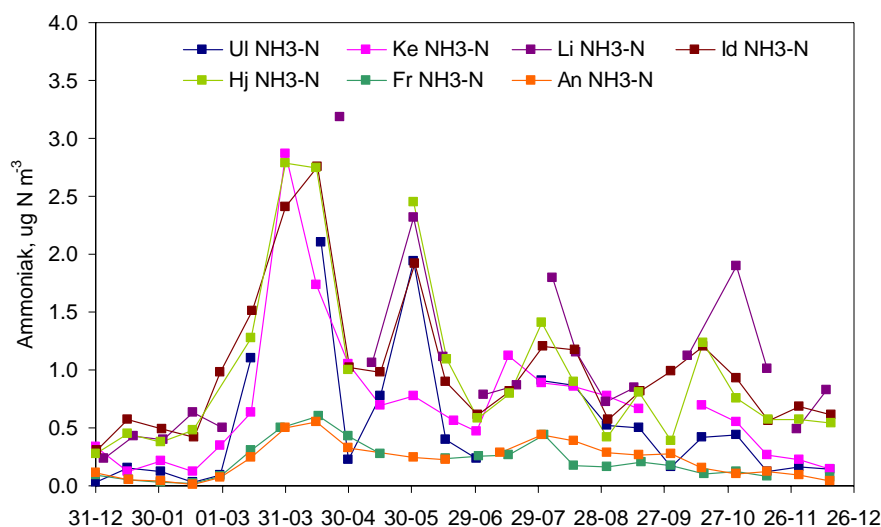
Tilstand og årsag

I 2004 blev der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstofforbindelser med særligt henblik på terrestriske naturområder. I 2005 og 2006 er der målt på to "naturmålestationer", begge hedelokaliteter i Jylland: Idom Hede sydvest for Holstebro samt Hjelm Hede nordøst for Holstebro. Begge lokaliteter har været og er genstand for undersøgelser m.h.t. vegetation, jordbund og påvirkning af kvælstoftilførsel bl.a. i det terrestriske delprogram i NOVANA. På begge heder er der målt halvmånedsmiddelværdier af gasformig ammoniak og partikulært ammonium siden maj/juni 2004 og på Idom hede frem til juni 2006. P.g.a. apparatproblemer blev der skiftet målemetode på Idom hede i juni 2006. Efterfølgende er der på Idom målt med en passiv diffusionsopsamler, der opsamler luftens ammoniak v.h.a. diffusion. Denne metode er ligeledes anvendt på Hjelm Hede fra juni 2007. Det betyder at luftens indhold af partikulært bundet ammonium ikke bestemmes. På Idom Hede er der ydermere gennemført målinger til bestemmelse af tørdepositionen af ammoniak (jvf. afsnit 2.7).

Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen er der yderligere etableret langtidsmålinger af koncentrationen af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. I 2007 er der også målt på Anholt. Langtidsmålingerne foretages med den såkaldte denudermetode, som specifikt separerer gas og partikelbundet kvælstof dvs. ammoniak og salpetersyre på gasform og partikelbundet ammonium og nitrat. De hidtidige målinger med filterpack-opsamleren giver knap så god adskillelse mellem gasser og partikler, som denudermetoden. Opsplitning mellem gas og partikelbundet kvælstof er vigtig, fordi gasserne og partiklerne har vidt forskellige fysiske og kemiske egenskaber og deponeres med forskellig hastighed. Dette har indflydelse på, hvor langt stofferne transporteres via atmosfæren. Ammoniak på gasform transporteres over korte afstande og stammer derfor hovedsageligt fra lokalt landbrug. Partikelbundet ammonium transporteres over store afstande og en stor del er derfor langtransporteret til Danmark fra udenlandske kilder.

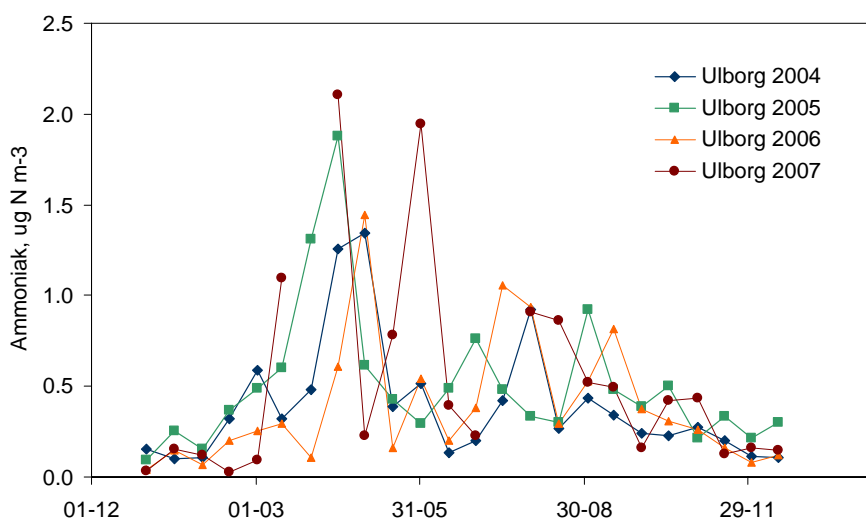
Figur 2.6 viser halvmånedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen på en række stationer (Ulborg skov, Keldsnor, Lindet skov, Idom hede, Hjelm hede, Frederiksborg skov og Anholt). Generelt viser målingerne fra dele af det faste stationsnet, at de laveste koncentrationsniveauer af ammoniak måles på Frederiksborg i Nordsjælland og på Anholt, mens de højeste koncentrationer måles på Lindet i Sønderjylland. Hjelm Hede, Idom Hede og Keldsnor ligger nogenlunde på niveau og over koncentrationsniveauerne målt i Ulborg. Middelværdier m.v. er angivet i bilag 1. Frederiksborg og Anholt har et forårsmaximum samtidig med de andre stationer, men ikke så markant. Koncentrationsniveauet stiger lidt igen i august på Frederiksborg og Anholt, mens efterår og vinter måneder er meget lave. Der ses et ensartet forløb på de jyske stationer, hvor koncentrationerne toppe i foråret og forsommeren i forbindelse med sæsonen for udbringning af gødning på markerne. Der ses et to-toppet forløb over forårs- og forsommerperioden. Der ses igen forhøjede koncentrationer i første halvdel af august og igen i september. Det to-toppede forårs- og forsommerforløb kan dels skyldes vejrforhold og dels kildefordeling,

idet der først i juni både var høje temperaturer og hyppig østenvind. Niveauet for forårsmaksimum er meget lig niveauet i 2004-2006, mens den næste top i begyndelsen af juni ligger over niveauet de tidligere år. Koncentrationerne er lavest i vintermånederne.



Figur 2.6 Ammoniakkoncentrationer målt i Ulborg, Keldsnor, Lindet, Idom Hede, Hjelm Hede, Frederiksborg og Anholt i 2007. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

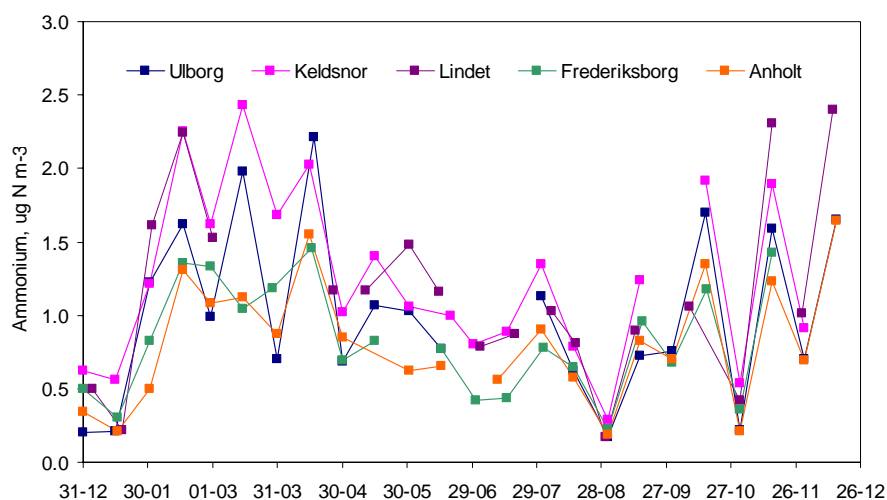
Figur 2.7 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004, 2005, 2006 og 2007. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra anden halvdel af april til første halvdel af maj, mens koncentrationsstigningen første halvdel af juni 2007 er usædvanlig stor i forhold til de foregående år. Der ses en del variation i koncentrationsforløbene over tid årene imellem, dog mest forår og sommer/tidligt efterår, hvor landbrugsaktiviteten også er størst.



Figur 2.7 Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg 2004, 2005, 2006 og 2007. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

Niveauerne på årsbasis ligger på niveau med målingerne fra 2006, dog ligger Lindet i 2007 under årsmiddelværdien i 2006. Dette skyldes, at forårsmaksimum ikke er med i årsmiddelværdien fra Lindet grundet tekniske problemer med udstyret og denne er derfor ikke fuldt repræsentativ. Forskellene i koncentrationsniveauer afspejler i et vist omfang områdernes emissionsdensitet. Det forholdsvis ens mønster stationerne imellem må skyldes en vis ensartethed i landbrugsaktiviteter kombineret med vejrforhold, der påvirker mere generelt.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af partikelbundet ammonium på en række stationer i 2007 (Ulborg skov, Keldsnor, Lindet skov, Frederiksborg skov og Anholt). Der ses et meget ensartet forløb hen over året med et forårsmaksimum, der ligger lidt over niveauerne efterår/tidlig vinter. Niveauerne for koncentrationerne ligger forholdsvis ens, dog ses en regional forskel, idet Lindet i Sønderjylland og Keldsnor på Langeland har de højeste koncentrationer og Frederiksborg i Nordsjælland og Anholt har de laveste. Den lille geografiske variation og måling af de højeste ammoniumkoncentrationer i Sønderjylland og Langeland, hænger sammen med, at en stor andel af det partikulært bundne ammonium langtransporteres til Danmark fra områder med høj ammoniakemission syd for Danmark. Årsmiddelværdien af ammonium i år 2007 ligger op til ca. 25% lavere end i 2005 og 2006.



Figur 2.8 Koncentrationer af partikulært ammonium målt på Ulborg skov, Keldsnor, Lindet skov, Frederiksborg skov og Anholt i 2007. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier, dog er Lindet midlet fra ugemiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret 12 målestationer med passive diffusionssopsamlere til bestemmelse af langtidsmidler (1 måned) af ammoniakkoncentrationen. Resultaterne fra disse målinger er gennemgået i Fokuspunkt 2.

2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede

Relevans

De naturlige/seminaturlige økosystemer er begrænset af de næringsstoffer, som jorden afgiver ved forvitring og mineralisering samt dem, der tilføres med atmosfæren. For en række stoffer, bl.a. kvælstof, er den atmosfæriske tilførsel af særlig betydning. Det er uønsket, at den atmosfæriske tilførsel af kvælstof overstiger de såkaldte tålegrænser, hvor økosystemet ikke længere kan bevare sin naturlige artssammensætning. For at få bedre information om afsætning af kvælstof til danske naturområder udføres derfor kampagnemålinger af fluksen af ammoniak på Idom Hede, som er den ene af de to naturmålestationer. Fluksen er et mål for tørdepositionen og angives med fortegn. Negativ fluks angiver deposition mens positiv fluks angiver emission.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af kvælstofdeposition.

Tilstand og årsag

For at opnå større forståelse af de processer, der styrer depositionen af gasformig ammoniak, er der gennemført målinger af fluksen af ammoniak på Idom hede. Der blev målt første gang i september 2004, dernæst maj 2005, marts og september/oktober 2006 og april 2007. I rapporten fra 2006 er der givet en nærmere beskrivelse af de anvendte metoder. Efter målingerne i april 2007 blev der indledt en undersøgelse for at finde en ny lokalitet med en anden naturtype end hede. Der blev fokuseret på klitheder og højmoser, da disse to naturtyper er blandt de særligt følsomme for kvælstofbelastning. De danske klitheder er endvidere en unik naturtype i såvel Danmark som Europa.

I forhold til den metode, der anvendes til fluksmålingerne, er der en række forudsætninger, der stiller krav til områdets udbredelse samt variation i topografi og vegetation. Det skyldes bl.a. krav til en uforstyrret vindprofil i målepunktet. Her har Idom Hede vist sig unik, da heden dækker et fladt, let skrående areal, hvor vegetationen i en afstand på mere end 500 m ud fra målepunktet i alle retninger er domineret af dværgbuske, og der er kun ganske få større buske og træer. I forhold til landskabskravene og meteorologien afhænger kravene til områdets udbredelse også af de omkringliggende arealer. Mange naturområder er omkradset af træer og træer betyder, at man skal langt ind på arealet, før man når fri af den turbulens, som træerne skaber. Klitter vil også betyde, at man skal et godt stykke ind på en klithede, før man er fri af den turbulens, som klitterne skaber. En række forskellige lokaliteter har været undersøgt for egnethed. I forhold til fluksmålingerne er klitheder langs Vestkysten vanskelige, idet der under forhold med vestenvind vil være meget lave ammoniakkoncentrationer, hvilket kan være et problem i forhold til de korte midlingstider (1-3 timer) og målemetodens detektionsgrænse.

Der er undersøgt en række klitheder langs den nordlige vestkyst af Jylland, i Jammerbugten samt en klithede nord for Djursland. Der er også undersøgt en række højmoser (Store Vildmose, Lille Vildmose og Holmegårds mose). Få steder viste sig egnede i forhold til metodekravene og for disse få steder viste det sig, at tidligere dræning og gødningstilførsel samt frednings- og ejerforhold ikke gjorde det muligt at finde et alternativ til Idom Hede. Det blev derfor besluttet at blive på Idom Hede, udskyde målingerne til 2008 og bl.a. fokusere mere på kortere midlingstider.

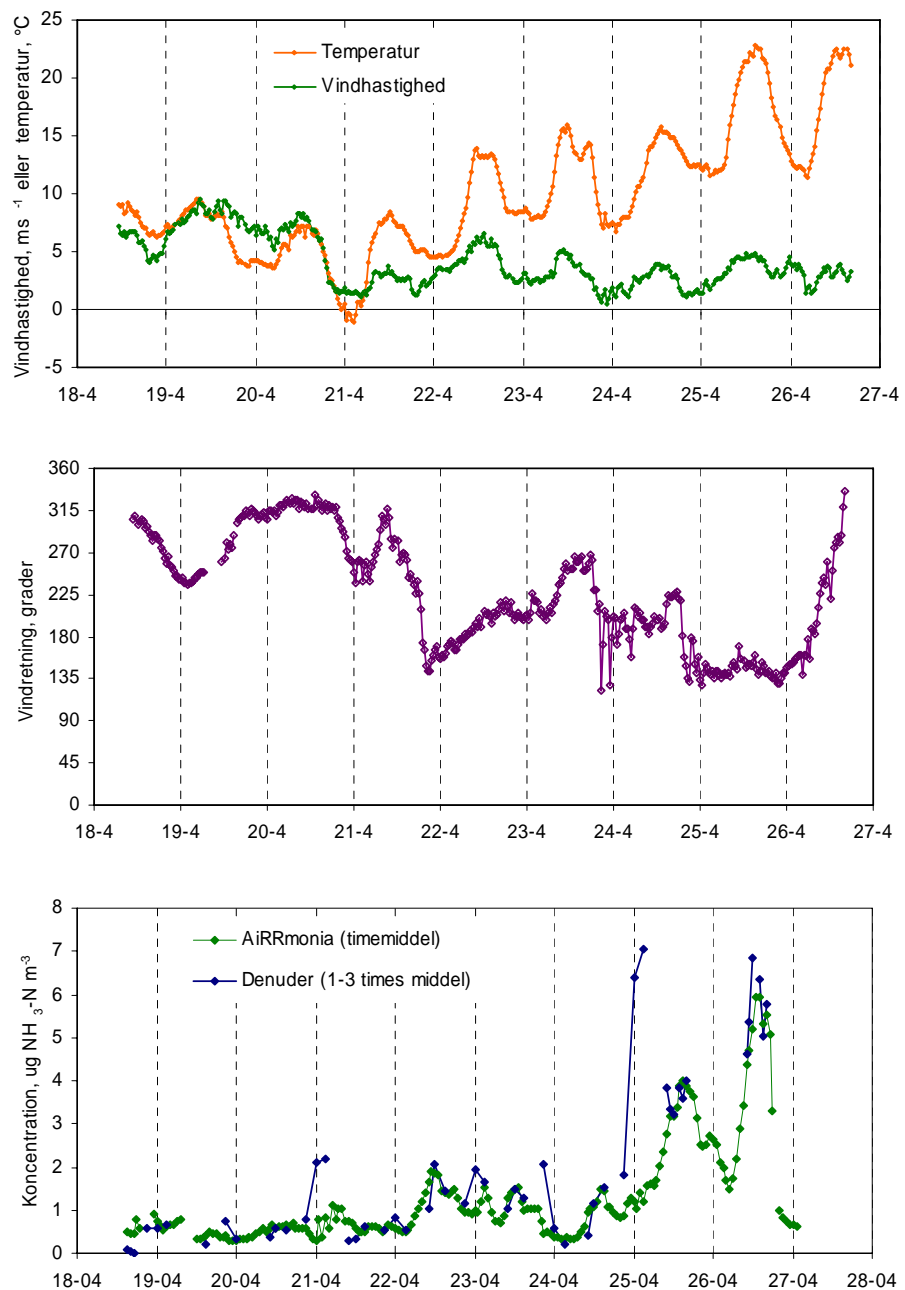
Fluksen af ammoniak estimeres ud fra målinger af den vertikale profil af ammoniakkoncentrationen. Når stof optages eller afgives fra overfladen opstår der en vertikal koncentrationsgradient over overfladen. Gradientens størrelse, kombineret med de meteorologiske forhold, giver et estimat for, hvor meget stof, der er afsat eller frigivet, og dermed fluxen af stoffet. Metoden forudsætter, at meteorologien skal være rimelig ensartet i den givne måleperiode. I tiden omkring solopgang og solnedgang sker der store skift i de meteorologiske forhold og derfor har det været valgt ikke at måle fluxe af ammoniak i disse perioder. En anden af metodens forudsætninger betyder, at fluksen ikke kan estimeres i perioder med meget lave vindhastigheder. Disse situationer opstår ofte, når friktionshastigheden bliver lavere end $0,08 \text{ m s}^{-1}$ og denne værdi er brugt som nedre grænse for fluksberegningerne. Friktionshastigheden er et udtryk for vindprofilen. P.g.a. arbejdsbyrden med ammoniakmålingerne blev det valgt at måle i perioder af tre timers varighed, hvilket er den maksimale tid, der med rimelighed kan midles over meteorologisk. Dog er der målt timemiddelværdier i begyndelsen og slutningen af måleperioden i april 2007. Desuden er målingen efter solopgang reduceret til to timer. Der måles en koncentrationsprofil ved at måle i højderne 1, 2, 3 og 6 m. Ofte er koncentrationsforskellene meget små og derfor kræves en høj målepræcision, hvilket opnås ved at måle en tripelbestemmelse af koncentrationen i hver højde.

Målekampagnen april 2007

På figur 2.9 ses halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed samt vindretning i målekampagnen fra d. 18. til d. 27. april. I løbet af målekampagnen blev der målt temperaturer fra -1 til $+23^{\circ}\text{C}$ med et middel på 10°C . Dagtemperaturen ligger mellem 7 og 10°C de første fire dage af kampagnen. Natten mellem d. 20. og 21. er der nattefrost, men ellers ligger temperaturen over 3°C . Efter de første fire dage begynder temperaturen at stige gradvist, både dag og nat. D.26. og d. 27. når dagtemperaturen op på 23°C . Vindhastigheden varierede fra næsten vindstille til frisk vind (9 m s^{-1}). Måleperioden begynder med overvejende jævn til frisk vind, som så gradvist aftager til svag til let. De fleste dage aftager vinden om aftenen. Flere nætter (d. 21., d. 24. og d. 25.) er der næsten vindstille. De første fire dage kom vinden fra sydvest til nordvest (figur 2.9). Derefter drejede den over sydøst, tilbage til sydvest og vest for derefter at vende mod syd og sydøst. Den sidste dag går vindretningen fra sydøst til nordvest. Der blev observeret regn d. 19. midt på dagen og d. 21.-22. om natten. Der var en del solskin i løbet af perioden, men vejret var ofte diset.

Figur 2.9 nederst viser koncentrationen af ammoniak målt med to forskellige målemetoder i kampagnen i april 2007. Denudermålingerne er

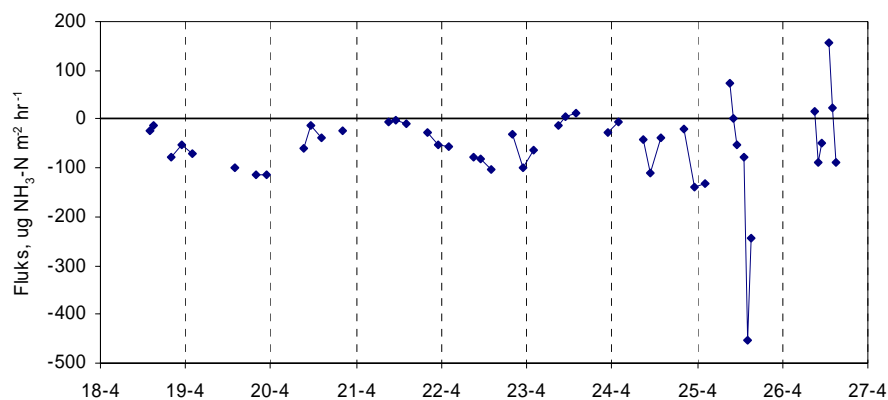
fra 1 m's højde og er de målinger, der indgår i fluxmålingen. Denuder-målingerne er 1-timesmiddel d. 18. og om dagen d. 26. og 27., mens de øvrige målinger er 2-3-timersmiddel. Der blev ikke målt i perioderne omkring solopgang (kl. 5-9) og solnedgang (kl. 17-20), da de meteorologiske forhold er meget varierende i disse perioder og dermed ikke opfylder forudsætningerne for måden at estimere fluxen på. Den anden målemetode, "AiRRmonia", måler 5-minutters middelværdier af koncentrationen, som her er midlet til 1-timesmiddel. AiRRmonia-metoden er også en slags denuder, hvor luftens ammoniak diffunderer over i en væske, som efterfølgende automatisk analyseres for ammoniumindhold. Således leverer apparatet et resultat, mens man er på lokaliteten, hvor den anden denudermetode kræver en manuel ekstraktion af prøveopsamleren og en efterfølgende analyse i laboratoriet. AiRRmonia'ens indløb er i en højde på 0,5 m over jorden. De to målemetoder viser god overensstemmelse, bortset fra nætterne d. 20.-21., 22.-23. og 24.-25. samt om aftenen d. 24., alle perioder, hvor vinden er svag til næsten vindstille. Alle fire højder til fluxmålingen tyder på høje koncentrationer i disse perioder, så uoverensstemmelsen skyldes næppe fejl på denuderen i 1 m. Der er erfaring for, at AiRRmonia'en har en vis forsinkelse i respons ved større koncentrationsskift, og det kan være, at dette er tilfældet. Det ville dog forventes, at det efterfølgende gav en koncentrationsforøgelse, hvilket ikke er tilfældet om aftenen d. 23. De øvrige dage stiger koncentrationen på AiRRmonia'en efterfølgende, men dette er samtidig i overensstemmelse med denudermålingerne. Der er ikke fundet nogen forklaring på uoverensstemmelsen. Koncentrationen af ammoniak i luften i 3m's højde varierede fra mindre end 0,02-7,4 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med et gennemsnit på 2,2 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Der ses typisk højere koncentrationer om natten end om dagen. Der er ikke så høje koncentrationer i begyndelsen af målekampagnen, selvom der blev observeret lugt af gylle d. 20. om morgen. Det skyldes formentlig de forholdsvis høje vindhastigheder, der alt andet lige betyder større fortynding af emissionerne og dermed lavere koncentrationer. D. 26. blev der også observeret lugt af gylle midt på dagen og lugten intensiveredes lidt først på eftermiddagen. Der mangler målinger d. 19. om dagen p.g.a. strømsvigt. I stedet for nattemålinger blev det prioriteret at køre 1-times fluxmålinger om dagen d. 25. og 26.



Figur 2.9 Øverst er vist halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed og i midten vindretningen på Idom Hede i målekampagnen i april 2007. Nederst ses koncentrationen af ammoniak, målt med to forskellige målemetoder (se tekst).

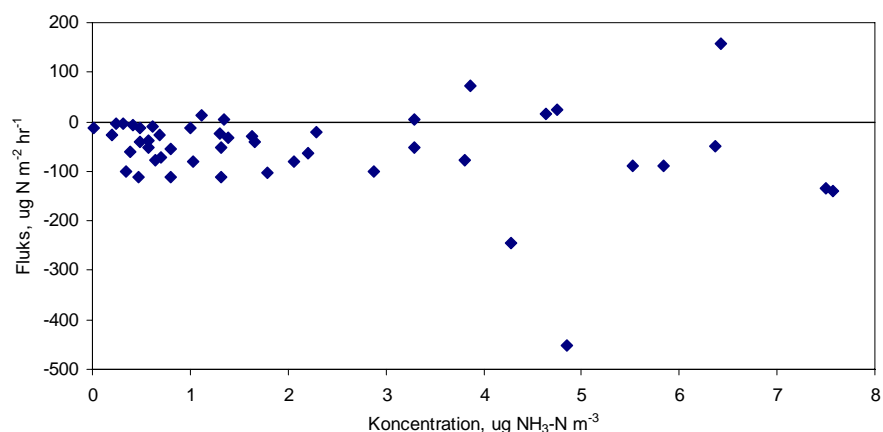
Figur 2.10 viser fluksene, der er estimeret på baggrund af målte koncentrationsprofiler og meteorologiske parametre i perioden i april 2007. Fluksene er angivet som mængde pr. m² pr. time, hvor måleperiodens varighed d. 18. midt på dagen samt om dagen d. 25. og 26. er af én times varighed, mens målingerne om formiddagen er to timer (kl. 9-11), og resten af målingerne er af tre timers varighed. Der ses flukse fra +158 µg NH₃-N m⁻² hr⁻¹ (positiv fluks indikerer emission) til -452 µg NH₃-N m⁻² hr⁻¹ (negativ fluks indikerer deposition). Fluksenes størrelse varierer med en emission/afsætning, der svarer til +14 til -40 kg NH₃-N ha⁻¹ år⁻¹. Gennemsnittet af fluksmålingerne svarer til en årsdeposition på 4,9 kg NH₃-N ha⁻¹ år⁻¹, men fluksene er ikke repræsentative for et år og må derfor tages med forbehold. De høje nattekonzentrationer betyder ikke nødven-

digvis en stor afsætning af ammoniak til heden, idet kombinationen med de meget lave vindhastigheder gør, at transporten af ammoniak til overfladen også foregår meget langsomt. Derimod giver de høje koncentrationer om dagen d. 25. også en stor nedadrettet fluks (deposition). Dette gentager sig dog ikke d. 26., hvor koncentrationen er endnu højere, men fluksen lavere endda med perioder med emission.



Figur 2.10 Estimeret fluks af ammoniak for målekampagnen i april 2007. Fluksen er angivet som gennemsnitsfluksen pr. time.

Figur 2.11 viser fluksen af ammoniak i målekampagnen i april 2007 afbildet som funktion af koncentrationen (3 m). Der ses ikke nogen entydig sammenhæng mellem fluks og koncentration. Det ses, at nogle af perioderne med høje koncentrationer af ammoniak ($> 5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) viser flukse af samme størrelse som perioder med meget lavere koncentrationer.

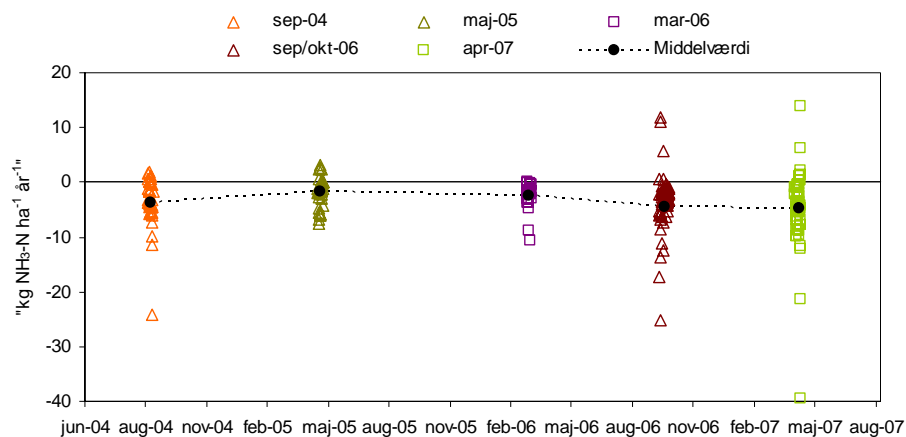


Figur 2.11 Fluksen af ammoniak i målekampagnen i april 2007 afbildet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

Flukse 2004 til 2007

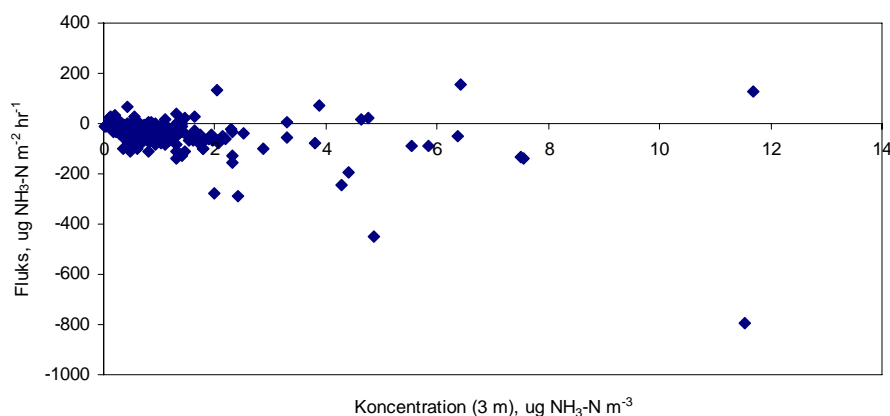
Figur 2.12 viser de målte flukse fra målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006 samt april 2007. Der er udeladt en værdi på $69 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i september/oktober 2006. Fluksene er vist i enheden $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, selvom hovedparten af fluksene er målt over tre timer og fluksene ikke er repræsentative for et år. Det er et generelt problem, at mange nattemålinger i perioder med meget lave vindhastigheder må kasseres, fordi fluksmetodens forudsætninger

ikke holder. Alt andet lige betyder de meget lave vindhastigheder også små flukse. Det ses, at der er stor variation i alle målekampagner, især i september/oktober 2006 og april 2007. Der ses emissionsflukse, færrest i målekampagnen om vinteren i marts 2006. Middelværdien af fluksene er plottet ind for hver målekampagne. Værdierne varierer fra 1,8 til 4,9 $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, lavest i maj 2005 og højest i april 2007.



Figur 2.12 viser de målte flukse fra målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006 samt april 2007. Der er udeladt en værdi på 69 $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i september/oktober 2006. Enheden er $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ selvom hovedparten af fluksene er målt over tre timer. Middelværdien for hver målekampagne er angivet.

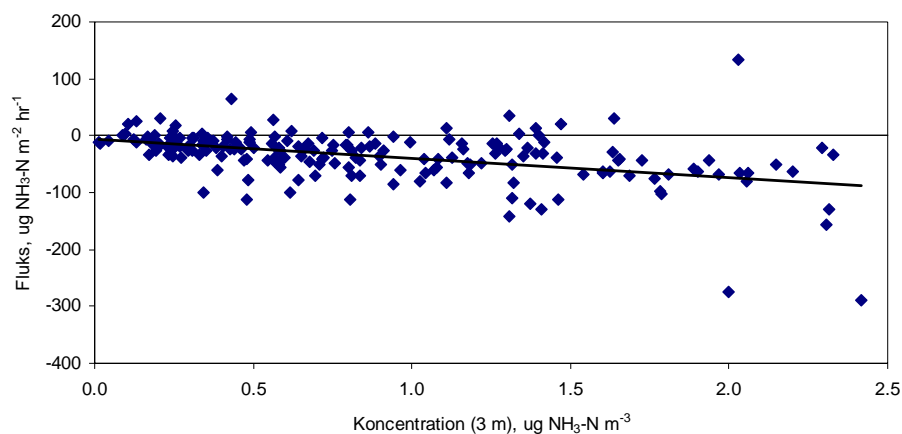
Figur 2.13 viser fluksen af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006 samt april 2007, afbildet som funktion af koncentrationen af ammoniak (målt i 3 m's højde). Der ses ikke nogen entydig sammenhæng mellem fluks og koncentration.



Figur 2.13 Fluks af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006 samt april 2007 afbildet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

Figur 2.14 viser fluksmålingerne mod koncentrationen for alle de måleperioder, hvor koncentrationen af ammoniak (målt i 3 m's højde) ligger under $2,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (91% af observationerne). Det ses, at fluksene har en stor spredning, men at "skyen" af målinger har en nedadgående tendens (regressionslinien er indtegnet). Sammenhængen mellem fluks

og koncentration er "depositionshastigheden". Den viste regressionslinie svarer til en depositionshastighed på $0,9 \text{ cm s}^{-1}$, om end tallet er behæftet med meget stor usikkerhed. Beregnes årgennemsnittet af depositionshastigheden ud fra de halvmånedlige depositionshastigheder opnået med modelberegningerne for Idom Hede (se Fokuspunkt 2) fås en værdi på $0,7 \text{ cm s}^{-1}$. Selvom usikkerhederne er store, tyder det på en vis overensstemmelse mellem de målte og modlerede depositionshastigheder.



Figur 2.14 Fluks af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006 samt april 2007 afbildet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde) i måleperioder med en koncentration af ammoniak under $2,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Regressionslinien er indtegnet.

2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala

Relevans

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

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af kvælstofdeposition.

Tilstand og årsag

For år 2007 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 26 udvalgte naturområder. DMUs målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne. De resterende naturområder er valgt blandt de intensive målestationer i den terrestriske del af NOVANA.

Beregningerne er udført ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regionalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved DMU (Olesen *et al.* 1992, Olesen *et al.* 2007, Christensen 1997, Frohn *et al.* 2003). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA (Ellermann *et al.* 2006).

For hver naturlokalitet er der udført beregninger med OML-DEP for et beregningsområde på 16 km x 16 km med naturlokaliteten placeret centralt i området. For at kunne lave beregninger med stor geografisk opløsning er området opløst i felter á 400 m x 400 m. DEHM beregner koncentration af ammoniak fra kilder udenfor OML-DEPs beregningsområde og denne baggrundskoncentration indlæses løbende i OML-DEP modellen. OML-DEP beregner koncentration af ammoniak pga. emission fra de lokale landbrug indenfor beregningsområdet, samt den efterfølgende tørdeposition af ammoniak fra kilderne både i og udenfor beregningsområdet. Deposition af de langtransporterede kvælstofkomponenter beregnes med DEHM. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstofilter og partikelbundet kvælstof samt våddeposition af kvælstof.

Tabel 2.3 Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2007 med DAMOS systemet. Værdierne angiver den gennemsnitlige depositionen til det 400 m x 400 m felt, der ligger centralt i naturområdet og angiver derfor deposition til naturtypen, som dækker dette felt. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak beregnet med lokal-skala modellen OML-DEP, samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med regional-skala modellen DEHM.

Lokalitet	Naturtype	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Anholt	Græs	1	3	6	10
Frederiksborg	Nåleskov	2	9	6	17
Keldsnor	Landbrug	2	3	8	13
Lindet	Nåleskov	5	7	9	21
Tange	Løvskov	5	7	8	20
Ulborg	Nåleskov	4	6	7	17
Idom Hede	Hede (4030)	3	2	7	12
Hjelm Hede	Hede (4030)	2	2	8	12
Diesebjerg	Overdrev (6230)	2	3	7	13
Ovstrup Hede	Hede (4030)	2	2	8	12
Husby Klit	Kystklit (2130)	1	2	8	11
Lønborg Hede	Hede (4010, 4030)	2	2	8	12
Bisgyde	Overdrev (6230)	2	2	7	12
Ulvholm	Rigkær (7220, 7230)	4	2	7	13
Hammer Bakker	Hede (4030)	2	2	8	12
Holmkær	Strandeng (1330)	2	2	7	11
Ulvshale	Kystklit (2250)	2	3	7	12
Storelung	Højmose (7110)	4	2	7	13
Nybo Mose	Højmose (7110)	3	2	9	14
Helmpolde	Hede (4010, 4030)	3	2	9	14
Randboel Hede	Hede (4030)	2	2	8	12
Pedersker (Raghammer)	Hede (4030)	2	4	6	11
Kaas Skov	Løvskov (9190)	4	10	7	21
Bøgeskov v. Sorø	Løvskov (9130)	3	10	7	20
Bøgeskov v. Maribo-søerne	Løvskov (9130)	3	9	9	20
Råbjerg Mose	Hængesæk (7140)	3	3	5	11

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2007 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell *et al.* 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2006 og baseret på bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle LandbrugsRegister (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (Gyldenkerne, *et al.* 2005). Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er blandt andet fordelt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og tilhørende udbringningsarealer (arealkilder). De atmosfæriske modeller medtager en sæsonvariation af emissionerne som følge af landbrugs praksis og variationer i meteorologiske parametre (Ambelas Skjøth, *et al.* 2004). Overfladens vegetation/beskaffenhed (land use), som har stor betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet, er baseret på AIS-data (Areal Informations Systemet).

Den beregnede deposition af kvælstof til de udvalgte naturområder ses i tabel 2.3 sammen med den dominerende naturtype i området. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof. Det deponerede kvælstof fra ammoniak alene varierer mellem ca. 1 og 5 kg N/ha i 2007. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypens ruhed. Høj ruhed (som fx ved en skov) giver alt andet lige en høj afsætning af kvælstof.

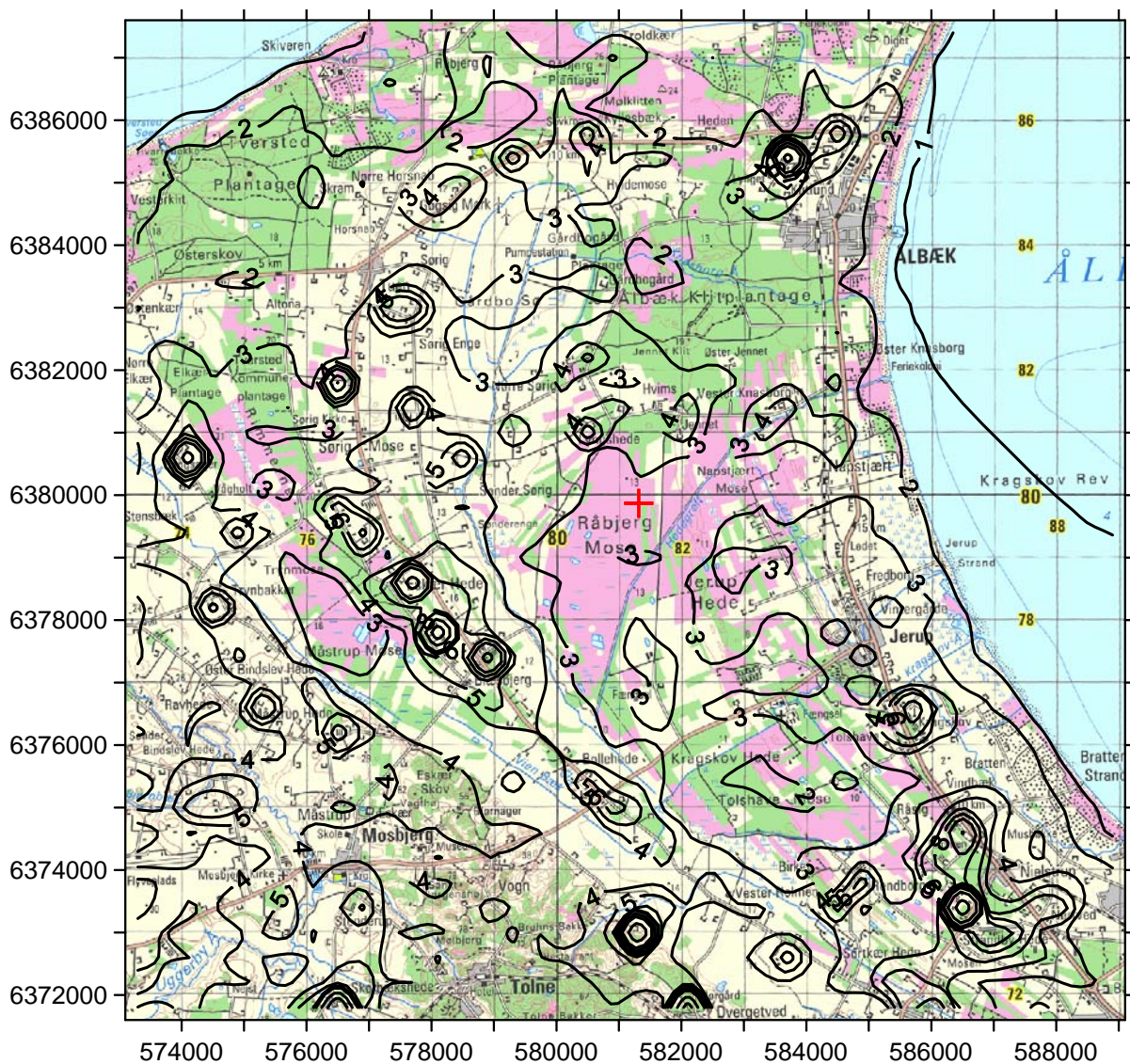
Den samlede kvælstofafsætning til naturområderne varierer mellem ca. 10 og 21 kg N/ha. Tallene i tabel 2.3 angiver depositionen beregnet til selve naturtypen, hvilket fx giver den høje deposition til naturområder med skov, som har den højeste overfladeruhed.

Et eksempel på hvordan den lokale deposition af tørdeponeret ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.15. Her er den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i området omkring Råbjerg Mose i Nordjylland angivet for 2007. Mosen ses at modtage i alt ca. 3 kg N/ha fra både lokale og ikke-lokale ammoniak-kilder. Der ses mange lokale maksima i området, som er beliggende ved punktkilderne. De største depositioner af ammoniak ses ved to store landbrug i den sydøstlige del af området, hvor depositionen kommer over 40 kg N/ha lige omkring kilderne. Ved de øvrige punktkilder kommer den årlige deposition af ammoniak typisk op på 10-20 kg N/ha. Størrelsen af disse maksima kan dog kun i nogen grad sammenlignes, da niveauet er meget afhængigt af kildens afstand til modellens beregningspunkter, som ligger i et gitter med 400 meters afstand mellem gitterpunkterne. I større afstand fra kilderne ses depositionen som forventet at følge overflades ruheden med størst deposition i områderne med skov og lavest til vandområderne. Den laveste årlige deposition af ammoniak på ca. 1 kg N/ha ses således over Ålbæk Bugt. Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes på DMUs hjemmeside (se links).

OML-DEP undergår stadig forbedring og validering blandt andet i forbindelse med forskningsprojekter under VMP III, hvor der er udført feltmålinger omkring en husdyrproduktion (*Løfstrøm og Andersen 2007, Sommer et al. 2009*). I løbet af 2007-2008 er DAMOS systemet valideret ved sammenligning med målte ammoniak koncentrationer ved flere naturområder i det tidligere Ringkøbing Amt (*Andersen et al. 2008*).

I løbet af 2008 er der foretaget mindre opdateringer af bl.a. metoden til beregning af tørdeposition af ammoniak i OML-DEP. Samlet set vurderes disse ændringer at medfører en ændring i depositionen på mellem -6% til +10% afhængig af lokale forhold, som bl.a. overfladetyper. Derudover udtrækkes bl.a. baggrundskoncentrationen i år fra det nye 6 km x 6 km beregningsnet i den regionale model DEHM, hvilket i områder med stor husdyrproduktion kan føre til en øget baggrundskoncentration og modsat i områder med lav produktion.

Baseret på de hidtidige erfaringer skønnes usikkerheden at ligge indenfor 50 %. Usikkerheden på de højeste depositioner i umiddelbar nærhed af kilderne kan dog være højere, idet modellens algoritmer ikke er valideret for så store depositionsverdier.



Figur 2.15 Den beregnede geografiske variation i 2007 af tørdeponeret ammoniak i et 16 km x 16 km område ved Råbjerg Mose på Skagen Odde. De viste niveaukurver er på 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Disse er angivet på basis af beregning af depositionen til et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Råbjerg Mose i tabel 2.3 er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord). Den samlede deposition til et punkt i området fås ved at addere den øvrige tørdeposition og våddepositionen til værdierne i figuren (her 8 kg N/ha/år).

Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter:
<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforureningsmodeller/Deposition/DepositionUdvalgt.htm>

Information om naturområder i den terrestriske del af NOVANA kan fås på:
<http://www.dmu.dk/Overvaagning/Fagdatacentre/Biodiversitet+og+terrestrisk+natur/Downloads/>

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:
http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

Information om AIS-data kan findes på:
http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/

3 Fosfor

3.1 Fosfordeposition i 2007

Relevans

Fosfor fra atmosfæren deponeres til de danske farvande og landområder og bidrager dermed til den samlede næringsstofbelastning af disse områder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme den årlige deposition af fosfor til vandmiljøet og landområderne.

Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af fosfordepositionen.

Tilstand, udviklingstendens og årsag

Atmosfærisk fosfor er hovedsageligt bundet til partikler og transporteres i luften med disse. Fosfor findes i form af opløselige fosfatsalte, bundet til metaller eller bundet i biologisk materiale som f.eks. pollen.

Emission af fosfor stammer fra både menneskeskabte og naturlige kilder. De menneskeskabte kilder er primært emission af partikulært fosfor fra forbrænding af kul og halm, herunder markafbrænding. Derimod er emissionen af fosfor fra forbrænding af olie og gas lille. De naturlige kilder er primært ophvirvlet jordstøv og biologisk materiale som f.eks. luftbårne alger, pollen, svampesporer og mikroskopiske bladfragmenter.

Den samlede deposition af fosfor består af summen af tørdeposition af partikelbundet fosfor og våddeposition af fosfor i regndråber, sne m.m. I 2007 er den samlede deposition af fosfor til de indre danske farvande og landområder vurderet til ca. 0,04 kgP/ha. Depositionen til de indre danske farvande (areal 31.500 km²) i 2007 kan herudfra estimeres til ca. 130 tons P. Tilsvarende kan depositionen til de danske landområder (areal 43.000 km²) estimeres til ca. 170 tons P.

Depositionen af fosfor er uændret i forhold til rapporteringen for år 2006. Baseret på DMU's målinger og resultater fra Fyns Amt (*Fyns Amt 2005*) vurderes, at der ikke er sket målelige ændringer i den atmosfæriske deposition af fosfor i perioden 1989-2007.

Estimaterne af tørdepositionen af fosfor er baseret på målinger af luftens indhold af partikelbundet fosfor ved opsamling af partikelprøver med filterpack-opsamlere og direkte analyse af partikelfiltret vha. PIXE-analyse (Proton Induced X-ray Emission). Med analysemetoden måles den samlede mængde fosfor og der skelnes ikke mellem uorganiske eller organiske fosforforbindelser. Mængden af partikulært fosfor opsamlet med filterpackopsamlere er imidlertid lille i forhold til detektionsgrænsen, som er 20-50 ngP/m³. I år 2007 var kun ca. 20-30% af målingerne over detektionsgrænsen. Den årlige tørdeposition af fosfor er estimeret til 0,02 kgP/ha. Dette estimat er baseret på tidligere års resultater.

Våddepositionen af fosfor bestemmes rutinemæssigt ved opsamling af nedbør med de såkaldte bulkopsamlere (se figur 1.2) og senere laboratorieanalyse af indholdet af opløst fosfat. Der er imidlertid stor risiko for kontaminering af prøverne med biologisk materiale, som indeholder store mængder fosfat (f.eks. fugleklatte i opsamlingstragtene). Våddepositionen bestemt på denne måde giver derfor anledning til en overestimering af våddepositionen af fosfor.

I 2001-2002 blev der derfor foretaget en mere nøjagtig bestemmelse af våddepositionen af fosfor ved målestationerne på Anholt og ved Ulborg. Forbedringerne ligger i anvendelse af wet-only-nedbørsopsamler (står kun åben når det regner og giver derfor mindre forurening), konservering af prøverne på prøveopsamlingsstedet og en forbedret analyse af fosfatkoncentrationerne. Resultaterne af disse målinger viser, at våddepositionen ligger på 0,01-0,02 kgP/ha. Våddepositionen af fosfor ligger kun lige over detektionsgrænsen, så usikkerheden på resultaterne er betragtelig (formentlig på 0,005-0,01 kgP/ha).

Et forsigtigt skøn på den samlede atmosfæriske deposition af uorganisk opløseligt fosfat er derfor en samlet deposition på 0,02-0,04 kgP/ha baseret på en våddeposition på 0,01-0,02 kgP/ha og en tørdeposition på 0,01-0,02 kgP/ha.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition er stor pga. risiko for kontaminering og lave koncentrationer i forhold til detektionsgrænsen. Grundet den store risiko for kontaminering af prøverne anses estimatet som en øvre grænse for den atmosfæriske deposition af uorganisk fosfat. Usikkerhederne er for store til at vurdere geografiske forskelle mellem Ulborg og Anholt.

Den organiske fosfordeposition vurderes at være af samme størrelse som depositionen af uorganisk opløseligt fosfor. Denne vurdering er baseret på tidligere vurderinger af Hovmand et al. (1993) og målinger af organisk fosfat foretaget af Fyns Amt (2005).

4 Svovl

4.1 Svovldeposition i 2007

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.

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 Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder 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 lagt en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen. Danmark har således via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere svovlemissionen frem til år 2010 til 67% af emissionen i 1990. En målsætning, som allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med 63% set i forhold til 1990.

Tilstand og årsag

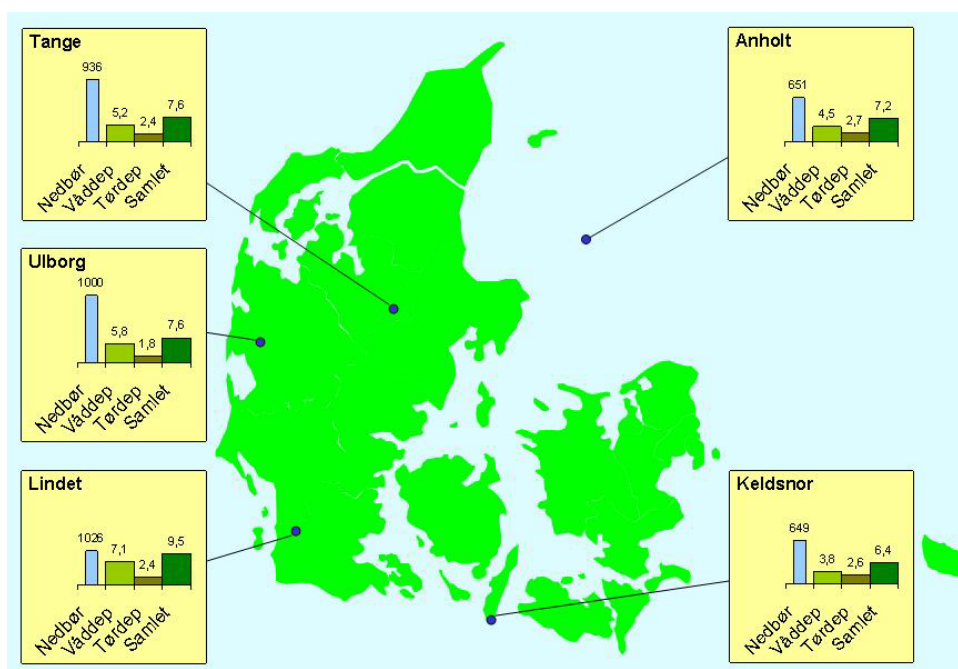
Resultaterne i 2007 fra de fem danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 6,4-9,5 kgS/ha for deposition til land (figur 4.1). Dette er ca. 13% højere end i år 2006.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet, Ulborg og Tange og den mindste deposition ved Keldsnor. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til de fem målestationer. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1000 km eller mere via luften og de geografiske variationer er derfor jævnet ud under den lange transport. En stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket er forklaringen på, at der måles høj tørafsætning af svovl i den sydlige del af Jylland. Den relativt høje tørafsætning på Anholt skyldes formentligt indflydelse fra skibstrafik på Kattegat.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri m.m.. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 10-30% af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer i Vestjylland og ved Anholt. Den relativt høje svovldeposition på Anholt skyldes dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

Nedbørsmængderne i 2007 er høj sammenlignet med gennemsnittet for perioden 1989-2007 (se afsnit 1.2). Nedbørsmængden er også høj i 2007 i sammenligning med 2006, hvilket er medvirkende til den høje svovldeposition ved målestationerne i 2007.

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 depositionen af en række forskellige svovlforbindelser. 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 4.1 Svovldeposition og nedbørsmængde ved de fem hovedstationer i 2007. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha.

Links

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:

http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoetilstand/3_luft/4_maalinger/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Relevans

Deposition af svovl fra atmosfæren kan have en forsurende og dermed skadelig effekt på danske naturområder. Det er derfor vigtigt af bestemme den geografiske fordeling af depositionen og dermed belastningen af de enkelte landområder.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af svovldepositionen. Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for svovldepositionens størrelse i Danmark (se i øvrigt afsnit 4.1).

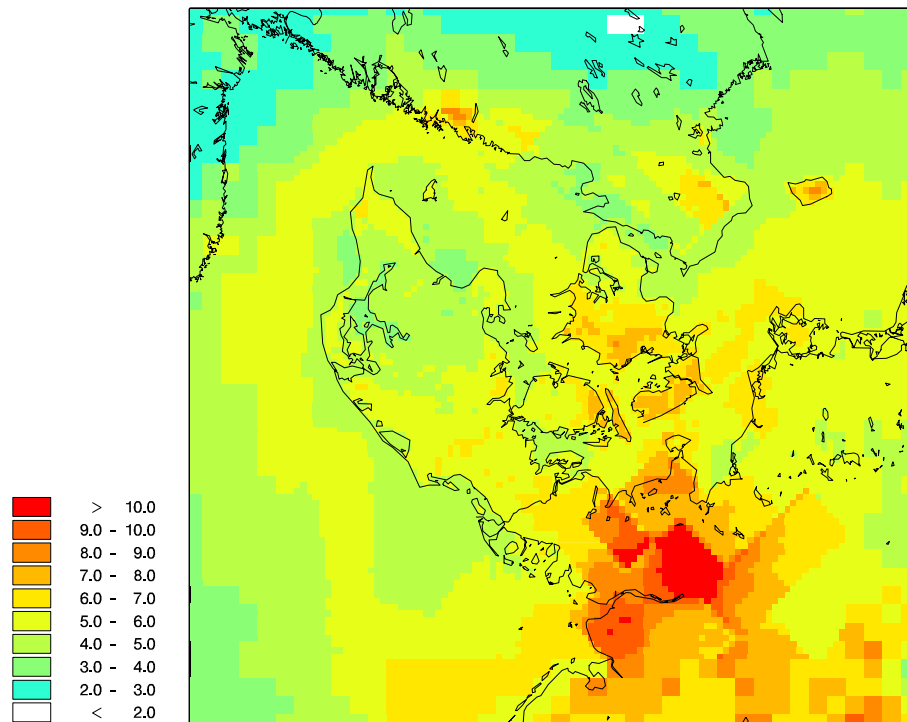
Tilstand og årsag

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for år 2007 beregnet til 23.000 ton S, hvilket kun er 8% lavere end depositionen beregnet for 2006 i forbindelse med den forrige rapportering. Ændringen i deposition af svovl skyldes den nødvendige opdatering af modellen (afsnit 2.2). Den samlede deposition på danske landområder er næsten dobbelt så stor som den danske emission af svovl. Denne lå i 2006 på 12.500 ton S (Nielsen *et al.* 2008).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 5,4 kgS/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,8 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsuring på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev, 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak 2003). Skadelige effekter af forsuring afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af forsurende kvælstofforbindelser og syreneutraliserende basekationer også skal tages med i betragtning ved vurdering af svovldeposition i relation til tålegrænser.

Depositionen varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Beregninger med DEHM angiver, at de danske kilder på landsplan kun bidrager med 7% af den samlede deposition. Størst dansk bidrag ses i Hovedstaden (8%) og mindst dansk bidrag ses for Region Nordjylland (6%). Forskellen mellem regionerne er imidlertid meget lille.

Af figur 4.2 fremgår det, at depositionen til dele af farvandsområderne er højere end depositionen til dele af landområderne. Det skyldes den store skibstrafik gennem de danske farvande, som grundet højt svovlindhold i brændstoffet udleder store mængder svovl i disse områder.



Figur 4.2 Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2007. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. Den høje deposition på farvandsområderne skyldes skibstrafik.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med DMU's luftforureningsmodel kaldet DEHM. DEHM tager højde for den geografiske placering af kilderne til svovlforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af svovl i atmosfæren. Modellen medtager ikke svovl fra havsalt, som via vinden bliver "blæst op" i atmosfæren. Målingerne af svovldeposition ved målestationerne viser, at havsalt bidrager med ca. 10-30% af den samlede antropogene og naturlige deposition.

Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2007 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2006 for NH_3 , NO_2 og SO_2 (Nielsen *et al.* 2008), og for resten af Europa for år 2006 (EMEP 2008). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser til modelberegningerne. Depositionen af svovldioxid og partikelbundet sulfat (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter. I tabel 4.1 angives et gennemsnit for de enkelte landområder. Den lokale deposition til f.eks. en skov kan således være 30-50% højere end angivet i figur 4.2 og tabel 4.1.

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

Links

Deposition af svovl til de enkelte amter og kommuner kan findes på:
<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:
<http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+naturen/>

Table 4.1 Den samlede antropogene svovldeposition på de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2007.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition per areal	Areal
	1000 ton S	1000 ton S	1000 ton S	kgS/ha	km ²
Nordjylland	1,6	2,2	3,8	4,8	7908
Midtjylland	2,4	4,0	6,4	4,9	13094
Syddanmark	2,7	4,2	6,9	5,7	12130
Sjælland	2,2	2,5	4,8	6,6	7268
Hovedstaden	0,6	0,8	1,4	5,6	2568
Hele landet	10	14	23	5,4	42927

4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen

Relevans

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 forurende 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.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. Via Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af deposition af forurende svovlforbindelser. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger om reduktion af svovldepositionen. Via målsætninger om reduktion af svovlemissionen er der en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen. Danmark har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere svovlemissionen i 2010 til 67% af emissionen i 1990, hvilket allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med mindst 63% set i forhold til 1990.

Udvikling og årsag

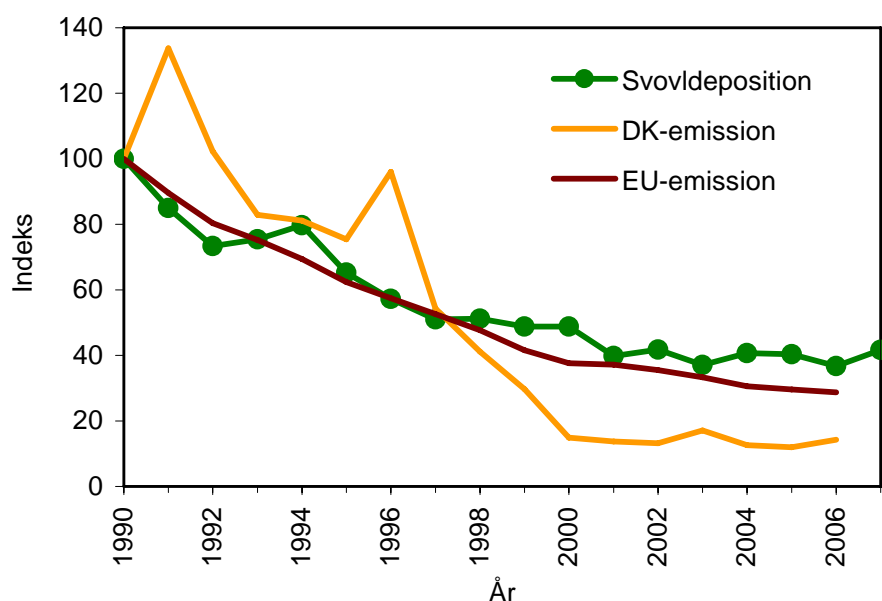
Figur 4.3 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra DMU's hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1989 er depositionen reduceret med ca. 67%. Det største fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau. Da faldet i depositionen er observeret på

samtlige hovedstationer vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

Figur 4.3 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig korrelation mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 27 EU-lande, hvilket skyldes, at langt størstedelen af depositionen stammer fra de europæiske lande syd og vest for Danmark.

Det kan altså konkluderes, at faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes faldet i emissionerne på europæisk plan. Reduktionen i danske emissioner spiller kun 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.

Udover det generelle fald ses også en år til år variation. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor store nedbørsmængder giver høj deposition og lille nedbørsmængde giver lav deposition. Variationerne i de meteorologiske forhold slår dog ikke så tydeligt igennem, som for kvælstofdepositionen (se afsnit 2.5).



Figur 4.3 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 DMU's seks hovedstationer. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DMU (Nielsen et al. 2008) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2008).

5 Tungmetaller

5.1 Tungmetaldeposition i 2007

Relevans

Deposition af potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med disse stoffer. Depositionen af tungmetaller kan forøge tungmetalindholdet i de øverste jordlag (0-20 cm). På lignende måde er den atmosfæriske tungmetal-deposition til vandmiljøet i mange tilfælde betydelig i forhold til andre kilder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder

Målsætning

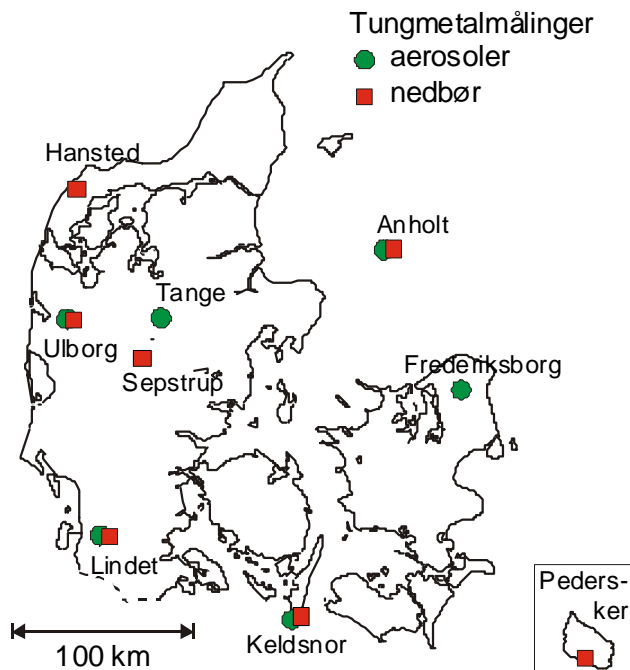
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Et EU-direktiv (det 4. datterdirektiv om bl.a. tungmetaller, 2004/107/EF), pålægger medlemslandene at måle koncentrationerne i luften og depositionen af bl.a. arsen, cadmium og nikkel med henblik på en samlet europæisk evaluering af den mulige skadevirkning af disse stoffer i baggrundsområder.

Tilstand og årsag

Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt gennem en årrække på de danske målestationer (figur 5.1). Resultaterne viser, at depositionen i 2007 (figur 5.3) ikke adskiller sig væsentligt fra depositionen de seneste par år når man sammenligner med den markante reduktion, der blev nået i perioden 1979-96.

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 5.1. Sammenlignes depositionerne til de indre danske farvande med værdier for landbaserede udledninger (overfladevand, spildevand m.m.) af tungmetaller til farvandene, er det atmosfæriske bidrag af samme størrelsesorden som disse og i nogle tilfælde større (Dahllöf, I., personlig kommunikation 2002).

En stor del af de tungmetaller, som findes i atmosfæren og dermed deponeres, kommer fra antropogene kilder udenfor Danmark. Sammenlignes de estimerede depositioner til de indre danske farvande og danske landområder med de danske emissioner (tabel 5.1), ses at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er væsentlig mindre end depositionerne. 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.



Figur 5.1 Målestationer for tungmetaller i Danmark. Rød: våddeposition – grøn: partikelkoncentration.

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 at være knyttet til partikler på $1\ \mu\text{m}$ eller mindre. For disse partikler vil depositionen til bulk-tragtene være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært svovl, som bidrager med under 10% af våddepositionen. Det må anses for at være uden betydning i sammenligning med de usikkerheder, der er på estimerne af våddepositionen.

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

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til 30-50%. Årsagen til den betydelige usikkerhed er først og fremmest, at de målte tungmetalkoncentrationer, såvel i luft som i nedbør, er lave. Der er derfor en betydelig risiko for kontaminering.

En anden årsag til usikkerheden er, at estimerne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til 80%). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10% til vand og 20-30% til land), således at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke slår fuldt igennem.

Tabel 5.1 Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på syv stationer i Danmark og tørdeposition vurderet ud fra måling af luftkoncentrationerne. Endvidere deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2007. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2006 (Nielsen et al. 2008).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land µg/m ²	Deposition til vand µg/m ²	Landområder (43.000 km ²) ton/år	Indre farvande (31.500 km ²) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	107	96	5	3	1,14
Ni, nikkel	262	231	11	7	10,7
Cu, kobber	905	877	39	28	9,5
Zn, zink	5422	5162	233	163	27
As, arsen	86	78	4	2	0,65
Cd, cadmium	33	29	1	1	0,71
Pb, bly	743	670	32	21	6,1
Fe, jern	32722	31016	1407	977	-

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

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DMU's hjemmeside: <http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>

Data rapporteret til EU's Miljøagentur:

cdr.eionet.europa.eu/dk/Air_Emission_Inventories/

WEBDAB (2009) : www.ceip.at/

5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer

Relevans

I Danmark og på internationalt plan er iværksat en række tiltag for at reducere emissionen af tungmetaller og dermed belastningen af natur og vandmiljø med potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller. For at kunne vurdere effekten af disse tiltag er det derfor relevant at følge tid-sudviklingen i tungmetaldepositionen.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Der er dog ikke specifikke målsætninger for reduktion af depositionen af tungmetaller i Danmark (se i øvrigt afsnit 5.1).

Udvikling og årsag

Udviklingen i luftens indhold af en række tungmetaller (målt på partikelform og som våddeposition) er i forbindelse med NOVANA og dets forløbere blevet målt siden 1989. Målingerne af luftens indhold af tungmetaller er endda startet op allerede i 1979, således at der i dag findes 29

års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold som i våddepositionen af de viste tungmetaller (figur 5.2 og 5.3).

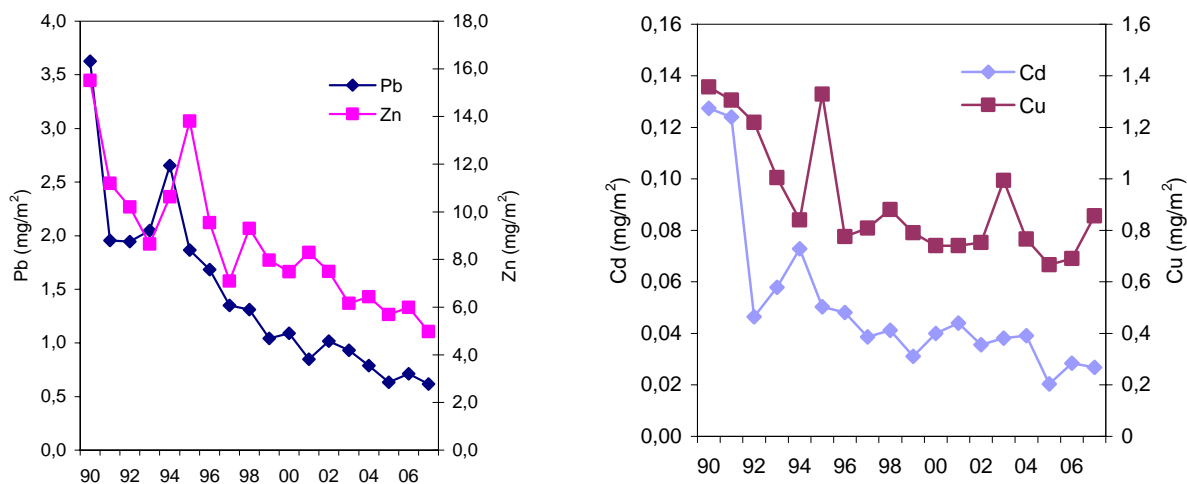
Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetalfald over Danmark. Denne emission har givetvis været for nedgående de sidste 10 år, selv om oplysningerne om tungmetalemission i Europa (specielt Østeuropa) er meget upræcise. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin, afsvovling af fossile brændstoffer og en generelt bedre rensning af røggasser.

I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner med målingerne ved de danske målestationer. Emissionerne er opdelt i emissioner fra kildeområderne i Øst-, Vesteuropa samt Danmark. De benyttede emissionsdata nationalt rapporterede værdier (*WEBDAB 2009*), suppleret med et skøn fra Østeuropa for perioden 1990-2000 (*Vestreg 2003*). Der er god overensstemmelse mellem faldet i emissionerne og såvel luftkoncentrationer som våddepositioner.

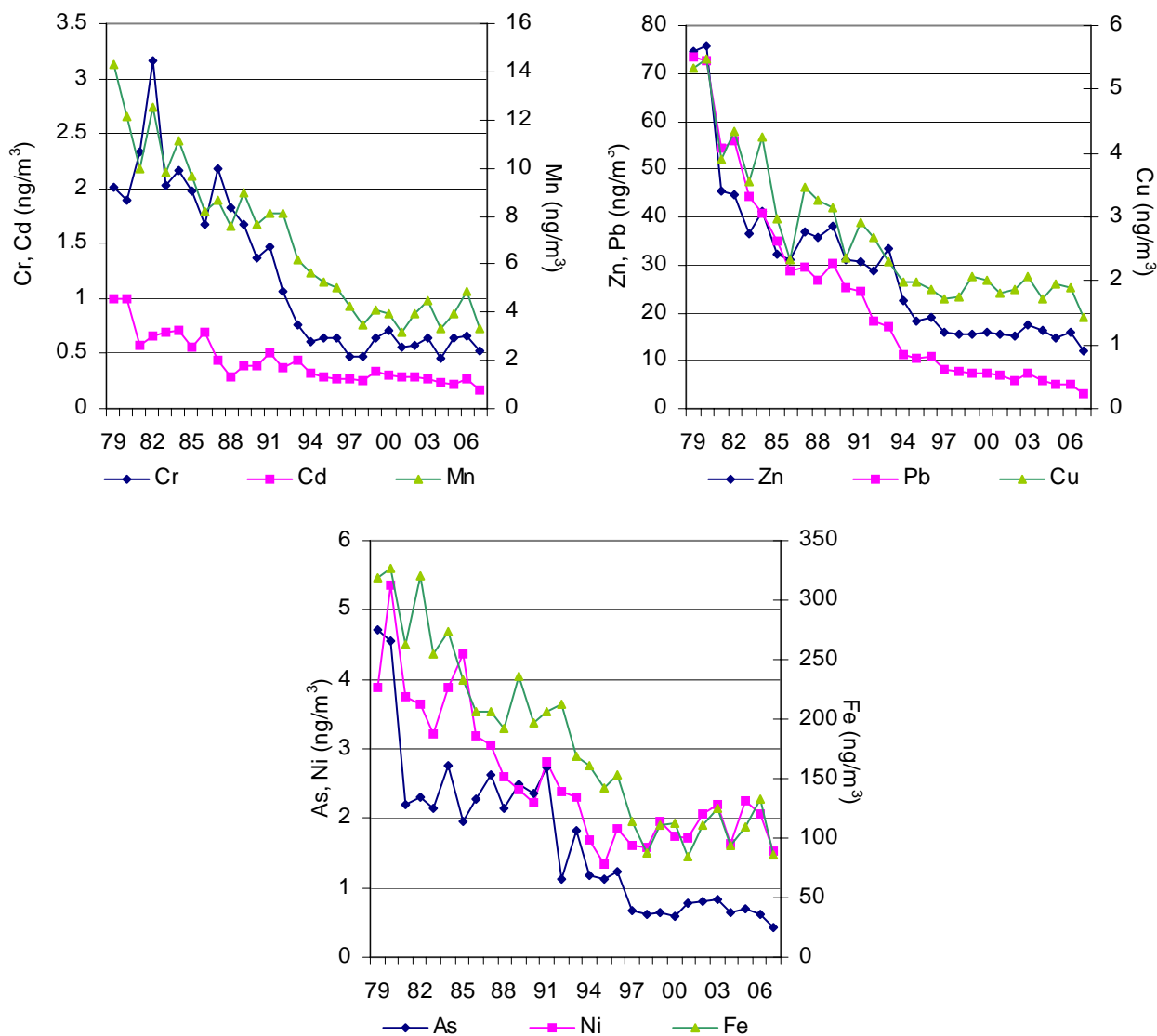
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikkelkoncentrationerne og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

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

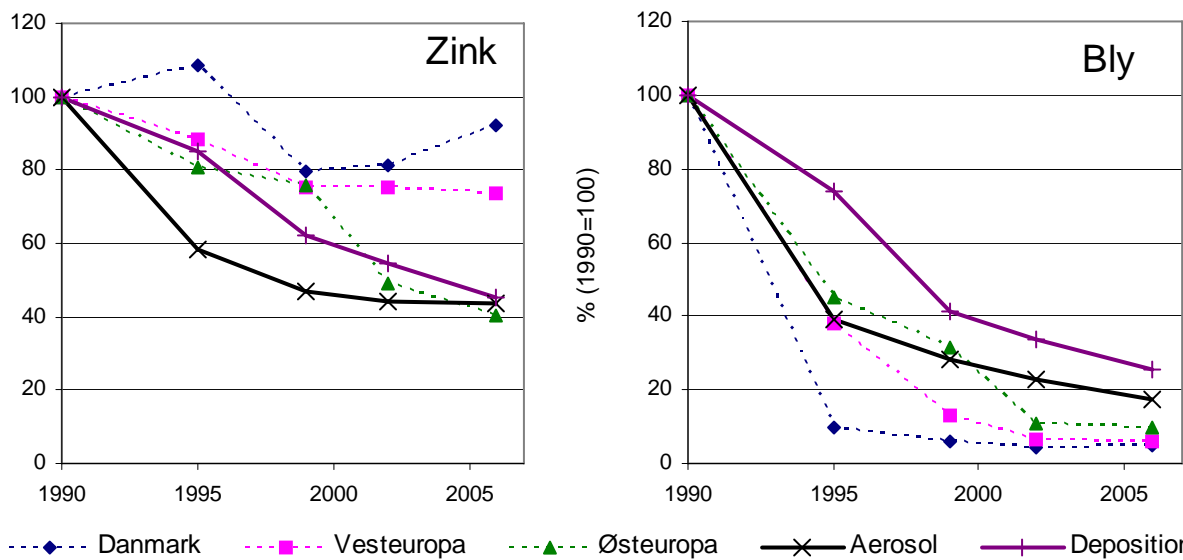
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (Figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 og 2007 ses ligeledes en højere deposition når man sammenligner med de foregående år. Det kan ikke udelukkes, at en del af forklaringen på de høje depositioner også her kan skyldes kontaminering af prøverne.



Figur 5.2 Tidsudvikling i våddeposition over en 17 årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m² per år, hvilket svarer til kg/(km² år).



Figur 5.3 Udvikling gennem 29 år for koncentrationer i luften af en række tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Kelsnor og Tange.



Figur 5.4 Målinger af våddeposition og partikelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra lande i Øst- og Vesteuropa samt Danmark. Måleresultaterne repræsenterer middelværdier over treårsperioder omkring de angivne år. Alle resultater er normeret til 100 i 1990.

6 Ozon

6.1 Ozon og vegetation

Relevans

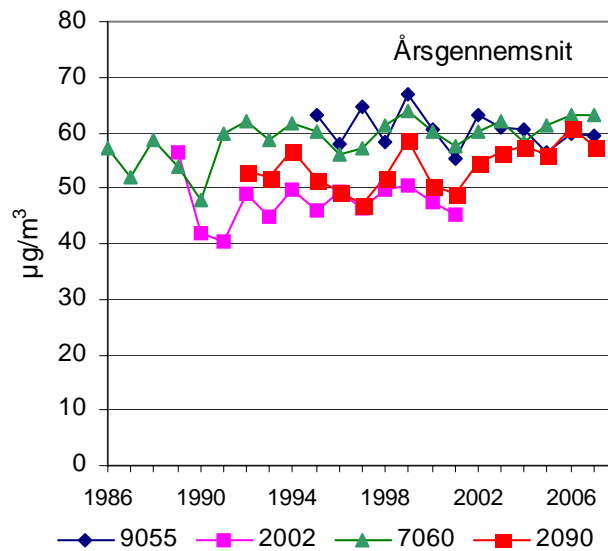
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner i vores lunger eller i plantecellerne.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker. Der er fastsat en kritisk belastningsgrænse (critical level) for effekter af ozon på væksten af træer og anden vegetation. Det er valgt at bruge et index, der kaldes AOT40, som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppbv ozon. Er der fx i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier af ozon, der overstiger 40 ppbv, fx 45, 50 og 55 ppbv, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppbv-timer. For bøg er der estimeret en kritisk belastningsgrænse på 10.000 ± 5.000 ppbv-timer i vækstsæsonen dvs. beregnet for perioden april til september (*Käremlämpi og Skärby 1996*) Denne dosis forbindes med en reduktion i biomassetilvækst på ca. 10%. I forbindelse med EU's datterdirektiv fra 2002 om ozon (2002/2/EC) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppbv-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. Denne målværdi er fastsat til beskyttelse af vegetation. Den skal først være gældende for år 2010 og skal beregnes som middel af 5 år.

Tilstand, udvikling og årsag

Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 6.1 viser årgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2007 ligger årgennemsnittet omkring 60 µg/m³ (svarende til 30 ppbv). Det ses, at koncentrationen har en vis år til år variation, og at der er en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. For nogle år siden havde Ulborg og Keldsnor de højeste niveauer, mens Frederiksborg og Lille Valby lå under. Hovedparten af den ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa. I kildeområder kan ozon blive nedbrudt af lokalt produceret kvælstofmonoxid. De højere koncentrationer i Ulborg og Keldsnor skyldes beliggenheden med færre kildeområder (større byer, trafik og industri), mens Frederiksborg og Lille Valby ligger tæt på hovedstadsområdet, Hillerød og Roskilde med lokal emission af kvælstoffilter, der nedbryder ozonen. Resultaterne fra de seneste år viser tendensen, at der er blevet meget lille forskel mellem målestationerne. Sandsynligvis som følge af, at NO_x emissionen er reduceret med indførelse af katalysatorer på benzinbiler.



Figur 6.1 Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere år-række på stationerne Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2008).

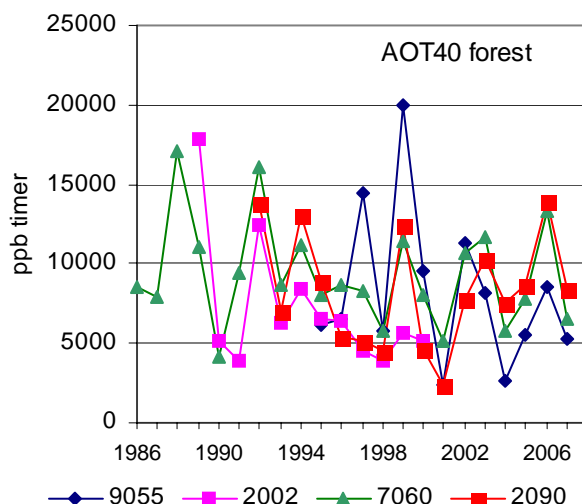
Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40 værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby. For Keldsnor og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2006 er AOT40-værdien for Ulborg ca. 13.000 ppbv-timer og dermed over den kritiske belastningsgrænse for bøg. Dette gælder også Keldsnor og Lille Valby. I 2007 var der ingen overskridelse af belastningsgrænsen. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække (figur 6.2) ses, at de er varierende og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse på 10.000 ppbv-timer.

AOT40-værdierne for vegetation beregnet i henhold til EU's ozondirektiv er vist i figur 6.3. AOT40 beregnet på denne måde bliver mindre end AOT40 til skov, hvilket skyldes at beregningerne til vegetation foretages for en kortere del af året end beregningerne til skov. Her ses ligeledes en stor år til år variation, hvor de højeste værdier når 12.000 ppbv-timer, hvilket er over mål-værdien på 9.000 ppbv-timer. Siden 2001 har der ikke været overskridelse af denne. Den varme sommer var formentligt årsag til de høje værdier målt i 2006. Værdierne i 2007 blev væsentlig lavere.

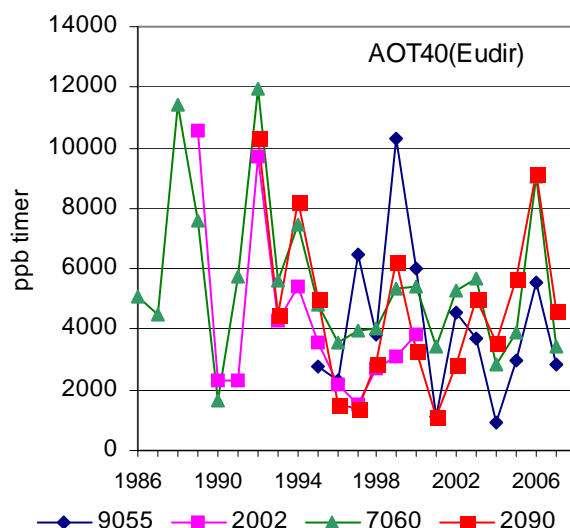
Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk aktivitet på europæisk plan. Forhøjede ozonkoncentrationer i Danmark er oftest forbundet med luftmasser, der bringes ind over landet fra Centraleuropa, hvor industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik fører til høje ozonkoncentrationer. Også tørve- og skovbrande synes at have betydning. Meteorologiske forhold har derfor stor indflydelse på ozonkoncentrationen. Den hemisfæriske baggrundskoncentration af ozon er stigende, bl.a. forårsaget af væksten i Kina og Indien. På lokalskala kan reduceret emission af

kvælstofilter (NO og NO₂) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon med kvælstofmonoxid og dermed resultere i relativt højere ozonkoncentrationer. 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 ozonproduktion.

I de seneste år er der en tendens til færre episoder i Nordeuropa med koncentrationer over 180 µg m⁻³, der er tærskelværdien for én-times maksimumkoncentration for beskyttelse af mennesker. Der er således mange faktorer, der spiller ind på ozonkoncentrationerne og der er brug for mere viden til at forstå, hvordan udviklingen påvirkes.



Figur 6.2 AOT40 værdier for skov (enhed ppb-timer) over en årrække, beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2008). AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.



Figur 6.3 AOT40 værdier (enhed ppb-timer) for vegetation beregnet i henhold til EU's ozondirektiv for målestationerne Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2008). AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl 8.00 til 20.00.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i Kemp et al., The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2007 Faglig rapport fra DMU nr. 681 Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Akutelle målinger af ozon kan findes på DMUs hjemmeside: http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/default.asp

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

7.1 Våddeposition af pesticider

Relevans

Ved udsprøjtning af pesticider kan pesticiderne overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, dels ved fordampning af stofferne fra jord og planteoverflader. De pesticider, der indgår i måleprogrammet, har alle en vis evne til at fordampe. En del af stofferne anvendes fortsat i Danmark eller anvendes i vore nabolande. Der måles også for nedbrydningsprodukter af nogle af disse stoffer. Der analyseres for i alt 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Pesticider i regnvandet kan eventuelt påvirke naturområder samt flora og fauna i de danske vandområder.

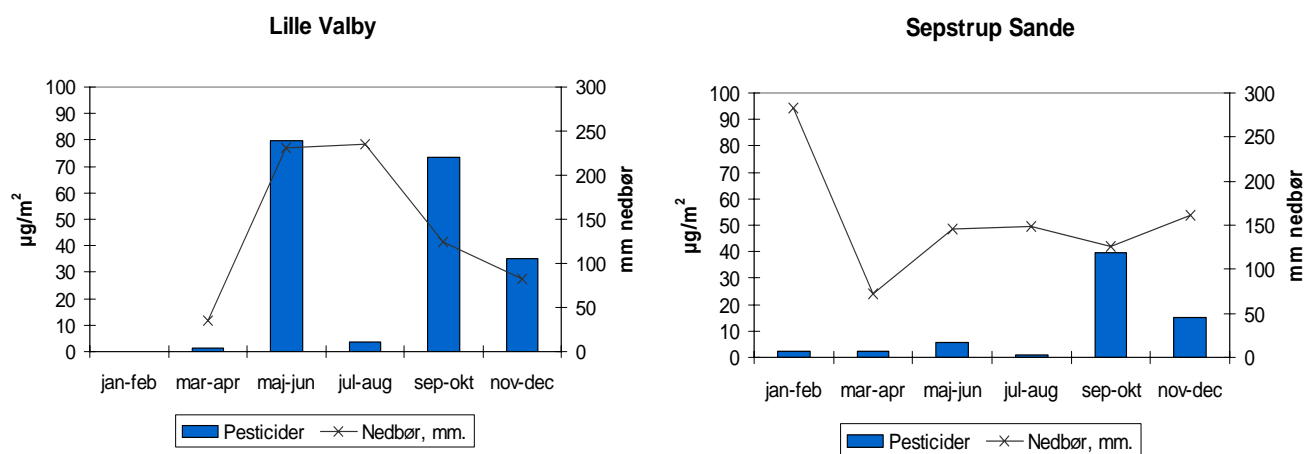
Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Der er dog ingen direkte målsætning om størrelsen af pesticiddepositionen.

Tilstand og årsag

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af de udvalgte pesticider (se tabel 7.1). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Tabel 7.1 og figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen i 2007 af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Opsamling af nedbør ved Lille Valby er først begyndt d. 1 marts 2007. Den samlede våddeposition af pesticider lå på ca. 67-193 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i 2007. Generelt er våddepositionen højere på Lille Valby end på Sepstrup Sande. Den relative højere deposition på Lille Valby i perioden maj-juni skyldes høje koncentrationer af MCPA, som sandsynligvis stammer fra lokalt brug af disse stoffer. I september-oktober er depositionen også markant større på Lille Valby end på Sepstrup Sande (henholdsvis 73,3 og 39,8 $\mu\text{g}/\text{m}^2$). Det er på begge stationer prosulfocarb, der står for størstedelen af depositionen. Herefter kommer pendimethalin, som giver den næst største deposition. Begge pesticider anvendes til ukrudtsbekæmpelse i vintersæd, hvilket passer med tidspunktet for de høje depositionstal. Generelt er mængden af pesticider i våddeposition lav og har derfor ikke akut virkning på planter.



Figur 7.1 Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter i 2007 målt over 2-måneders perioder på Lille Valby og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

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

Tabel 7.1 Våddeposition i 2007 af 14 almindeligt anvendte pesticider samt 5 nedbrydningsprodukter af pesticider målt ved Lille Valby (L.V.) og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke opsamlet nedbør i perioden januar-februar ved Lille Valby.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.
Atrazine	-	nd	nd	nd	0,2	0,1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Chloridazone	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Desethylatrazine	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Desethylterbutylazine	-	nd	nd	0,1	3,2	2,2	0,9	0,4	nd	nd	nd	nd
Desisopropylatrazine	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dichlorprop	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Diuron	-	nd	0,2	0,3	1,4	nd	0,2	nd	nd	nd	nd	nd
Ethofumesate	-	nd	nd	nd	Nd	0,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fenpropimorph	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Hydroxyatrazine	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Hydroxysimazine	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	0,3	nd	nd	0,3
Isoproturon	-	nd	0,1	0,4	Nd	nd	nd	nd	0,5	0,4	0,2	0,3
MCPA	-	0,6	0,3	0,1	70,0	0,9	0,5	nd	0,3	0,5	nd	nd
Mechlorprop	-	nd	nd	0,2	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Metamitron	-	nd	0,3	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Metazachlor	-	nd	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	0,4	0,3	nd	nd
Pendimethalin	-	1,1	0,1	0,4	0,5	0,1	0,5	0,1	7,1	2,1	4,4	2,7
Prosulfocarb	-	0,8	0,4	0,6	2,8	0,3	0,9	0,1	64,8	36,5	30,6	11,8
Terbutylazine	-	nd	0,1	0,4	1,6	1,8	0,5	0,3	nd	nd	nd	nd
Sum	-	2,5	1,5	2,5	79,7	5,8	3,5	1,0	73,3	39,8	35,3	15,1

7.2 Våddeposition af nitrophenoler

Relevans

Nitrophenoler er en gruppe organiske forbindelser der dannes fotoke-misk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocar-boner (fx toluen og benzen). Både kvælstofilter og de aromatiske hydro-carboner slippes ud i forbindelse med forbrændingsprocesser (fx biler og energiproduktion). Nitrophenoler har en høj toksicitet for planter. En af nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol), har tidligere være brugt i Danmark som ukrudtsmiddel. Nitrophenoler transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver fjernet fra atmosfæren med nedbør. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 6 nitrophenoler.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Der er dog ingen di- rekte målsætning om størrelsen af deposition af nitrophenoler.

Tilstand og årsag

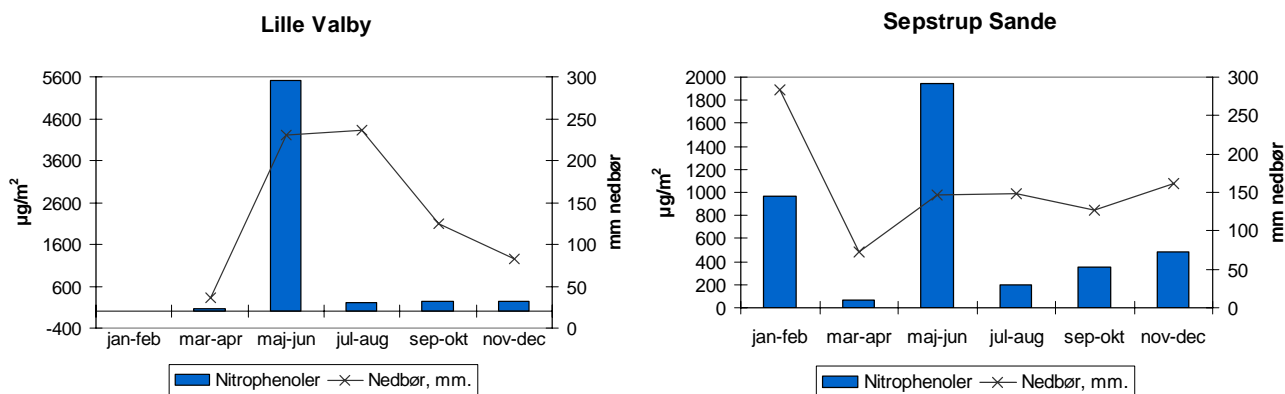
Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 6 udvalgte nitrophenoler (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i målepro- grammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsam- lingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af nitrophenolerne. Depositio- nen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncen- trationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.2 og tabel 7.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af ni- trophenoler i 2007. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sam- menlignelige på de to stationer. Der er registeret en episode med høj de- position i perioden maj-juni, som skyldes høje koncentrationer af en en- kelt nitrophenol (3-methyl-4-nitrophenol). Især i vinterperioden januar- februar og igen november-december var depositionen høj i Sepstrup Sande, hvis man ser bort fra den enkelte høje koncentration af 3-methyl- 4-nitrophenol i maj-juni. Deposition på Lille Valby er lavest i perioden marts-april ($61 \mu\text{g}/\text{m}^2$) og mere eller mindre konstant i perioden fra juli til december.

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/rappo- rter/FR555.PDF



Figur 7.2 Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2007 målt over 2-måneders perioder, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 7.2 Våddeposition i 2007 af nitrophenoler målt ved Lille Valby (L.V.) og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke opsamlet nedbør i perioden januar-februar ved Lille Valby.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.
4-Nitrophenol	-	248	3	3	166	47	71	104	40	73	73	136
2,4-Dinitrophenol	-	256	3	1	60	20	76	52	43	78	79	158
2,6-Dinitrophenol	-	155	30	33	2	2	4	2	69	93	31	87
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	-	60	2	4	15	6	12	9	12	20	14	25
3-Methyl-4-nitrophenol	-	157	8	7	5253	1860	13	13	26	28	32	36
DNOC	-	90	15	15	31	13	29	20	51	61	21	43
SUM	-	966	61	63	5526	1948	205	203	240	352	249	486

7.3 Våddeposition af PAH

Relevans

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) er en gruppe organiske forbindelser der emitteres til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler fx 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 25 PAH.

Målsætning

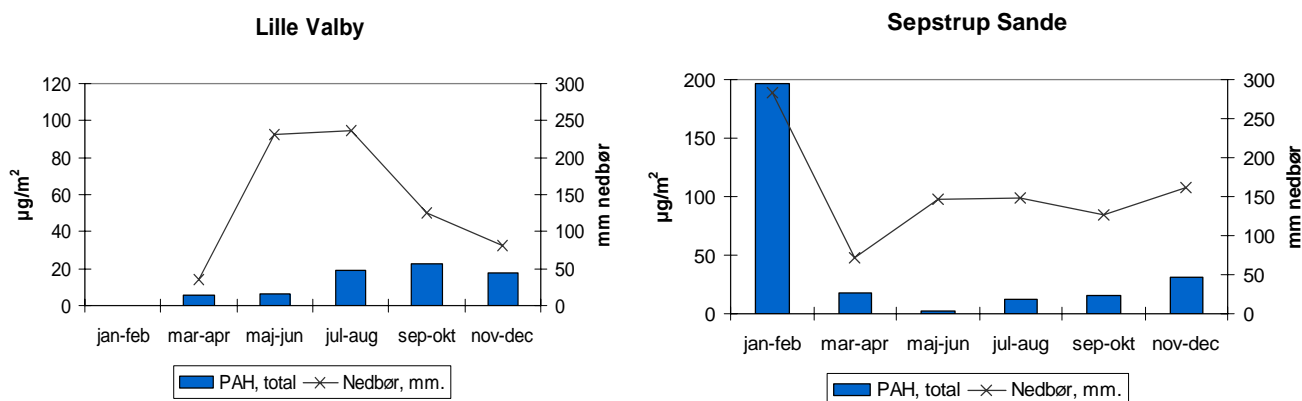
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Deposition af PAH indgår i EUs 4. datterdirektiv om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften (2004/107/EF). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger om størrelsen af depositionen af PAH.

Tilstand og årsag

Våddepositionen af PAH måles på to stationer, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 25 udvalgte PAH (tabel 7.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er op-

samlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.3 og tabel 7.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2007. Den højeste deposition af PAH er observeret på Sepstrup Sande i perioden januar-februar, hvor det største bidrag til total PAH deposition kommer fra naphthalen. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige for de 2 stationer. Deposition af PAH er størst i vinterperioden på Sepstrup Sande. Dette kunne ikke observeres på Lille Valby, da der ikke er nogen opsamling i perioden januar-februar, hvor de højeste PAH-koncentrationer forventes. Høje luftkoncentrationer af PAH om vinteren skyldes, at emissioner af PAH er høje p.g.a mere afbrænding af træ og fossilt brændsel om vinteren end om sommeren. Samtidigt hermed er levetiden af PAH højere om vinteren end om sommeren, fordi PAH bliver nedbrudt af sollys i sommerperioden.



Figur 7.3 Samlet våddeposition af PAH i 2007 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 7.3 Våddeposition i 2007 af PAH målt ved Lille Valby (L.V.) og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke opsamlet nedbør i perioden januar-februar ved Lille Valby.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.
Acenaphthen	-	nd	nd	0,4	nd	0,6	nd	1,5	nd	2,4	nd	0,8
Acenaphthylen	-	2,8	1,8	0,4	nd	nd	nd	nd	0,6	0,8	0,7	0,5
Anthracen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd
Benz(a)anthracen	-	3,1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,4	nd	1,0	1,8
Benz(a)pyren	-	2,5	0,1	0,2	nd	nd	2,1	nd	1,6	nd	1,1	2,3
Benz(e)pyren	-	4,5	nd	nd	nd	nd	1,9	nd	1,3	nd	1,0	1,9
Benz(ghi)perylene	-	4,5	nd	nd	nd	nd	1,2	nd	1,4	nd	1,0	1,9
Benz(b+j+k)fluoranthener	-	18,4	0,6	0,7	nd	nd	4,2	3,1	2,9	3,0	2,4	4,2
Chrysen+triphenylen	-	10,7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,8	nd	nd	3,7
Dibenz[a,h]anthracen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd
Dibenzothiophene	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd
3,6-Dimethylphenanthrene	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd
Fluoranthren	-	18,1	0,7	0,8	nd	nd	nd	nd	0,8	0,6	1,6	1,8
Fluoren	-	1,7	nd	0,2	0,9	0,7	1,2	0,7	0,5	1,1	0,2	Nd
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	5,1	0,2	nd	nd	nd	1,4	nd	1,3	nd	1,1	1,8
1-Methylnaphthalen	-	10,2	nd	1,9	1,4	nd	1,4	1,3	1,6	1,8	0,9	1,5
2-Methylnaphthalen	-	17,8	1,9	3,5	1,8	nd	1,9	2,1	1,9	2,7	1,0	1,6
2-Methylphenanthren	-	1,7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd
Naphthalen	-	69,3	0,8	8,1	nd	nd	1,2	3,0	3,0	3,0	2,1	2,7
Perylen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,8	1,9
Phenanthren	-	14,1	0,5	1,2	2,1	1,0	2,8	nd	1,5	nd	1,8	2,1
Pyren	-	11,9	0,6	0,7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	1,0
SUM	-	197	5,7	18,1	6,2	2,3	19,3	11,7	22,4	15,4	17,7	31,4

Links

Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i Ellermann m.fl. 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

8 Fokuspunkt 1: Luftovervågning og klimaændringer

8.1 Indledning

I forbindelse med rapportering af NOVANA for år 2007 er det blevet besluttet, at der for hvert delprogram skal udarbejdes et fokuspunkt, som sætter delprogrammets overvågning af natur og miljø ind i et klimaperspektiv. Der er flere begrundelser for dette. Først og fremmest er der gennem den seneste årrække kommet stadigt flere tegn på, at det globale klima er ved at ændre sig, og at der i Danmark er sket tydelige ændringer i de meteorologiske forhold. Der er derfor behov for at undersøge om vi ud fra overvågningsresultaterne fra 1989-2007 kan få ny viden om, hvordan klimaændringerne påvirker natur, miljø og de faktorer, som påvirker tilstanden af natur og miljø.

En anden vigtig begrundelse er, at NOVANA-programmet er ved at blive revideret. Der er derfor behov for at vurdere om, der skal laves ændringer i overvågningsprogrammet således, at overvågningen i videst muligt omfang kommer til at inkludere de parametre, som kan medvirke til en tidlig registrering af klimaændringernes påvirkning af natur og miljø.

Formålet med nærværende fokuspunkt er derfor at sætte resultaterne fra overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk afsætning fra perioden 1989-2007 ind i et klimaperspektiv. Herunder

at vurdere hvordan ændringerne i de meteorologiske forhold i perioden fra år 1989 til år 2007 har påvirket luftkvalitet og atmosfærisk afsætning,

og at vurdere om der i forbindelse med revision af NOVANA er behov for at inddrage nye overvågningsparametre i luftkvalitetsovervågningen for at sikre en tidlig overvågning af klimaændringernes påvirkning af natur og miljø.

I denne forbindelse er det vigtigt at bemærke, at overvågning af de meteorologiske forhold i Danmark og den direkte klimaovervågning foretages af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI). Temperatur, nedbørsmængde, vind, vindretning, og solskinstimer m.m. overvåges derfor af DMI. I Baggrundsovervågningsprogrammet for luftkvalitet og atmosfærisk afsætning (BOP) under NOVANA indgår disse parametre kun som støtte til den øvrige overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk afsætning.

Fokuspunktet er opbygget med følgende indhold:

Indledning med en kort gennemgang af de forventede klimaændringer i Danmark.

Herefter sættes ændringerne i temperatur og nedbør i overvågningsperioden fra år 1989 til år 2007 i forhold til de forventede klimaændringer frem til år 2100.

Gennemgang af, hvordan klimaændringerne kan påvirke luftkvalitet og atmosfærisk afsætning via påvirkning af udledninger, opblanding af luftbåren transport, kemisk og fysisk omdannelse og afsætning af luftforureningskomponenterne.

Ud fra overvågningsresultaterne vurderes, hvordan disse ændringer har påvirket luftkvalitet og atmosfærisk afsætning.

Endvidere vurderes de potentielle ændringer i luftkvalitet og afsætning frem til år 2100 set i forhold til de forventede ændringer i udledningerne.

Endelig vurderes om der er nye vidensbehov.

I gennem hele fokuspunktet er det valgt at fokusere på afsætning af kvælstof, idet kvælstofafsætningen på nuværende tidspunkt er en af de største trusler for natur og miljø i Danmark. Samtidigt er der behov for lange tidsserier af god kvalitet for at kunne vurdere en eventuel effekt af de meteorologiske forhold og disse tidsserier findes for kvælstofafsætningen. Når der i det følgende for nemhed skyld skrives om kvælstof, så er det ikke atmosfærens frie kvælstof (N_2), som menes. Det er derimod de reaktive kvælstofforbindelser, som stammer fra udledninger af enten ammoniak (NH_3) eller kvælstofilter (NO_x), og som er dem der giver anledning til skader på sundhed og miljø.

8.2 Forventede klimaændringer i Danmark frem til år 2100

DMI har ved hjælp af deres regionale klimamodeller udført beregninger af, hvordan de forventede klimaændringer vil være for Danmark. Disse beregninger er baseret på en såkaldt nedskalering af de globale klimascenarier, der er stillet til rådighed af FN's klimapanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Konklusioner fra dette arbejde er samlet i et notat udarbejdet af den Tværministerielle Arbejdsgruppe for Klimatilpasning (*Tværministerielle Arbejdsgruppe 2007*). Nedenstående opsummering af de forventede klimaændringer i Danmark er hovedsageligt baseret på dette notat.

Beregningerne af de fremtidige klimaændringer er baseret på tre scenarier om fremtidige udledninger af drivhusgasser og andre stoffer, som direkte eller indirekte påvirker klimaet. Dette drejer sig om IPCC's A2- og B2-scenarie og om et scenarium defineret af EU's ministerråd, som indebærer, at de globale temperaturstigninger ikke overstiger 2 grader i forhold til preindustrielt tid (EU2C). På basis af disse tre scenarier forventes følgende klimaændringer i Danmark for år 2071-2100 set i forhold til den seneste klimanormal for år 1961-1990:

Den gennemsnitlige årlige middeltemperatur forventes at stige til mellem 1,4 °C og 3,1 °C.

Den gennemsnitlige årlige nedbør forventes at stige med mellem 0% og 9%. Ændringerne er imidlertid ikke jævnt fordelt over året. Den gennemsnitlige nedbør i vintermånederne (december - februar) forventes at stige med mellem 1% og 43%, mens nedbør i sommermånederne (juni-august) forventes at falde med mellem 3% og 15%.

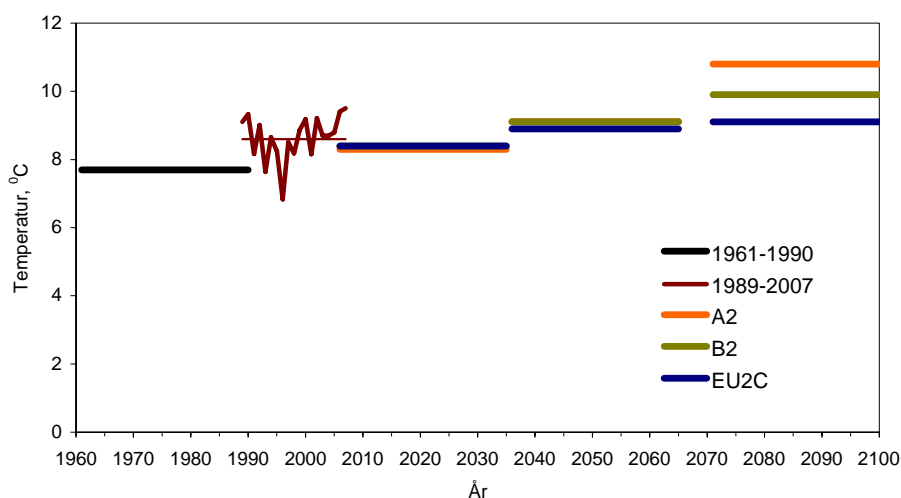
Middelvind over hav forventes at stige med mellem 1% og 4%, og der kan komme ændringer i de hyppigste vindretninger.

Udover dette forventes også stigninger i atmosfærens vanddampindhold, som følge af de højere temperaturer og dermed højere afdampning fra havene. Samtidigt hermed kan atmosfæren indeholde en større mængde vanddamp ved højere temperatur.

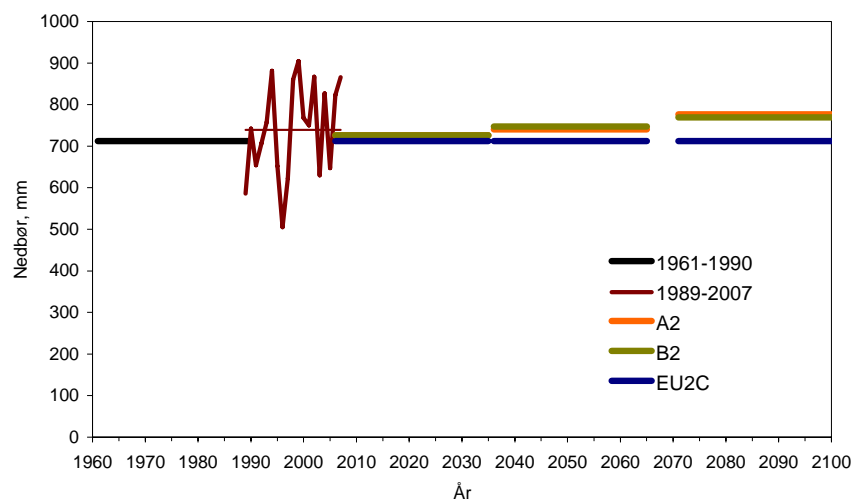
Vejret forventes også at blive voldsommere med blandt andet øget stormstyrke og kraftigere nedbørshændelser. Om sommeren forventes et fald i den samlede nedbør samtidigt med, at frekvens af meget kraftige nedbørsepisoder vil stige. Den maksimale døgnedbør vil stige med op til 21%.

I figur 8.1 og 8.2 er de forventede ændringer i den gennemsnitlige årlige middeltemperatur og årlige nedbør vist grafisk for de tre scenarier for år 2006–2035, 2036–2065 og 2071–2100. Det ses, at klimaændringerne vil komme gradvist, men med en tendens til den største stigning i temperaturen frem mod år 2071–2100. Endvidere ses, at der er relativt lille forskel mellem resultaterne for de tre scenarier for år 2006–2035 og 2036–2065, mens der bliver betydeligt større forskel mellem resultaterne for år 2071–2100.

Figur 8.1 og 8.2 viser også middeltemperatur og nedbør for de enkelte år i overvågningsperioden fra år 1989–2007 samt gennemsnit for perioden. Både for middeltemperatur og nedbør ses stigning i forhold til den seneste klimanormal. Den gennemsnitlige middeltemperatur var 0,9 °C højere end klimanormalen mens den gennemsnitlige nedbør var 4 % over klimanormalen. Samtidig hermed ses, at variationerne mellem de enkelte år er store set i forhold til den gennemsnitlige effekt af klimaændringerne.



Figur 8.1 Forventet stigning i gennemsnitlig 30-årig middeltemperatur og årlig middeltemperatur i overvågningsperioden fra 1989–2007 (Tværministerielle Arbejdsgruppe, 2007; DMI, 2009; Cappelen og Jørgensen, 2007). Figuren viser den seneste klimanormal for perioden 1961–1990 og de forventede stigninger i 30-årig middeltemperatur for perioderne 2006–2035, 2036–2065 og 2071–2100 beregnet med de tre scenarier A2, B2 og EU2C.



Figur 8.2 Forventet stigning i gennemsnitlig 30-årig middelnedbør og årlig nedbør i overvågningsperioden fra 1989-2007 (*Tværmindustrielle Arbejdsgruppe, 2007; DMI, 2009; Cappelen og Jørgensen, 2007*). Figuren viser den seneste klimanormal for perioden 1961-1990 og de forventede stigninger i 30-årig middelnedbør for perioderne 2006-2035, 2036-2065 og 2071-2100 beregnet med de tre scenarier A2, B2 og EU2C.

8.3 Hvordan påvirker klimaet luftkvalitet og atmosfærisk afsætning?

Luftkvalitet og atmosfærisk afsætning bestemmes for en stor del af følgende faktorer:

- Udledningernes størrelse, både nationalt og internationalt
- Opblandingen i den øvrige luft og den luftbårne transport
- Den kemiske og fysiske omdannelse
- Våd- og tørafsætningen

Hver af disse faktorer påvirkes af de meteorologiske forhold. Det er derfor givet, at klimaændringerne vil føre til ændringer i luftkvalitet og den atmosfæriske afsætning af kvælstof på danske land- og havområder. I det følgende illustreres, hvordan klimaændringerne kan påvirke disse faktorer.

Udledningerne

Udledningerne af kvælstof er primært styret af samfundsmæssige forhold herunder reguleringen af udledningernes størrelse. Men udledningerne er også direkte påvirket af temperatur og vind. Udledningerne af kvælstofilter (NO_x) fra forbrændingsprocesser i Europa vil falde når temperaturen stiger, idet der vil være mindre behov for opvarmning. Øget vind vil derimod øge opvarmningsbehov grundet et øget energitab fra husene. For ammoniak (NH_3) vil en øget temperatur og vind få fordampningen af NH_3 til at stige. Navnlig har de meteorologiske forhold i forbindelse med udbringning af husdyrgødning betydning, da højere temperatur giver en tydeligt højere afdampning fra husdyrgødningen.

En anden effekt er, at der potentielt vil komme flere og større naturbrande, fordi der bl.a. i det sydlige Europa vil falde betydeligt mindre regn om sommeren. Perioder med tørke bliver derfor mere udbredt. Dette kan

føre til hyppigere episoder med naturbrande og til stigning i udslip af NO_x og organiske forbindelser fra naturbrande.

Klimaændringerne forventes også at ændre planternes udslip af flygtige organiske forbindelser (VOC) for eksempel terpenener og isoprener, som via de kemiske reaktioner i atmosfæren påvirker kvælstofforbindelsernes skæbne i atmosfæren. Ændringerne i de biogene emissioner sker dels ved at ændre planternes vækstforhold og dels ved at ændre sammensætningen af vegetationen i Danmark og det øvrige Europa.

Den største effekt som klimaændringerne vil få på udledningerne vil imidlertid komme fra den tilpasning, som man på globalt plan er ved at sætte i værk for at forsøge at undgå alt for drastiske konsekvenser af klimaændringerne. I Danmark og mange andre dele af verden argumenteres for, at energiforsyningen i høj grad skal baseres på vedvarende energi og andre kilder med ingen eller meget lille udslip af CO₂. Også i transportsektoren forventes store ændringer blandt andet med anvendelse af andre drivmidler i bilerne (for eksempel elbiler). Da hovedparten af udledningerne af NO_x sker i forbindelse med afbrænding af fossile brændstoffer vil klimatilpasning af transport- og energisektoren have stor effekt på luftkvalitet og afsætning af kvælstof.

Opblanding i luften og den luftbårne transport

Opblanding af den udledte luftforurening er først og fremmest afhængig af vindforholdene. Ved en given udledning af kvælstof (E_N) aftager den resulterende kvælstofkoncentration (C_N) med den reciprokke vindhastighed (U):

$$C_N = E_N/U$$

Det forventes, at klimaændringerne vil give en stigning i middelvinden. For vinden over hav ventes en stigning på 1-4 %. Dette vil føre til en forøget opblanding og et svagt fald i luftkoncentrationerne. Denne effekt vil dog i nogen grad udlignes af, at hastighederne for tørafsætning vil øges tilsvarende. Nogle af de faktorer, som bestemmer hastigheden for tørafsætning, er nemlig proportionale med vindhastigheden.

Stigningen i temperaturen vil ikke umiddelbart give ændringer i turbulens- og spredningsforholdene. Det skyldes, at temperaturen vil stige i hele det turbulente grænselag, som udgør den nederste del af atmosfæren (typisk fra jordoverfalden op til 100-1000 m højde), hvor opblanding og fortynding foregår. Det er de vertikale forskelle i temperaturen, som giver termisk turbulens, og de vertikale forskelle i temperaturen forventes, som nævnt ovenfor, ikke at blive ændret.

Klimaændringerne kan imidlertid også føre til ændringer af de hyppigste vindretninger og dermed i den luftbårne transport af kvælstof. I dag stammer over 2/3 af det kvælstof som afsættes på danske landområder fra udenlandske udledninger af kvælstof, hvoraf udledninger i de store lande syd og vest for Danmark udgør hovedandelen. Dette hænger sammen med at udledningerne i disse områder er store og at syd og vest hører til de hyppigste vindretninger i Danmark. Ændringer af de hyppigste vindretninger, som følge af klimaændringerne, vil derfor formo-

dentligt føre til ændringer i luftkvalitet og afsætning af kvælstof i Danmark.

En anden faktor i denne sammenhæng er, at klimaændringerne forventes at føre til forholdsvis kraftige ændringer i nedbørsmønstrene. For Europa som helhed forventes en væsentlig mindre nedbør i sommermånederne samtidigt med, at de enkelte nedbørsepisoder forventes at blive kraftigere. Dette fører til en væsentligt lavere frekvens i nedbørsepisoderne om sommeren og dermed en øget langtransport af navnlig partikulært bundet kvælstof.

Kemisk og fysisk omdannelse

Efter udledning til atmosfæren sker der en lang række kemiske og fysiske omdannelser af kvælstofforbindelserne. Hastigheden af disse omdannelser afhænger af temperatur, tryk og luftfugtighed.

For langt de fleste kemiske reaktioner i atmosfæren vil øget temperatur føre til en øget reaktionshastighed. For kvælstof vil det for eksempel betyde, at omdannelsen af NO₂ til salpetersyre (HNO₃) vil gå hurtigere når temperaturen øges:



OH-radikalet (OH·) dannes naturligt i atmosfæren når sollys spalter ozon. Hermed dannes et exciteret iltatom, som efterfølgende reagerer med vandmolekylerne i atmosfæren og danner OH-radikalet.

I atmosfæren omdannes HNO₃ og NH₃ til partikulært bundet ammoniumnitrat (NH₄NO₃). Mængden af dannet NH₄NO₃ afhænger af koncentrationerne af de to gasser, fordi der opstår en kemisk ligevægt:



Øget temperatur påvirker denne ligevægt, således at der vil være forholdsvis mere HNO₃ og NH₃ og mindre NH₄NO₃.

For mange reaktioner er det imidlertid ikke selve reaktionshastigheden, der er den begrænsende faktor. Det er derimod tilgængeligheden af de stoffer, som indgår i reaktionerne, der er begrænsende. Et eksempel på dette er omdannelse af NH₃ til partikulært ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) via reaktion med partikulært svovlsyre (H₂SO₄):



Reaktionshastighederne er så hurtige, at reaktionerne i praksis sker øjeblikkeligt når ammoniak støder ind i partikulært svovlsyre. Her vil en øget temperatur ikke i sig selv føre til ændret kemisk omdannelse.

Klimaændringerne forventes at føre til generelt højere indhold af vanddamp i luften, idet højere temperatur fører til forøget afdampning af vand fra havene, samtidig med at luften kan indeholde mere vand ved højere temperaturer. Den forøgede mængde vanddamp vil øge dannelse

af OH-radikalet, som indgår i mange af de kemiske reaktioner i atmosfæren. Dette vil til eksempel føre til en hurtigere dannelse af salpetersyre (Reaktion 1).

Øget nedbør vil formentligt føre til øget dråbe- og skydannelse. Mange af kvælstofforbindelserne er vandopløselige og disse vil derfor kunne optages i dråberne. Herved ændres de kemiske reaktionsveje og muligheden for, at kvælstof fjernes fra atmosfæren via vådafsætning øges.

Klimaændringerne griber derfor ind på mange niveauer i forbindelse med de kemiske og fysiske omdannelser i atmosfæren. Det vil derfor være nødvendigt at anvende modeller for at vurdere den samlede effekt af klimaændringerne på de kemiske og fysiske omdannelser.

Våd- og tørafsætning

Størrelsen af våd- og tørafsætningen af kvælstof afhænger af koncentrationerne af kvælstof og af de meteorologiske forhold, så ændringer i klima vil også føre til ændringer i afsætningen af kvælstof.

Klimaændringerne forventes, som allerede nævnt, at føre til en stigning i nedbørsmængden i Danmark i år 2100 set i forhold til klimanormalen fra år 1960-1990. Dermed er der lagt op til en stigning af vådafsætningen, da vådafsætningen øges jo mere det regner. Klimaændringerne vil imidlertid også føre til væsentligt ændringer i nedbørsmønstret, idet vinternedbøren vil øges med 1-43% og sommernedbøren vil aftage med 3-15%. Derfor vil der også ske ændringer i sæsonvariationen i vådafsætningen, som vil øges om vinteren og blive mindre om sommeren.

Sommernedbøren forventes endvidere at blive mere ekstrem med hyppigere tilfælde af meget kraftig nedbør, som i sommeren 2007, hvor der faldt 142 mm nedbør i Gråsten i løbet af halvanden time (Theilgaard, 2008). Disse ekstreme hændelser vil imidlertid ikke føre til meget stor vådafsætning, fordi den nederste del af atmosfæren vil blive tømt for kvælstof i løbet af den allerførste del af nedbørsepisoden. Den største del af nedbøren vil derfor kun give meget lidt vådafsætning, da der ikke er mere kvælstof tilbage at "vaske ud".

Tørafsætningen af kvælstof, det vil sige afsætning i tørvej af gasser og partikler direkte på forskellige typer af overflader, er også afhængig af de meteorologiske forhold. Stigende vindhastighed vil give øget mekanisk turbulens, hvilket vil øge tørafsætningen, fordi gasser og partikler hurtigere kommer i kontakt med overfladerne. Denne forøgede tørafsætning vil dog modvirkes i nogen grad af, at koncentrationen i luften falder som følge af øget vindhastighed.

Temperaturen vil også påvirke tørafsætningen, da højere temperatur vil påvirke den kemiske ligevægt mellem ammoniumnitrat, ammoniak og salpetersyre, således at højere temperatur vil give mere ammoniak og salpetersyre. Da de to sidste kvælstofgasser afsættes med meget højere hastighed end partikulært bundet ammoniumnitrat vil øgede temperaturer give øget tørafsætning.

Andre elementer i tørafsætningen kan imidlertid blive nedsat i forbindelse med de forventede ændringer frem til år 2100. Et eksempel herpå

er den stigende koncentration af CO₂ i luften. CO₂ optages gennem planternes spalteåbninger (stomata) i forbindelse med planternes fotosyntese. Når koncentrationen af CO₂ stiger, behøves planterne ikke at åbne deres spalteåbninger i nær samme omfang som hidtil for at få tilstrækkeligt optag af CO₂. Hermed nedsættes også det stomatale optag af NH₃ og NO₂. Ændringer i temperatur og luftfugtighed vil ligeledes føre til ændringer i det stomatale optag, da planterne ligeledes regulerer dele af deres optag af vand via stomata.

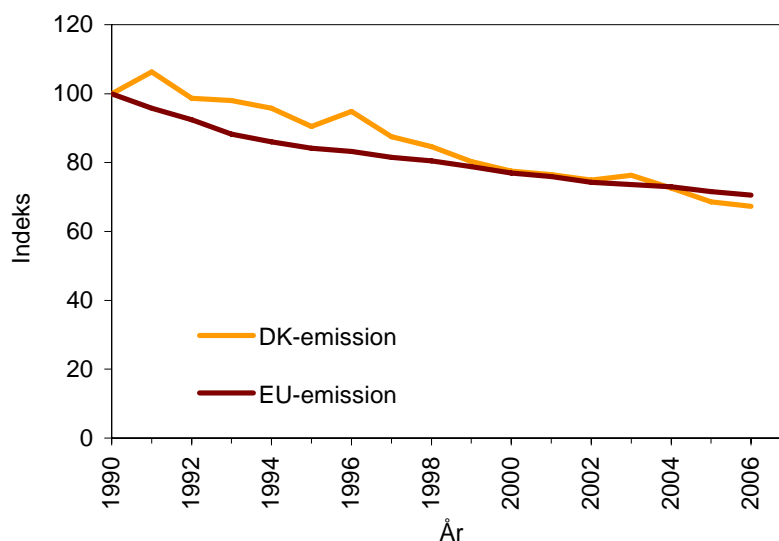
Endelig øges længden af planternes vækstsæson, som følge af klimaændringerne. Dette vil give et øget optag af kvælstof gennem planternes stomata, blandt andet fordi der er en længere sæson med blade på træerne. Dette vil give en øget tørafsætning.

8.4 Overvågning af kvælstofafsætning og de hidtidige ændringer i de meteorologiske forhold

Klimaændringerne kan, som gennemgået ovenfor, påvirke mange af de faktorer, som bestemmer luftkvalitet og atmosfærisk afsætning på danske land- og havområder. Spørgsmålet er blot, hvor stor effekten vil blive og i hvilken retning ændringerne vil gå.

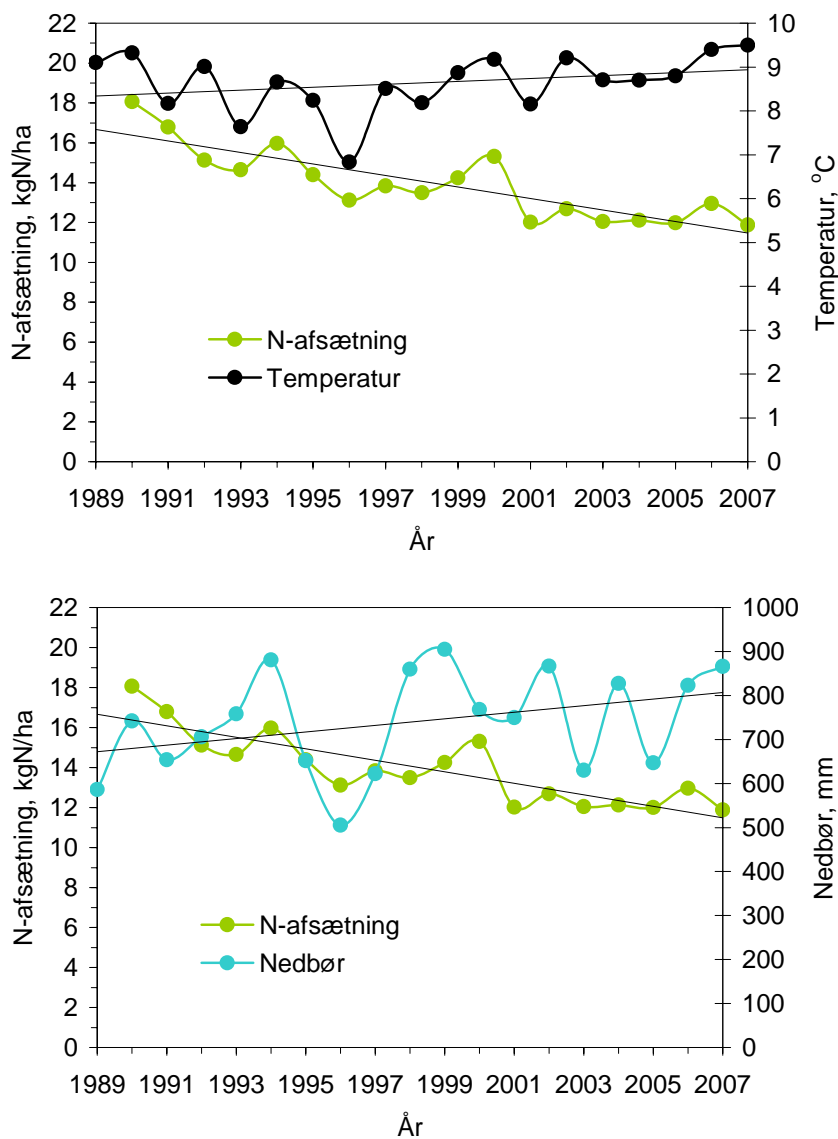
Ved at sammenholde resultaterne fra de mange års overvågning af kvælstofafsætning i Danmark med de meteorologiske forhold i løbet af overvågningsperioden er det muligt at bidrage til besvarelsen af dette spørgsmål for danske forhold.

En af årsagerne til dette er, at ændringerne i udledningerne af kvælstof i Danmark og mange af de øvrige europæiske lande ændres relativt jævnt i løbet af overvågningsperioden (Figur 8.3). Variationerne fra år til år skyldes derfor oftest ændringer i de meteorologiske forhold og ikke pludselige ændringer i emissionerne.



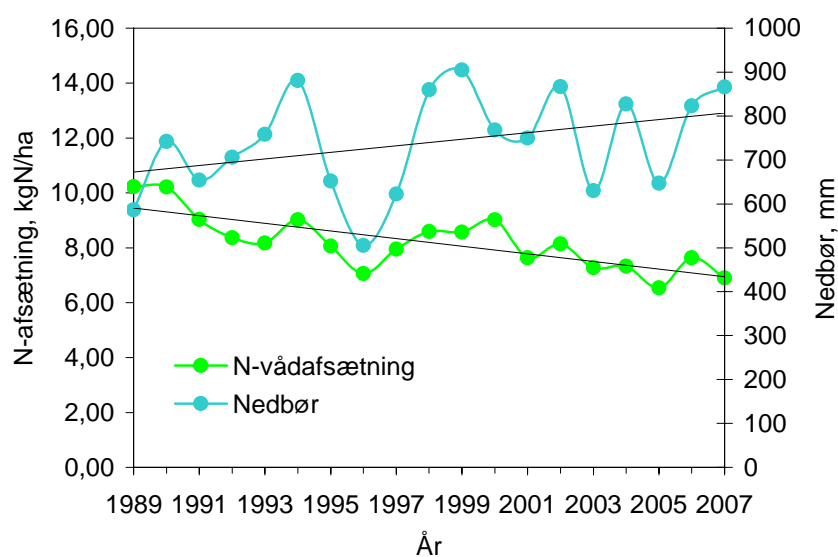
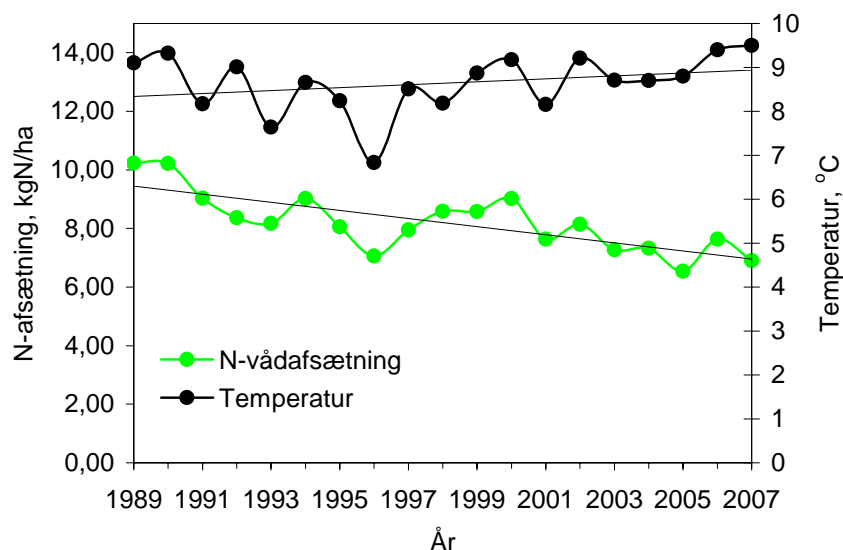
Figur 1.3 Relative fald i årlige udledninger fra Danmark (DMU, 2008) og EU (EMEP, 2008).

I figur 8.4 sammenlignes den årlige afsætning af kvælstof til danske landområder med årlig middeltemperatur og årlig nedbør. Det ses, at der for store dele af perioden er et sammenfald mellem variationerne fra år til år for kvælstofafsætningen og middeltemperaturen. Der er også et vist sammenfald mellem de tidlige variationer for kvælstofafsætningen og årlig nedbør, men sammenfaldet er mindre her end for kvælstofafsætning og temperatur. Når der er sammenhæng mellem kvælstofafsætningen og såvel temperatur som nedbør skyldes det, at de to meteorologiske parametre har en vis afhængighed af hinanden.



Figur 8.4 Variation fra år til år i årlig kvælstofafsætning og henholdsvis middeltemperatur (øverst) og nedbør (nederst). Temperatur og nedbør er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2009). Kvælstofafsætningen er middelafsætning til landområder baseret på resultaterne fra fem danske målestationer.

På samme måde ses et sammenfald mellem den tidlige variation af den årlige vådafsætning og den årlige nedbør (Figur 8.5). Der er også sammenfald mellem den tidlige variation af vådafsætning og temperatur. Dog ser det ud til, at sammenfaldet er bedre for vådafsætning og nedbør end for vådafsætning og temperatur.



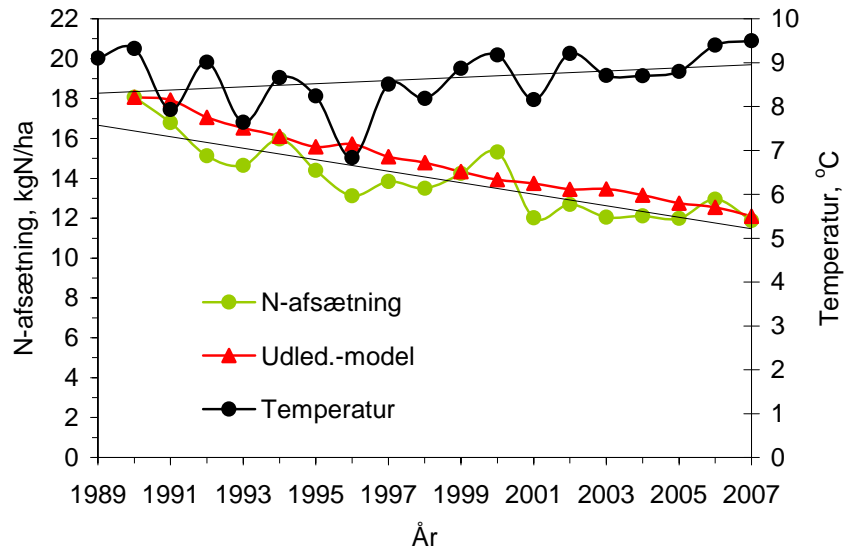
Figur 8.5 Variation fra år til år i årlig vådafsætning af kvælstof og henholdsvis middeltemperatur (øverst) og nedbør (nederst). Temperatur og nedbør er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2008). Vådafsætning af kvælstof angiver middel til otte danske målestationer.

Sammenfaldet mellem N-afsætning til land og ændringerne i årlig middeltemperatur kan analyseres nærmere ved hjælp af en simpel empirisk model, hvor den tidlige ændring i kvælstofafsætningen modelleres ud fra ændringerne i udledningerne og i den årlige middeltemperatur i Danmark.

Ændringerne i kvælstofafsætningen som følge af ændringerne i udledningerne (Udlednings-model) beregnes ud fra de relative ændringer i udledninger i Danmark og EU, idet langt hovedparten af kvælstofafsætningen i Danmark stammer fra udledninger i disse lande (EMEP, 2008). Kvælstofafsætningen i år "i" (A_i , kg N ha⁻¹) beregnes ud fra:

$$A_i = A_{1990} (J_{DK} \cdot U_{(DK)i} + J_{EU} \cdot \Delta U_{(EU)i})$$

hvor A_{1990} er kvælstofafsætningen i 1990 og J_{DK} og J_{EU} er henholdsvis 0,33 og 0,67 svarende til den andel af kvælstofafsætningen, som kommer fra henholdsvis Danmark og EU (Ellermann et al., 2007). $U_{(DK)i}$ og $U_{(EU)i}$ sættes til 100 i 1990 og aftager herefter proportionalt med ændringerne i udledningerne, som beskrevet af EMEP (EMEP 2008). Den beregnede ændring i kvælstofafsætningen som følge af ændringerne i udledningerne (Udlednings-model) svarer til det gennemsnitlige fald observeret ud fra målingerne, men variationerne fra år til år reproduceres slet ikke (Figur 8.6)

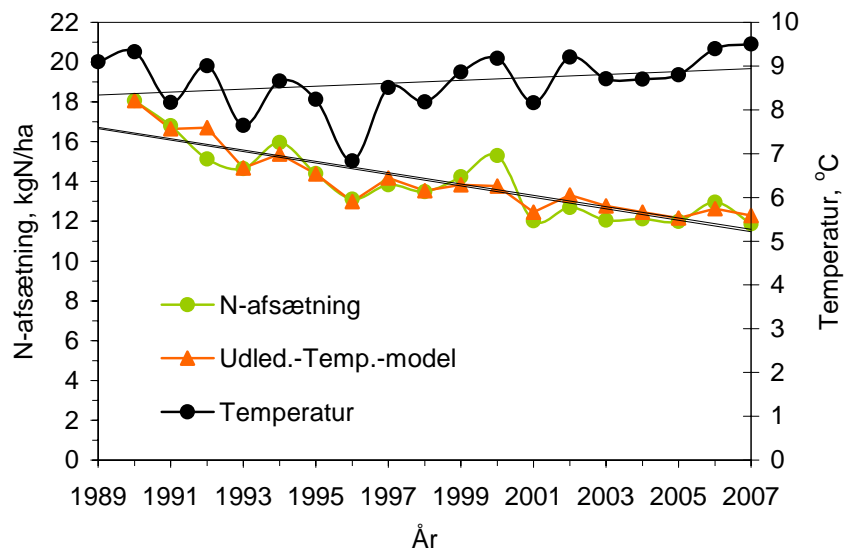


Figur 8.6 Årlig kvælstofafsætning og beregnet afsætning på basis af Udledningsmodellen. Endvidere vises årlig middeltemperatur (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI 2009). Kvælstofafsætningen er middelafsætning til landområder baseret på resultaterne fra fem danske målestationer. For 2007 er emissionen skønnet 3% lavere end i 2006.

For at beskrive variationer fra år til år udbygges den simple udledningsmodel med et led, der på simpel empirisk vis tager højde for de årlige variationer i middeltemperaturen. Den samlede empiriske model bliver herefter:

$$A_i = A_{1990} (J_{DK} \cdot U_{(DK)i} + J_{EU} \cdot \Delta U_{(EU)i}) + k_1 (T_i - T_{1990})$$

hvor T_i og T_{1990} er årlig middeltemperatur i år "i" og år 1990 i °C. k_1 er en empirisk konstant, som via en simpel visuel tilpasning mellem modelresultater og målinger er bestemt til $1,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ °C}^{-1}$. Den simple empiriske model (Udlednings-temperatur-model) giver en god overensstemmelse med målingerne, hvor såvel trend som variationer fra år til år er godt beskrevet for størstedelen af perioden fra år 1990 til 2007 (Figur 8.7).

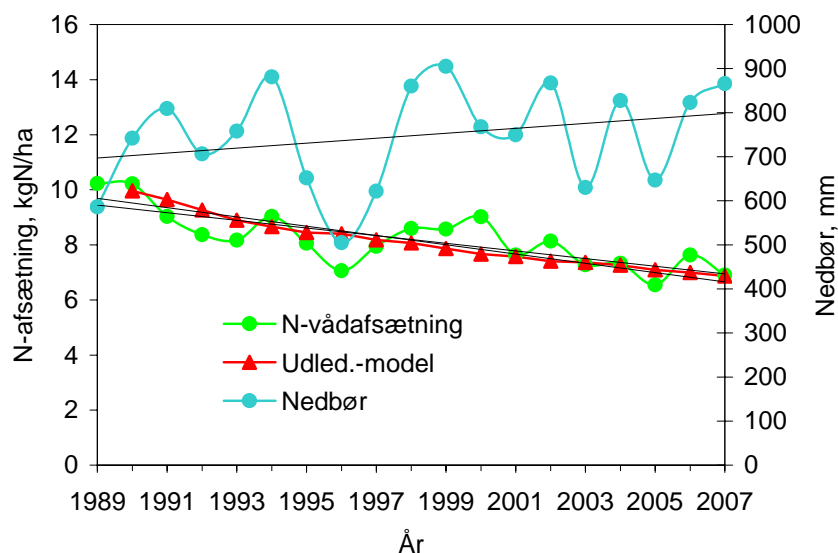


Figur 8.7 Årlig kvælstofafsætning og beregnet afsætning på basis af Udlednings-temperatur-modellen. Endvidere vises årlig middeltemperatur (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI 2009). Kvælstofafsætningen er middelafsætning til landområder baseret på resultaterne fra fem danske målestationer. For 2007 er emissionen skønnet 3% lavere end i 2006.

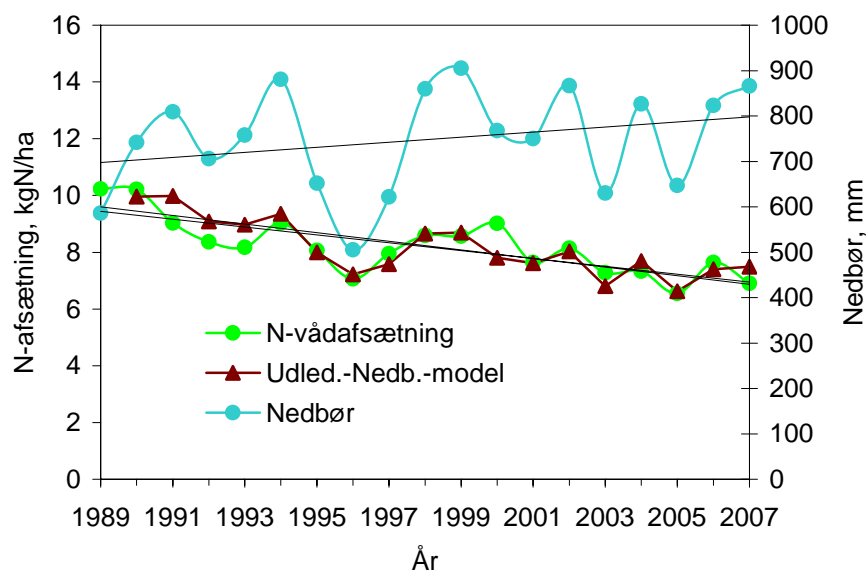
På tilsvarende vis kan der laves en empirisk model for vådafsætning af kvælstof, hvor modellen er baseret på ændringerne af udledningerne og i den årlige nedbør i Danmark. Ændringerne i vådafsætningen af kvælstof som følge af ændringerne i udledningerne (Udlednings-model) beregnes på samme måde som tidligere (Figur 8.8). Variation fra år til år beregnes igen på simpel empirisk vis ud fra de årlige variationer i nedbøren. Den samlede empiriske model for vådafsætning af kvælstof bliver:

$$V_i = V_{1990} \cdot k_2 (J_{DK} \cdot U_{(DK)_i} + J_{EU} \cdot \Delta U_{(EU)_i}) + k_3 (N_i - N_{1990})$$

hvor V_i og V_{1990} er vådafsætning i år "i" og år 1990 i kg N ha⁻¹. N_i og N_{1990} er årlig nedbør i år "i" og år 1990 i mm. k_2 og k_3 er empiriske konstanter, som via en simpel visuel tilpasning mellem modelresultater og målinger er bestemt til henholdsvis 0,98 og 0,005 kg N ha⁻¹ mm⁻¹. Den simple empiriske model (Udlednings-nedbørs-model) giver en god overensstemmelse med målingerne, hvor såvel trend som variationer fra år til år er godt beskrevet for størstedelen af perioden fra år 1990 til 2007 (Figur 8.9).



Figur 8.8 Årlig vådafsætning af kvælstof og beregnet vådafsætning på basis af Udlednings-modellen. Endvidere vises årlig nedbør (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2009). Vådafsætningen er middelfsætning baseret på resultaterne fra otte danske målestationer. For 2007 er emissionen skønnet 3% lavere end i 2006.



Figur 8.9 Årlig vådafsætning af kvælstof og beregnet vådafsætning på basis af Udlednings-Nedbørs-modellen. Endvidere vises årlig nedbør (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI 2009). Vådafsætningen er middelfsætning baseret på resultaterne fra otte danske målestationer. For 2007 er emissionen skønnet 3% lavere end i 2006.

Den gode overensstemmelse mellem målinger og den simple empiriske model for den samlede afsætning af kvælstof viser tydeligt at ændringer i temperaturen vil påvirke afsætningen af kvælstof. Temperaturen påvirker de faktorer, som bestemmer afsætningen af kvælstof, så det er derfor ikke et overraskende resultat. Det vurderes imidlertid, at temperaturen i denne sammenhæng også skal ses som en form for indikator for de generelle meteorologiske forhold. Et eksempel på dette er, at der ofte er sammenhæng mellem temperaturen og det verdenshjørne, som luften kommer fra. Lave temperaturer vil ofte betyde, at luftmasserne kommer

fra nord og dermed fra områder med små udledninger. Høje temperaturer vil ofte betyde, at luftmasserne kommer fra syd og øst og dermed fra områder med høje udledninger. Den årlige middeltemperatur fungerer derfor som en slags indikator på, hvordan de meteorologiske forhold påvirker afsætning af kvælstof.

Den simple empiriske model for temperaturens indflydelse på afsætning af kvælstof indikerer, at klimaændringer med en gennemsnitlig temperaturstigning på mellem 1,4 °C og 3,1 °C vil kunne give en stigning i afsætning af kvælstof på mellem 10% og 20%. Dette er dog under forudsætning af, at udledninger til atmosfæren ikke ændres væsentligt fra forholdene i dag. Endvidere skal denne vurdering kun ses, som et forsigtigt skøn på, hvor stor en effekt klimaændringerne i sig selv vil kunne have på kvælstofafsætningen. En af årsagerne til dette er, at middeltemperatur påvirker afsætning af kvælstof på to måder:

Temperaturen påvirker direkte de processer, som styrer afsætningen af kvælstof.

Der er sammenhæng mellem temperaturen og de lande, som luftmasserne kommer fra. Høj middeltemperatur vil typisk hænge sammen med langtransport af kvælstof fra lande med store udledninger af kvælstof, mens lav middeltemperatur vil hænge sammen med transport fra lande med små udledninger af kvælstof.

Den del af sammenhængen mellem årlig middeltemperatur og årlig kvælstofafsætning, som skyldes sammenhæng mellem temperatur og kilderne, vil formentligt ikke blive påvirket af klimaændringerne.

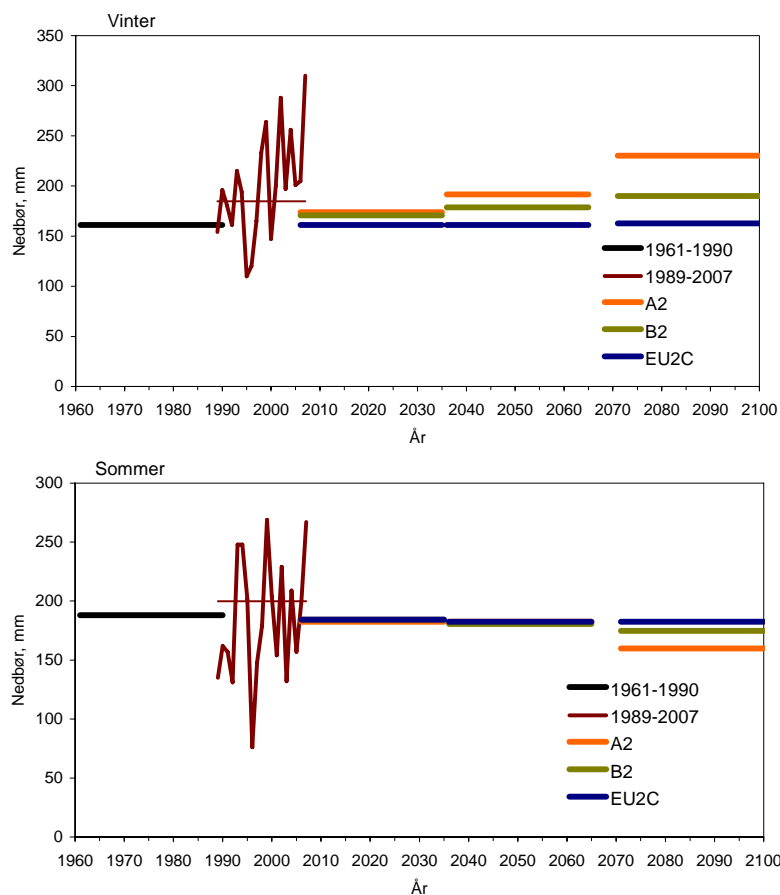
Ligeledes vil klimaændringer med stigning i den årlige nedbør på mellem 0% og 9% give anledning til stigning i vådafsætningen af kvælstof. Ud fra den empiriske model for vådafsætning ses, at de forventede klimaændringer vil give en ændring i den årlige vådafsætning på mellem 0% og 5%.

Disse resultater tyder på en relativt lille direkte effekt af klimaændringerne på afsætning af kvælstof i Danmark. Dette er i overensstemmelse med andre forskningsresultater, hvor effekt af klimaændringer er vurderet på basis af modelberegninger af luftkvalitet og afsætning i år 2100 set i relation til nutidige forhold (Hansen et al. 2008).

8.5 Ændringer i sæsonvariation og mere ekstremt vejr

Ud over de gennemsnitlige årlige ændringer i klimaet forventes der også at komme ændringer i sæsonvariationen, og der vil komme mere ekstremt vejr.

De største ændringer i sæsonvariation forventes på nedbøren, hvor der forventes stigende vinternedbør og faldende sommernedbør. I løbet af overvågningsperioden fra år 1989-2007 er der sket ændringer i vinternedbør og sommernedbør, men for begge årstider er der sket en gennemsnitlig stigning set i forhold til den seneste klimanormal fra år 1961-1990 (Figur 8.10). Det er derfor ikke muligt på basis af overvågningsresultaterne kvantitativt at vurdere den sæsonmæssige effekt af klimaændringerne.

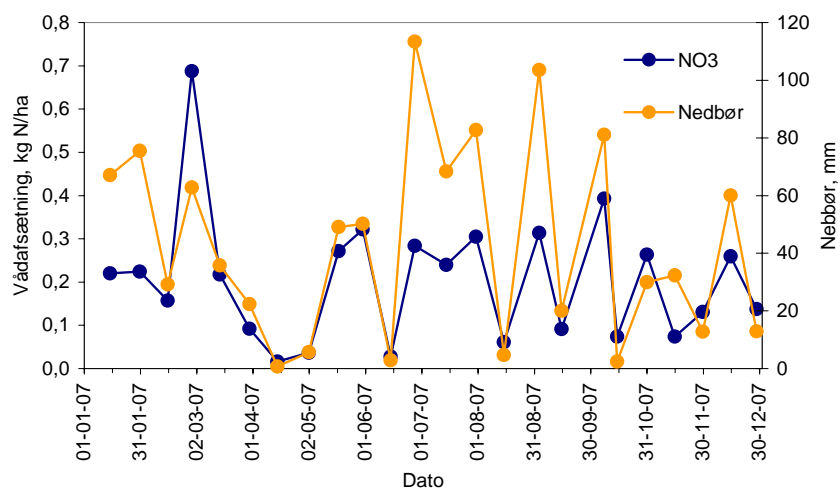


Figur 8.10 Forventet stigning i gennemsnitlig 30-årig vinter- (øverst) og sommernedbør (nederst) og årlig vinter- og sommernedbør i overvågningsperioden fra 1989-2007 (*Tværministerielle Arbejdsgruppe 2007, DMI, 2009; Cappelen og Jørgensen 2007*). Figuren viser den seneste klimanormal for perioden 1961-1990 og de forventede stigninger i 30-årig middelnedbør for perioderne 2006–2035, 2036–2065 og 2071–2100 beregnet med de tre scenarier A2, B2 og EU2C.

På det kvalitative plan vil ændringer i sæsonvariationen give relativt mere vådafsætning om vinteren og mindre afsætning om sommeren. Hvor stor effekten vil være er det imidlertid svært at vurdere, fordi der samtidigt er store sæsonvariationer i udledningerne.

En anden årsag til at det er svært at vurdere er, at frekvens af meget kraftige nedbørsepisoder vil stige. Et eksempel på en sådan meget kraftig nedbørsepisode fandt sted d. 20. august 2007, hvor der faldt 142 mm nedbør på halvanden time i Gråsten (Theilgaard 2008). Den kraftige regn førte til at dele af dæmningen under jernbanen til Sønderborg blev skyllet bort.

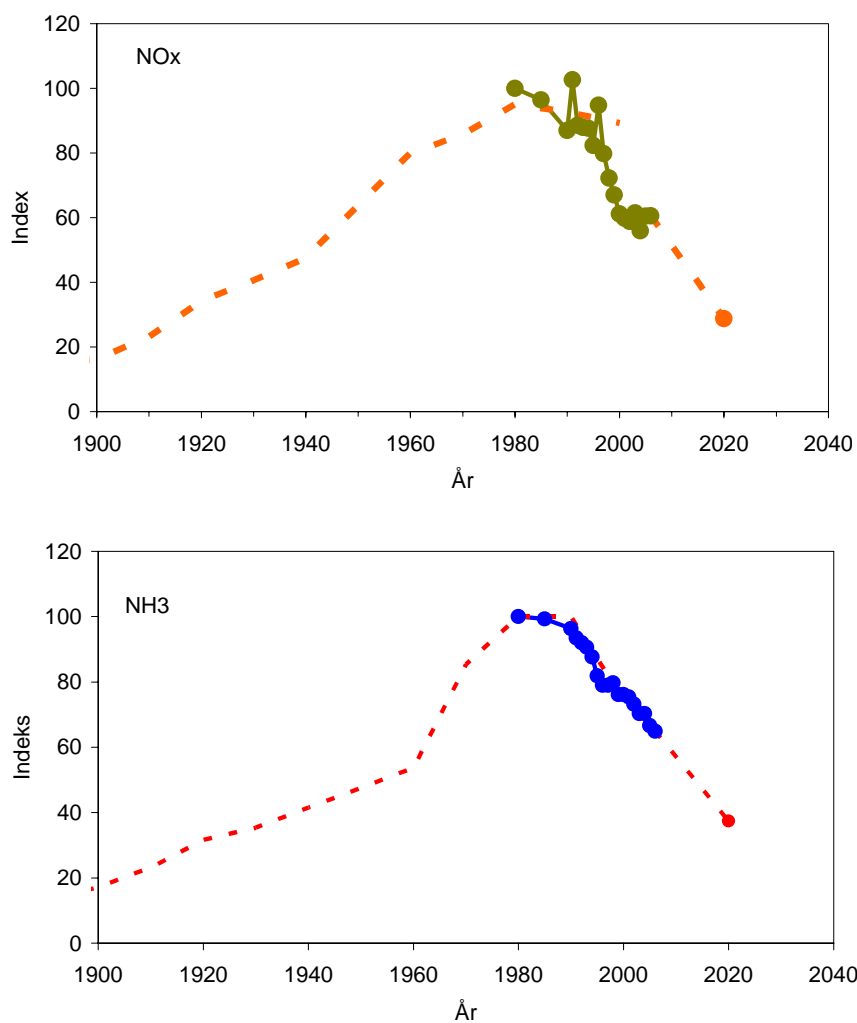
Den mindre sommernedbør forventes dermed at falde i et færre antal nedbørsepisoder, som så til gengæld forventes at blive kraftigere. I forbindelse med overvågning af vådafsætning af kvælstof ses, at kraftige nedbørsepisoder giver relativt lille vådafsætning set i forhold til mængden af nedbør (Figur 8.11). Årsagen til dette er, at den nederste del af atmosfæren relativt hurtigt (5-10 minutter) vil blive tømt for kvælstof således, at den største del af nedbøren kun vil indeholde meget lidt kvælstof. Det har derfor ikke så stor effekt på vådafsætningen, om der falder 50 eller 100 mm nedbør i forbindelse med den enkelte nedbørsepisode.



Figur 8.11 I sommermånederne 2007 ses relativt lille vådafsætning af nitrat på trods af store nedbørsmængder. Dette skyldes kraftige nedbørsepisoder. Vådafsætning og nedbør målt som ½-månedsgennemsnit på målestationen ved Lindet i Sønderjylland i 2007. Cirklerne angiver dato for afslutningen af opsamlingsperioden.

8.6 Ændring i klima i relation til ændring af udledninger

Afsætning af kvælstof vil blive påvirket af klimaændringerne, men ændringer i udledningerne vil også påvirke kvælstofafsætningen. Siden år 1900 er der sket store ændringer i udledningerne af kvælstof (Figur 8.12). Bare inden for de seneste 15 år er udledningerne af NO_x og NH_3 blevet reduceret med henholdsvis omkring 40% og 20% (EMEP, 2008). Meget tyder på, at der i den kommende årrække forsat vil ske reduktioner i udledningerne, idet reduktioner frem til år 2020 er ved at blive fastlagt i et nyt EU-direktiv med nationale emissionslofter for medlemsstaterne (EU 2008). Ændringerne i udledningerne af NO_x i perioden fra 2006 til 2020 forventes at blive 53% og 54% for henholdsvis Danmark og de 27 EU-lande. For NH_3 forventes ændringer på 42% og 21% fra henholdsvis Danmark og de 27 EU-lande. De nye emissionslofter er begrundet i et ønske om at reducere primært de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforureningen.



Figur 8.12 Relative ændringer i danske NO_x- og NH₃-udledninger. Stiplede linjer angiver skønnet udledning baseret på Alveteg et al. (1998) for perioden 1900-2000, mens den relative emission for år 2020 er baseret på udkast til EU-direktiv om nationale emissionslofter for år 2020. Grønne og blå cirkler er baseret på danske udledninger opgjort af DMU (EMEP 2008).

Der er imidlertid også begyndt at komme politiske signaler frem om, at klimaændringer og energiforsyningsikkerhed nødvendiggør ændringer i den nuværende energiforsyning, således at man i løbet af det 21. århundrede vil være uafhængig af fossilt brændstof. Så dramatisk ændring i energiforsyningen vil også give radikale ændringer i udledningerne af luftforurening, hvoraf en stor del er knyttet til afbrænding af fossilt brændstof.

Meget peger på, at den direkte effekt af klimaændringerne på afsætning af kvælstof vil være en øgning med i størrelsesordenen 10-20 %. Denne ændring vil i praksis være ubetydelig set i forhold til de store ændringer som samfundsændringerne forventes at give på udledningerne og dermed på afsætning af kvælstof.

8.7 Nye vidensbehov

Det er ret tydeligt, at klimaændringerne vil have indflydelse på udviklingen i luftkvalitet og atmosfærisk afsætning i løbet af det 21. århundre-

de. Det er imidlertid også tydeligt, at der er stor usikkerhed på vurdering af effektens størrelse. Der er derfor fortsat vidensbehov, som bør dækkes for at få en mere sikker vurdering af klimaændringernes effekt på luftkvaliteten og den atmosfæriske afsætning. Dette drejer sig om følgende:

Dette afsnit har fokuseret på klimaændringernes effekt på afsætning af kvælstof. Der er behov for ligeledes at undersøge klimaændringernes effekt på de øvrige luftforureningskomponenter.

År til år variationer i de meteorologiske forhold påvirker, hvor store mængder luftforurening, som udledes til atmosfæren. Hvor stor effekt dette har, er imidlertid uklart og bør undersøges. Dette er navnlig vigtigt i relation til ammoniak, hvor de meteorologiske forhold under udbringning af husdyrgødning er afgørende for udledningernes størrelse.

Klimaændringerne forventes at give kraftigere nedbørsepisoder om sommeren. I det nuværende overvågningsprogram opsamles kun nedbør på ½-månedsbasis. Det er derfor svært at overvåge effekt af de kraftigere nedbørsepisoder på vådafsætningen. Nedbørsopsamlingen bør derfor modificeres i et vist omfang således, at der på mindst en målestation opsamles nedbørsprøver på døgnbasis for herved bedre at kunne vurdere effekt af de kraftigere nedbørsepisoder.

Modellerne anvendt i NOVANA bør anvendes til scenarieberegning af klimaændringernes effekt på luftkvalitet og atmosfærisk afsætning således, at der kan laves en samlet vurdering på basis af såvel målinger og modelberegninger. For at få optimalt udbytte af scenarieberegningerne vil det være hensigtsmæssigt med en fortsat udvikling af parameteriseringen af blandt andet tør- og vådafsætningen, hvor en stor del af usikkerheden i modelberegningerne findes.

Endelig bør effekt af klimaændringerne sættes i perspektiv i forhold til ændringerne i de menneskeskabte udledninger til atmosfæren. Der bør derfor laves scenarier for ændringer i udledningerne så langt frem i tiden som muligt. I forbindelse med arbejdet i det fælleseuropæiske luftovervågningsprogram EMEP arbejdes der på at få etableret fremskrivninger af udledningerne frem til år 2050.

Det vurderes at overvågningen i NOVANA vil kunne yde et vigtigt bidrag i forbindelse med afdækning af disse vidensbehov blandt andet ved fortsat at have fokus på måling af udviklingstendenserne for luftkvalitet og atmosfærisk afsætning.

8.8 Konklusion

Resultaterne fra overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk afsætning siden 1989 peger på, at klimaændringerne vil give en relativt lille ændring i afsætning af kvælstof på de danske land- og vandområder. Klimaændringerne forventes at give en afsætning, som er i størrelsesorden 10-20 % højere end i dag, hvis udledningerne er uændret. Lignende er fundet i forbindelse med skandinaviske modelstudier af effekt af klimaændringer på afsætning af kvælstof. De forventede ændringer i de menneskeskabte udledninger af kvælstof frem til år 2100 forventes at være store og sammenholdt hermed vurderes effekt af klimaændringer derfor at være af mindre betydning.

I overvågningsperioden har den gennemsnitlige temperatur været 0,9 °C højere end klimanormalen fra 1960 - 1990, mens den gennemsnitlige nedbør var 4 % over klimanormalen. Skønsmæssigt vil det betyde, at afsætningen af kvælstof i gennemsnit for overvågningsperioden lå 5-10 % højere end uden de målte ændringer i de meteorologiske forhold. Usikkerheden på dette skøn er stor.

Det vurderes, at overvågningsprogrammet for luftkvalitet og atmosfærisk afsætning, BOP, i den nuværende form har en sådan kvalitet og et sådant omfang, at det er muligt at følge de meteorologiske ændringers indflydelse på afsætningen af kvælstof. Det forventes også at gælde for de øvrige komponenter i overvågningsprogrammet, men dette bør verificeres med yderligere analyser af de eksisterende tidsserier.

Der er fortsat behov for at arbejde med vurdering af klimaændringernes effekt på luftkvalitet og atmosfærisk afsætning, da der er en række udekkede vidensbehov. Et af de væsentlige behov er at få afklaret i hvor stort omfang selve udledningerne påvirkes af klimaændringerne.

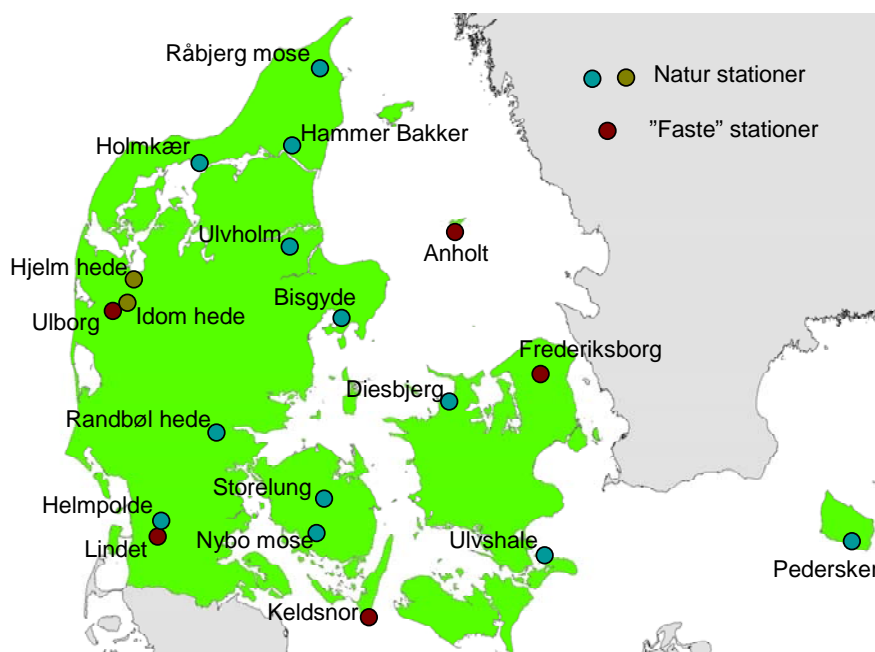
Det anbefales at der udføres modelberegninger af den forventede luftkvalitet og den atmosfæriske afsætning i år 2100. Det anbefales, at der ved disse scenarieberegninger i videst muligt omfang tages højde for de samfundsmæssige og klimamæssige ændringer i udledningerne, som nødvendigvis vil komme i løbet af det 21. århundrede.

9 Fokuspunkt 2: Koncentrationer og depositioner i udvalgte naturområder

Som nævnt i afsnit 2.6 blev der etableret målestationer i slutningen af 2006 med henblik på at måle koncentrationen af ammoniak i 12 særligt udvalgte naturområder, som alle indgår i NOVANAs terrestriske delprogram. Der er målt ammoniakkoncentrationer i:

Råbjerg mose (hængesæk 7140) i Nordjylland
Hammer Bakker (hede 4030) nordøst for Ålborg
Holmkær (strandeng 1330) på nordsiden af Limfjorden nær Vejlerne
Ulvholm (rigkær 7220, 7230) i Kastbjerg Ådal syd for Mariager fjord
Bisgyde (overdrev 6230) i Mols Bjerge
Randbøl hede (hede 4030) vest for Vejle
Helmpolde (hede 4010, 4030) nær Lindet i Sønderjylland
Storelung (højmose 7110) syd for Odense
Nybo mose (højmose 7110) nordøst for Fåborg
Diesbjerg (overdrev 6230) ved Sejerøbugten i nordvest Sjælland
Ulvshale (kystklit 2250) på Møn
Pedersker (hede 4030) på Bornholm

Figur 9.1 viser den geografiske placering af de stationer, hvor der måles koncentrationer af ammoniak. De "faste" stationer indgår i baggrunds- overvågningen (afsnit 1.1) og i målenettet beskrevet i afsnit 2.6, hvor også de to naturstationer Idom - og Hjelm Hede indgår. På nogle af figurerne nedenfor indgår Idom Hede sammen med naturstationerne og Idom - og Hjelm Hede er medtaget i tabel 9.1 til sammenligning.



Figur 9.1 Den geografiske placering af stationer, hvor der måles koncentrationer af ammoniak. De "faste" stationer indgår i baggrundsovervågningen (afsnit 1.1) og i målenettet beskrevet i afsnit 2.6, hvor også de to naturstationer Idom - og Hjelm Hede indgår.

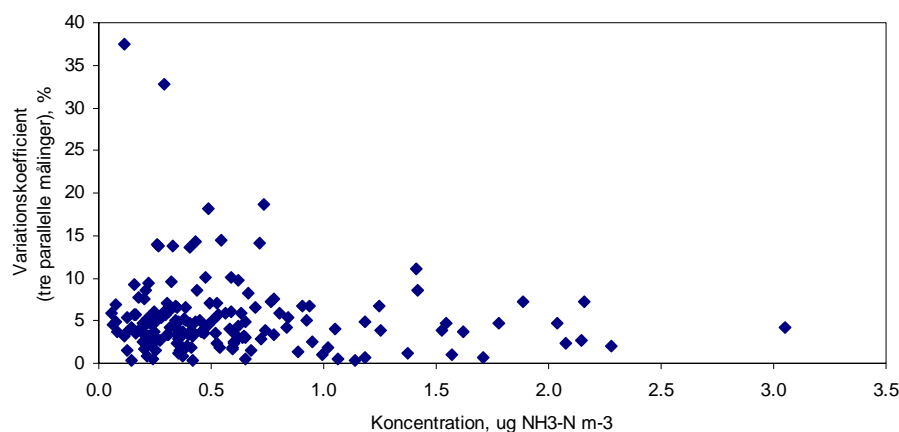
Målemetode

Ammoniakkoncentrationerne er målt med brug af passive diffusionsopsamlere med en midlingstid på en måned. Opsamlingsudstyret består af en knap 2 m høj pind, hvor på der er monteret en frisbee eller en anden form for "hætte", hvor tre prøveopsamlere sidder placeret (figur 9.2).



Figur 9.2 Målepinden til bestemmelse af ammoniakconcentrationer i Bisgyde i Molsbjerge.

En passiv diffusionsopsamler fungerer ved, at gassens molekulære diffusion bevæger den en kendt længde til et kendt absorberende areal. Diffusionsvejen skal være turbulensfri, d.v.s. stillestående luft. Ud fra den opsamlede mængde stof og ved brug af Fick's lov for molekulær diffusion, kan koncentrationen i atmosfæren bestemmes. Metoden kræver ikke aktivt sug, d.v.s. den er uafhængig af en strømkilde og dermed meget velegnet til brug i stort antal og til afsidesliggende lokaliteter. Der eksponeres tre prøveopsamlere parallelt på hver målestation. Miljøministeriets Miljøcentre foretager prøveskiftene, mens Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, står for præparation og analyse af prøveopsamlerne. Figur 9.3 viser variationskoefficienten (%) på de tre parallelt eksponerede prøveopsamlere i forhold til de målte koncentrationer i 2007. Det ses, at langt hovedparten af målingerne har en god præcision med en variationskoefficient under 10%. Prøveopsamlerne er testet mod den udmærkede metode (jf. afsnit 2.6) på forskellige lokaliteter i en tidligere undersøgelse i NOVANA-regi. Det viste sig, at der er behov for en korrektion af resultatet fra de passive diffusionsopsamlere. Det betyder, at målingerne, trods den gode præcision, skal betragtes med en usikkerhed på 20%, da korrektionen indfører nogle usikkerheder.

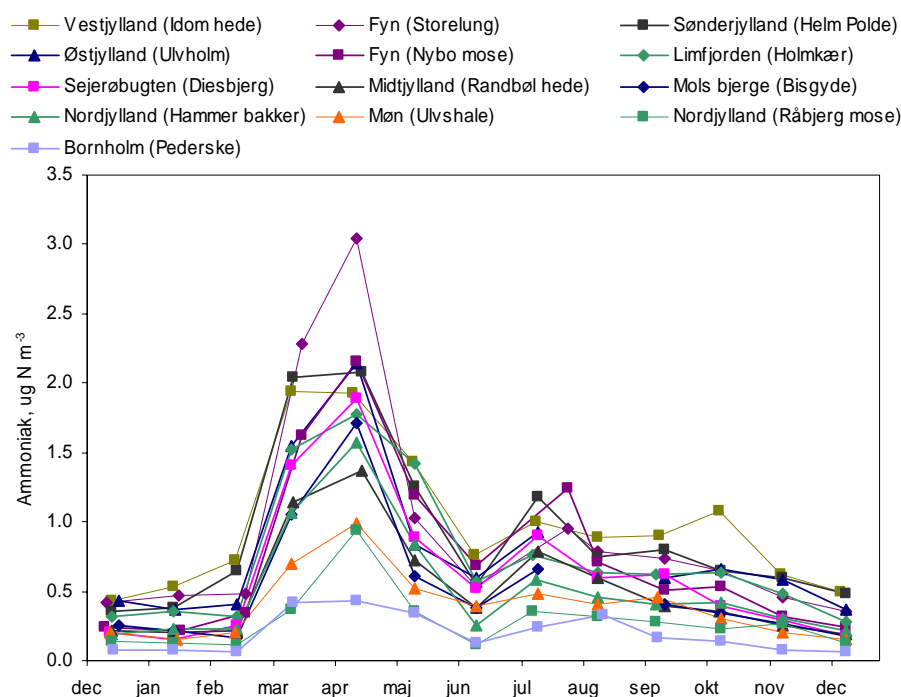


Figur 9.3 Variationskoefficienten (%) af de tre parallelle månedsmiddelkoncentrationer af ammoniak på de 12 naturområder i 2007.

Målte koncentrationsniveauer

Figur 9.4 viser koncentrationsforløbet af månedsmiddelværdien på de 12 naturområder samt Idom hede. Der ses et forløb, hvor alle lokaliteter følger et mønster med lave vinterværdier og et forårsmaksimum, der begynder i perioden med start 15. marts og klinger af efter d. 15. juni. Sammenlignes med halvmånedsmålingerne på de andre lokaliteter (afsnit 2.6, figur 2.6) ses, at månedsmidlingerne ikke afspejler det totoppe forårsforløb i koncentrationen. Efter forårsmaksimum stiger koncentrationen lidt igen fra juli til september/oktober, hvorefter de falder mod et minimum i vinterperioden i lighed med målingerne vist i figur 2.6, afsnit 2.6.

Variationen lokaliteterne imellem stiger markant i forbindelse med forårstoppen og til dels også i sommerperioden. Højmosen Storelung på Fyn har de højeste middelkoncentrationer i forårsperioden. Ser man på emissionerne i et felt på 16 km x 16 km, hvor lokaliteten ligger i midten, ligger Storelung i det område, der har den højeste emissionsintensitet i forhold til de andre lokaliteter. Storelung er omgivet af træer i laggen, men ligger ellers i et landbrugsområde med marker (jf. depositions-kort - se link i afsnit 2.8). Da koncentrationen er en funktion af en baggrundskoncentration, kilderne i lokalområdet og afstanden til dem, er der dog ikke nødvendigvis en sammenhæng mellem emissionsintensiteten i feltet og koncentrationerne. Årsmiddelværdien for Storelung er på niveau med målingerne fra Helmpolde i Sønderjylland og Idom Hede i Vestjylland, selvom disse områder har en lavere emissionsintensitet. Disse tre lokaliteter har de højeste årsmiddelkoncentrationer (0,95 - 1,0 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$), mens Ulvshale på Møn, Råbjerg mose i Nordjylland og Pedersker på Bornholm har de laveste værdier på 0,21-0,41 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (jf. tabel 9.1).



Figur 9.4 Månedsmiddelkoncentrationer af ammoniak på de 12 naturområder og Idom hede i 2007. Målingerne er middelværdier fra d.15. til d.15. i måneden, markeret ved start for opsamlingsperiode (Idom Hede er midlet fra målte halvmånedsværdier).

Tabel 9.1 Koncentrationer af gasformig ammoniak målt i 2007, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min). Målingerne er taget som månedsmiddel (dog er Idom og Hjelm hede målt som ½-månedsmiddel og midlet til måned).

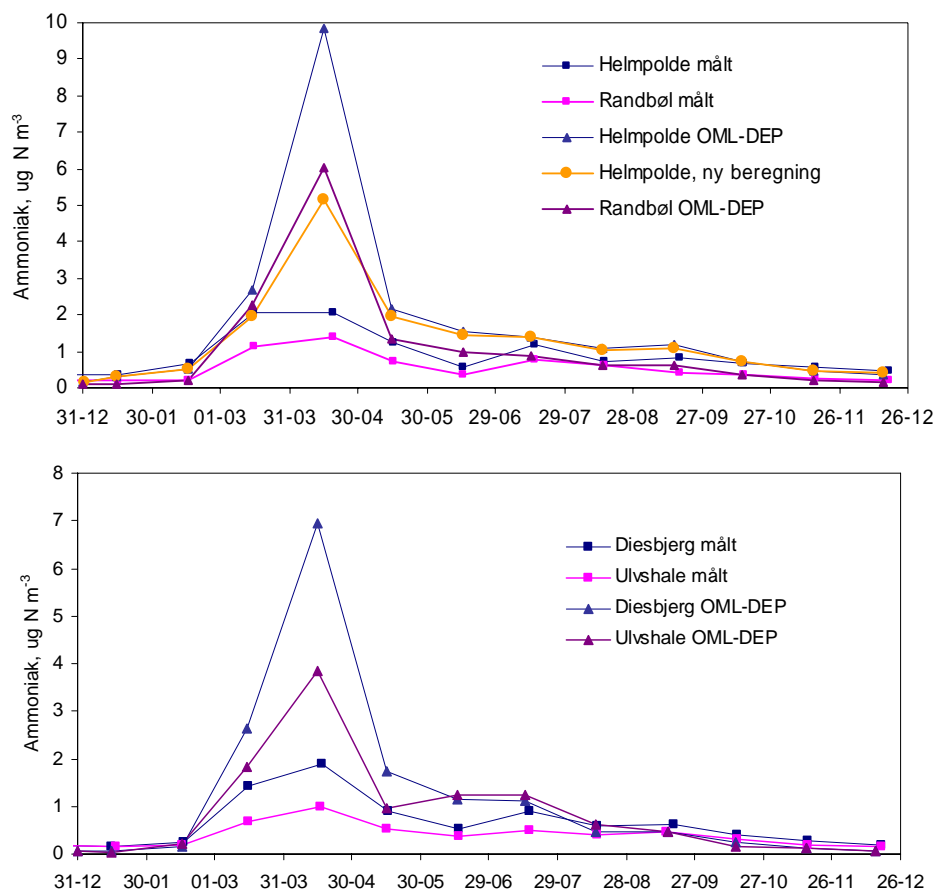
	Middel µgN/m ³	Max µgN/m ³	Min µgN/m ³	Modelleret deposition med målt koncentration** kg NH ₃ -N ha ⁻¹ år ⁻¹
Mols bjerge (Bisgyde)*	0.54	1.7	0.17	1
Sejersøbugten (Diesbjerg)	0.68	1.9	0.16	2
Nordjylland (Hammer bakker)	0.55	1.6	0.21	1
Sønderjylland (Hjelm hede)	0.95	2.1	0.38	2
Limfjorden (Holmkær)	0.79	1.8	0.28	2
Fyn (Nybo mose)	0.78	2.2	0.21	2
Bornholm (Pederske)	0.21	0.43	0.06	0.5
Midtjylland (Randbøl hede)	0.55	1.4	0.20	1
Nordjylland (Råbjerg mose)	0.30	0.94	0.11	0.7
Fyn (Storelung)	0.95	3.0	0.35	2
Østjylland (Ulvholm)*	0.82	2.1	0.37	2
Møn (Ulvshale)	0.41	1.0	0.15	1
Vestjylland (Idom hede)	1.0	1.9	0.53	2
Vestjylland (Hjelm hede)	0.98	1.7	0.41	2

*Bisgyde og Ulvholm mangler prøverne i perioden 15.08.-15.09.07. Der er ikke taget hensyn til det i årsmiddelkoncentrationen af ammoniak. I depositionsestimatet er anvendt middelværdien af koncentrationen i den foregående og efterfølgende periode

**jf. tekst om depositioner i afsnit 2.6

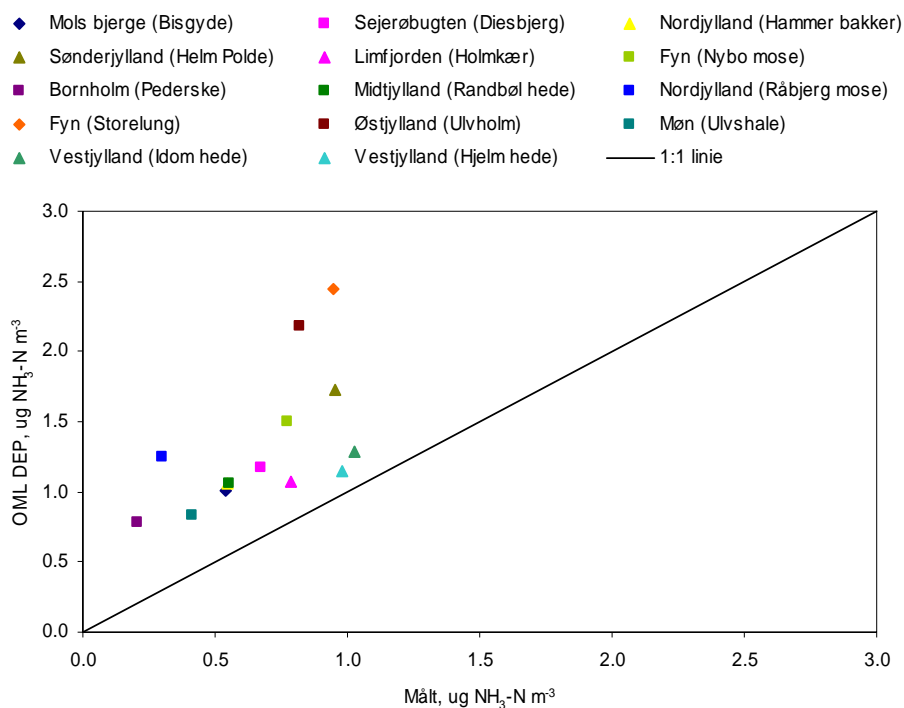
Målte og modellerede koncentrationsniveauer

Der er lavet modelberegninger for de 12 naturområder (se også afsnit 2.8). Beregningerne er udført ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regionalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA (*Ellermann et al. 2006*). Modelberegningerne af koncentrationsniveauerne er sammenlignet med koncentrationsmålingerne og modelberegningerne af tørdepositionen er også benyttet til at beregne tørdepositionen med de målte koncentrationer. Figur 9.5 viser fire lokaliteter med de målte og modellerede koncentrationer. Det ses af figuren, at koncentrationsforløbet målt og modelleret følges ad, men at forårstoppen er stærkt overestimeret af modelsystemet, mens modellen ligger en anelse højere end målingerne i sommerperioden. I de kolde måneder er der god overensstemmelse mellem målte og modellerede koncentrationer. OML-DEP modellen anvender emissionsopgørelser for både punktkilder (stalde, lager) og fladekilder (marker med udbringning af gødning) (se også afsnit 2.8). Sammenligningen mellem målinger og modelberegninger tyder på, at modelsystemet reproducerer punktkilder godt, idet der er god overensstemmelse i de kolde måneder med ringe landbrugsaktivitet på markerne. Efterfølgende analyser for nogle enkelte lokaliteter har vist, at emissionsopgørelserne helt tæt ved disse lokaliteter har været upræcise og har ukorrekt angivet, at der skulle være en betydelig forårsudbringning i naturområdet. Dette medfører naturligvis, at OML-DEP modellen beregner for store koncentrationer. Der er foretaget en ny beregning for Helmpolde, hvor kilderne i en afstand op til 600 m fra beregningspunktet er slukket. Den nye beregning er vist på figur 9.5 (øverst) og viser en betydelig reduktion i det beregnede koncentrationsniveau. På kortet med beregnede kvælstofdepositioner til udvalgte naturlokaliteter (se også link i afsnit 2.8) ses, at området omkring målepunktet på Helmpolde er dækket af hede og skov og der bør ikke være kilder. Der skal derfor fokuseres mere på fladekilderne og hvorfor emissionen overestimeres i forårsmånederne. Ud fra ny viden og ændret landbrugspraksis forventes der en generel nedsættelse af hovedsagligt fladekilderne på ca. 15% ved de nye opdateringer.



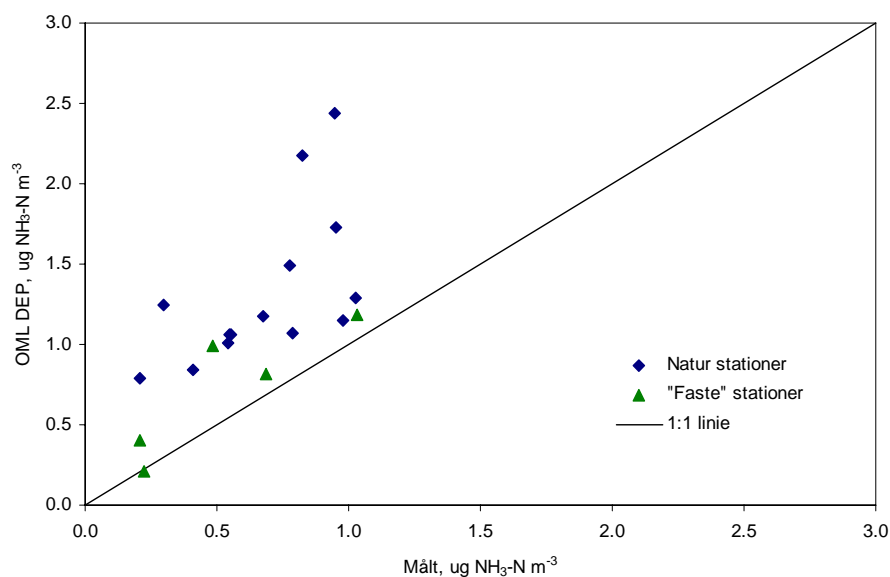
Figur 9.5 Ammoniakkoncentrationer målt og modelleret (OML-DEP) på Helmpolde og Randbøl hede (øverst) og Diesbjerg og Ulvshale (nederst). Perioderne er månedsmiddel markeret med start for opsamlingsperiode. For Helmpolde er der også vist en ny OML-DEP beregning, hvor kilderne i nærområdet (600 m fra beregningspunktet) er slukket.

Figur 9.6 viser de målte og beregnede årsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationerne i de 12 naturområder samt Idom - og Hjelm Hede. Det ses, at OML-DEP modellen med de benyttede emissioner i varierende grad overestimerer koncentrationen. Specielt ligger Storelung, Ulvholm, Råbjerg mose og til dels Pedersker noget højere end målingerne og dette skyldes i høj grad de overestimerede forårsværdier. Pedersker er dog også vanskelig p.g.a. den kystnære beliggenhed og modelleringen af de meteorologiske forhold ved overgangen mellem vand og land.



Figur 9.6 Årsmiddelværdi af ammoniakkoncentrationen i 2007 målt og modelleret (OML-DEP) i de 12 naturområder samt Idom og Hjelm hede.

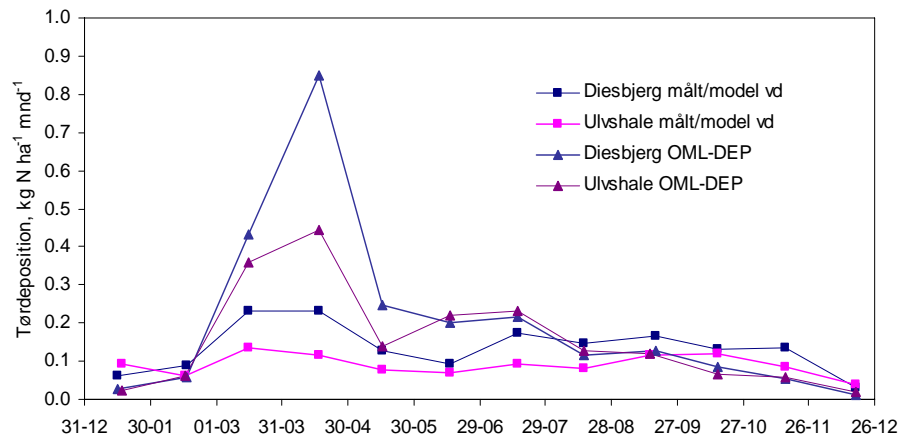
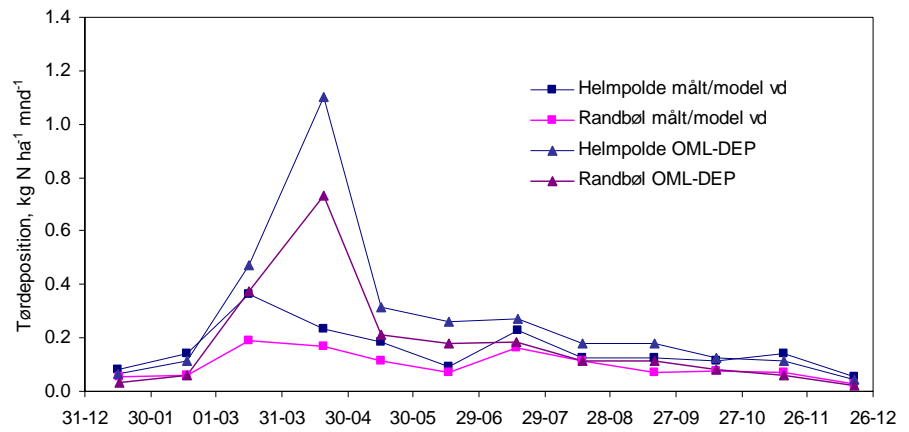
Figur 9.7 viser årsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen i 2007, målt og modelleret på naturstationerne og de faste stationer (jf. afsnit 2.6). Det ses, at der på de faste stationer (samt Idom - og Hjelm Hede) er en højere grad af overensstemmelse mellem målinger og modelberegninger. Det skal undersøges nærmere, om dette har noget med emissionsfordelingen at gøre.



Figur 9.7 Årsmiddelværdi af ammoniakkoncentrationen 2007 målt og modelleret (OML-DEP) på naturstationerne og de faste stationer.

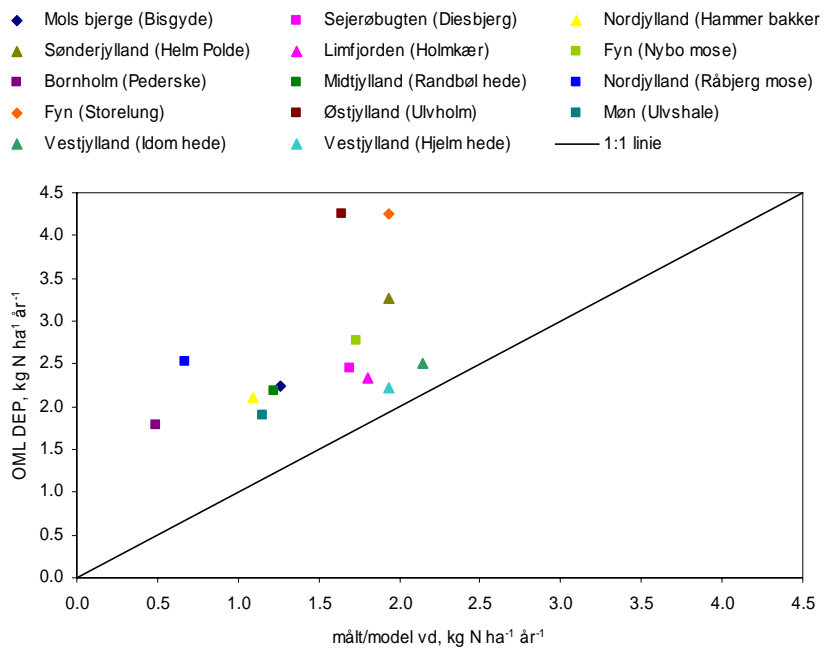
Tørdepositioner

OML-DEP modellen er også brugt til at beregne tørdepositionen af ammoniak på de 12 naturområder, jf. tabel 2.3 afsnit 2.8, hvor også den øvrige tørdeposition og våddepositionen er angivet. Tørdepositionen (fluksen) beregnes som et produkt af en koncentration og en depositions-hastighed. Disse beregninger foregår på timebasis og ideelt set kunne den beregnede koncentration udskiftes med en koncentration målt på timebasis og dermed danne grundlag for et estimat på depositionen. Det er dog forbundet med store udgifter at måle koncentrationen på timebasis og som et "bedste bud" er tørdepositionen her beregnet ud fra de målte månedsmiddelkoncentrationer samt den "resulterende" depositions-hastighed (v_d) fra modellen. Den "resulterende" depositions-hastighed fås ved at regne "baglæns" på modellens fluksestimat. Fluksestimater divideres med modellens koncentrationsberegning på månedsbasis (svarende til målingernes tidsopløsning). Modellens beregning af depositions-hastigheden anvendes ikke direkte, idet fluksen er produktet af depositions-hastighed og koncentration og derfor kan en stor depositions-hastighed under forhold med en lav koncentration give flukse af samme størrelse som en periode med lav depositions-hastighed og høj koncentration. Den "resulterende" depositions-hastighed er således vægtes i forhold til modellens koncentrationsberegninger. Figur 9.8 viser tørdepositionen af ammoniak, beregnet ud fra h.h.v. målte (målt/model v_d) og modellerede (OML-DEP) koncentrationer på fire af naturområderne i hver måleperiode. Det ses, at for specielt forårsperioden, men også sommerperioden ligger den "rene" modelberegning (OML-DEP) af tørdepositionen højere end beregningen, hvor de målte koncentrationer indgår. I vintermånederne er der god overensstemmelse. Dette hænger sammen med forskellen mellem de målte og modellerede koncentrationer.



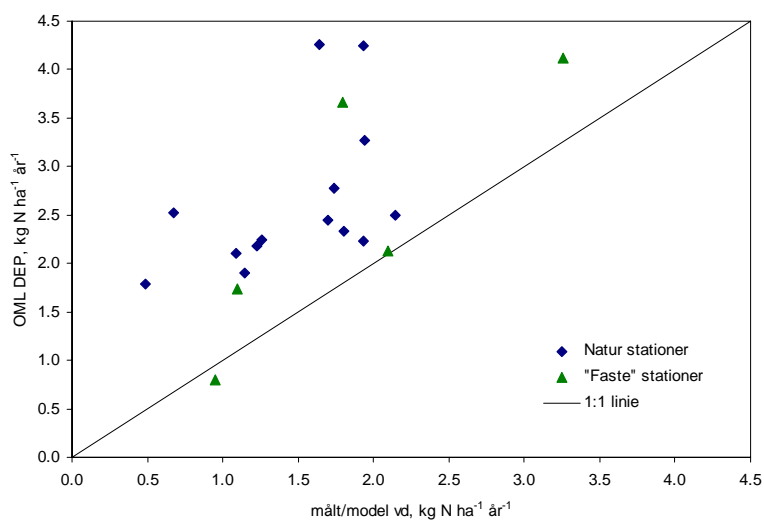
Figur 9.8 Tørdepositionen af ammoniak, beregnet ud fra målinger og model (målt/model vd) samt ren model (OML-DEP). Perioderne er månedssum, markeret med start for op-samlingsperioden.

Figur 9.9 viser årsmiddelværdi af tørdepositionen af ammoniak, beregnet ud fra målinger og model (målt/model vd) og ren model (OML-DEP) for de 12 naturområder samt Idom - og Hjelm Hede. Idom - og Hjelm Hede er beregnet på baggrund af halvmånedsværdier. De modellerede tørdepositioner ligger fra 2-4 kg N ha⁻¹ år⁻¹, mens beregningerne hvor de målte koncentrationer indgår ligger fra 0.5-2 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (jf. tabel 1 og afsnit 2.8 tabel 2.3) Det ses, at estimerne beregnet med modellen i varierende grad giver højere depositioner end estimerne, hvor de målte koncentrationer indgår. Mønstret fra sammenligningen mellem målte og modellerede koncentrationer genfindes i sammenligningen her.



Figur 9.9 Årsmiddelværdi af tørdepositionen af ammoniak, beregnet ud fra målinger og model (målt/model vd) og ren model (OML-DEP) for de 12 naturområder samt Idom og Hjelm hede.

Sammenlignes tørdepositionen på naturstationerne og de faste stationer i forhold til modelberegninger med målte eller beregnede koncentrationmålinger (figur 9.10) ses, at de faste stationer generelt har god overensstemmelse. Der er en undtagelse og igen skyldes det formentlig overestimering af forårsemissionen i de nærmeste beregningsfelter. De absolutte niveauer for tørdepositionen ligger indbyrdes anderledes fordelt mellem naturstationer og faste stationer end koncentrationsniveauerne, hvilket bl.a. skyldes, at de faste stationer generelt har højere depositions-hastigheder end hovedparten af de her udvalgte naturstationer, dels fordi tre af dem ligger i skovområder, hvor turbulensen er høj, dels fordi to af dem ligger meget kystnært.



Figur 9.10 Årsmiddelværdi af tørdepositionen af ammoniak, beregnet ud fra målinger og model (målt/model vd) og ren model (OML-DEP) for naturstationer og de faste stationer (Idom og Hjelm Hede samt de faste stationer er beregnet på baggrund af halvmånedsværdier).

10 Referencer

Alveteg, M., Walse, C., Warfvinge, P., 1998: Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake from present day values using Makedep. *Water, Air, and Soil pollution* 104: 269-283, 1998.

Ambelas Skjøth, C., Hertel, O., Gyldenkerne, S. & Ellermann, T. 2004: Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP. - *Journal of Geophysical Research - Atmospheres* 109(D6): 1-13.

Andersen, H. V., Geels, C., Løfstrøm, og Christensen, J. 2008: Slutrapport "Ammoniakmålinger og modelvalidering" som en del af projektet: "Optimering af værktøj til sammenkædning af lokal og regional kvælstofdeposition og kvælstofindhold i løv":
<http://www.dmu.dk/Overvaagning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Tværgående+undersøgelser>

Cappelen, J. 2007: Danmarks klima 2006 med Tórshavn, Færøerne og Nuuk, Grønland. DMI, København, Danmark. 51 s. - Teknisk rapport 07-01, <http://www.dmi.dk/dmi/tr07-01.pdf>

Cappelen, J. og Jørgensen, B. V. 2007: Dansk vejr siden 1874 - måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. DMI, København, Danmark. 11 s. - Teknisk rapport 07-02:
<http://www.dmi.dk/dmi/tr07-02.pdf>.

Christensen, J.H. 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model - a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. - *Atmospheric Environment* 31(24): 4169-4191.

DMI 2009: www.dmi.dk

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B., & Monies, C. 2006: Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 66 pp. NERI Technical report no. 595, <http://www.dmu.dk>

Ellermann, T., Andersen, H.V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Mogensen, B.B., Løfstrøm, P., Christensen, J. & Frohn, L.M., 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 76 pp. NERI Technical report no. 555, <http://www.dmu.dk>

EMEP 2008: www.EMEP.int

EU 2008: Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2001/81/EC as regards the interim objectives and national emission ceilings for certain atmospheric pollutants for 2020 and amending Directive 2003/35/EC as regards national programmes. Brussels, 2008. Udkast.

Frohn, L., Christensen, J., Brandt, J., Geels, C. & Hansen, K. M. 2003: Validation of a 3-D hemispheric nested air pollution model. - *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 3, 3543 - 3588.

Fyns Amt 2005: Atmosfærisk nedfald 2004. Vandmiljøovervågning.- Odense: Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen. 39 s.

Grell, G. A., Dudhia, J. and Stauffer, D. R., 1995: A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Centre for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, NCAR Technical Note, NCAR/TN-398+STR, pp. 114.

Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005: A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - *Journal of Geophysical Research- Atmospheres* 110(D7): D07108 pp.

Hansen, K.M., Geels, C., Brandt, J., Andersen, B., Baklanov, A., Christensen, J.H., Christensen, O. B., Ellermann, T., Engardt, M., Foltescu, V., Hansen, A.W., Kaas, E., Karlsson, P.E., Pleijel, H., Stohl, A., Tarrasón, L. 2008 : Interaction between climate change, air pollution and related impacts. Nordic council of Ministers. TemaNord 2008:602, 77 pp.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Frohn, L. M., Vignati, E., Frydendall, J., de Leeuw, G., Swarz, S., and Reis, S., 2002: Assessment of the Atmospheric Nitrogen and sulphur Inputs into the North Sea using a Lagrangian model. *Phys. Chem. Earth*, 27(35), 1507-1515.

Hovmand, M. F., Grundahl, L., Runge. E., Kemp, K., Aistrup, W.A. 1993: Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 96 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 91.
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

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

Kemp, K., Ellermann, T., Brandt, J., Christensen, J. & Ketzel, M. 2007: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2006. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 41 p. - NERI Technical report No. 623.

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

Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Jensen, M.T., Plejdrup, M.S. & Illerup, J.B. 2008: Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2006. National Environmental Research Institute, University of Aarhus . 504 pp. - NERI Technical Report No. 675.

Olesen H. R., P. Løfstrøm, R. Berkowicz & A. B. Jensen, 1992: An improved dispersion models for regulatory use - the OML Model. In: Air pollution Modelling and its applications, pp. 29-38, Plenum Press, New York.

Olesen, H.R., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 2007: OML: Review of model formulation. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. - NERI Technical Report 609: 130 pp. (electronic). Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR609.pdf> .

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laurisen, K., Brenballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Møller, P. F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R. M., Fredshavn, J. R., Aude, E. & Nygaard, B. 2003: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. 460 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 457.

Sommer, S.G., Østergård, H.S., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Jensen, L.S. 2009: Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH₃ concentrations and N deposition. Atmospheric Environment (43), pp.915-920.

Theilgaard, J. 2008: Verdens vilde vejr - før, nu og i fremtiden. Nordisk Forlag A/S, København, Danmark. 293 s.

Tværministerielle Arbejdsgruppe 2007: Katalog over mulige fremtidige klimaændringer og overvejelser om klimatilpasning. Udarbejdet af den Tværministerielle Arbejdsgruppe for Klima tilpasning. Finansministeriet, Forsvarsministeriet, Indenrigs- og Sundhedsministeriet, Miljøministeriet, ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Ministeriet for Videnskab, Teknologi og Udvikling, Transport- og Energiministeriet og Økonomi- og Erhvervsministeriet.
<http://www.folketinget.dk/samling/20072/almdel/MPU/spm/348/svar/endeligt/20080619/573785.PDF>

Vestreng, V. 2003: Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC-W Status Report 2003 EMEP/MSW-W NOTE 1/2003, Norsk Meteorologisk Institutt, Oslo. http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf

WEBDAB 2009: <http://webdab.emep.int/>

Bilag 1

Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder

Tablet 1 Koncentrationer af gasformig ammoniak målt i 2007, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel. På Lindet er der målt ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit).

	Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	0,48	2,1	0,03	95	
Frederiksborg	0,21	0,60	0,02	96	01.07.-15.08. målt med passive opsamlere
Idom hede	1,0	2,8	0,31	100	
Hjelm hede	0,98	2,8	0,27	96	31.05.-31.12. målt med passive opsamlere. 31.03.-30.04. estimeret fra total NH_3+NH_4+ og NH_4+ målt i Ulborg.
Keldsnor	0,69	2,9	0,12	96	
Lindet	1,0	3,2	0,24	79	Årsmiddel lidt undervurderet, da 22.03.-26.04. mangler
Anholt	0,23	0,55	0,01	97	

Tablet 2 Koncentrationer af partikulært ammonium målt i 2007, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel. På Lindet er der målt ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit). Der er ikke målt partikulært ammonium på Idom hede og kun første halvdel af året på Hjelm hede.

	Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	0,91	2,2	0,17	92	
Frederiksborg	0,85	1,5	0,23	91	Estimeret 01.07.-15.08. fra total NH_x og NH_3 målt med passive opsamlere
Keldsnor	1,2	2,4	0,29	92	
Lindet	1,2	2,4	0,17	79	Årsmiddel lidt undervurderet, da 22.03.-26.04. mangler
Anholt	0,82	1,6	0,19	97	

Tablet 3 Koncentrationer af den totale mængde af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt i 2007, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel. På Lindet er der målt ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit).

	Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	1,6	4,3	0,24	87	
Frederiksborg	1,1	2,3	0,36	91	
Keldsnor	2,0	4,5	0,68	92	
Lindet	2,2	4,4	0,65	79	Årsmiddel lidt undervurderet, da 22.03.-26.04. mangler
Anholt	1,0	2,1	0,26	97	

Bilag 2

Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer

Polære pesticider (med undtagelse af pendimethalin) analyseres under akkreditering (Danak reg. no. 411). Detektionsgrænse og metodens usikkerheden for disse stoffer fremgår af tabel 1. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standard afvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau der ligger inden for fem gange den estimerede detektionsgrænse.

Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l). Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty in measurements) samt EURACHEM's vejledning "Quantifying Uncertainty in Analytical Measurements".

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

Tabel 1 Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse g/l	Måleusikkerhed %
atrazin*	0,005	20
chloridazon	0,006	15
desethylatrazin*	0,003	10
desethylterbutylazin*	0,011	40
desisopropylatrazin*	0,014	20
dichlorprop*	0,003	30
2,6-dimethyl-4-nitrophenol	0,002	12
2,4-dinitrophenol	0,004	13
2,6-dinitrophenol	0,004	12
diuron*	0,003	15
DNOC*	0,006	40
ethofumesat*	0,008	40
Fenpropimorph	0,006	75
hydroxy-atrazin*	0,003	30
hydroxy-simazin	0,008	60
isoproturon*	0,006	50
MCPA*	0,003	30
mechlorprop*	0,003	40
metamitron*	0,008	30
metazachlor*	0,006	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	15
pendimethalin	0,005	33
terbutylazin*	0,005	25

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2009

- 705 Hazardous substances and heavy metals in the aquatic environment. State and trend, 1998-2003. By Boutrup, S. (ed.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahllöf, I., Larsen M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. 44 pp.
- 704 Contaminants in the traditional Greenland diet – Supplementary data. By Johansen, P., Muir, D., Asmund, G. & Riget, F. 22 pp.
- 703 Projection of Greenhouse Gas Emissions 2007 to 2025. By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Plejdrup, M., Hoffmann, L., Thomsen, M., Fauser, P. 211 pp.
- 702 Rastende vandfugle i Margrethe Kog og på forlandet vest for Tøndermarsken, 1984-2007. Af Laursen, K., Hounisen, J.P., Rasmussen, L.M., Frikke, J., Pihl, S., Kahlert, J., Bak, M. & Amstrup, O. 78 s.
- 700 Drivhusgasopgørelse på kommuneniveau. Beskrivelse af beregningsmetoder. Af Nielsen, O.-K., Winther, M., Gyldenkerne, S., Lyck, E., Thomsen, M., Hoffmann, L. & Fauser, P. 104 s.
- 699 Omsætning af formalin i danske dambrug. Af Sortkjær, O., Pedersen, L-F. & Ovesen, N.B. 126 s. (2008)
- 698 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2008. By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 30 pp.

2008

- 697 OML-spredningsberegninger på basis af 10 års meteorologi i relation til Luftvejledningen. Af Løfstrøm, P. & Olesen, H.R. 35 s.
- 696 Beregning af skovtilstand – tilstandsvurdering af Habitatdirektivets skovtyper. Af Fredshavn, J.R., Johannsen, V.K., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E. & Rune, F. 48 s.
- 695 Værdisætning af natur- og kulturgoder. Et metodestudie af betydningen for ændringer i skala og betalingsformat. Af Hasler B., Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H., Martinsen, L., Thorsen, B.J. 78 s.
- 694 Life in the marginal ice zone: oceanographic and biological surveys in Disko Bay and south-eastern Baffin Bay April-May 2006. By Frederiksen, M., Boertmann, D., Cuykens, A.B., Hansen, J., Jespersen, M., Johansen, K.L., Mosbech, A., Nielsen, T.G. & Söderkvist, J. 92 pp.
- 693 The NERO line. A vegetation transect in Kobbefjord, West Greenland. By Bay, C., Aastrup, P. & Nymand, J. 40 p.
- 692 Skovmårens biologi og levevis i Danmark. Af Elmeros, M., Birch, M.M., Madsen, A.B., Baagøe, H.J. & Pertoldi, C. 62 s.
- 691 Control of Pesticides 2007. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. 23 pp.
- 690 Hvor nedlægges krondyrene – og hvorfor? Betydningen af landskab, urbanisering og tidligere udbredelse for det lokale jagtudbytte af kron dyr i Jylland i jagtsæsonen 2001/02. Af Sunde, P., Asferg, T., Andersen, P.N. & Olesen, C.R. 38 s.
- 689 Kvælstofbelastning af naturområder på Bornholm og Sjælland. Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Af Geels, C., Frohn, L.M., Madsen, P.V. & Hertel, O. 58 s.
- 688 Partikelprojekt 2005-2008. Af Wählin, P. 31 s.
- 687 Udsætning af gråænder i Danmark og påvirkning af søers fosforindhold. Af Noer, H., Søndergaard, M. & Jørgensen, T.B. 43 s.
- 686 Danish emission inventories for road transport and other mobile sources. Inventories until year 2006. By Winther, M. 217 pp.
- 685 Analyse af miljøtilstanden i Mariager Fjord fra 1986 til 2006. Af Markager, S., Bassompierre, M. & Petersen, D.L.J. 55 s.
- 684 Environmental monitoring at the lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2007. By Johansen, P., Asmund, G., Riget, F. & Johansen, K. 54 pp.
- 683 Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. By Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 90 pp.
- 682 Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Af Levin, G. & Normander, B. 44 s.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2007

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2007 beregnet til hhv. 77 og 57 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 25 og 28 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2007 beregnet til ca. 23 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 67% siden 1989. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2007 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1989 er koncentrationer og depositioner af tungmetaller faldet med en faktor to til tre. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer.