

Anbefaling af metoder til estimering af tør- og våddeposition af gasser og partikler i relation til VVM

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 28. januar 2014

Per Løfstrøm

Institut for Miljøvidenskab

Rekvirent:
Miljøstyrelsen
Antal sider: 33

Faglig kommentering:
Helge Rørdam Olesen
Kvalitetssikring, centret:
Vibeke Vestergaard Nielsen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

1. Indledning	3
2. Depositionsprocessor i nærområdet	4
Grundlæggende metode for beregning af tørdeposition	4
Tilnærmet metode for beregning af tørdeposition	4
Grundlæggende metode for beregning af våddeposition	6
3. Nedbør	10
4. Forholdet mellem NO og NO₂	12
5. Emissioner anvendt til OML-beregning af middelkoncentrationer	15
6. Vurderingstrin i relation til detaljeringsgraden for estimering af deposition	16
Trin 1. Meget konservativt estimat	16
Trin 2. Konservativt estimat for udvalgte afstande	17
Trin 3. Geografisk kortlægning af deposition	18
7. Baggrundsdeposition	21
8. Referencer	23
Bilag 1. Deposition	26
Bilag 2. Forholdet mellem NO og NO₂	30
Bilag 3. Nedbørsanalyse	31

1. Indledning

Miljøstyrelsen har bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet om beskrivelse af metode til estimering af depositionen af gasser og partikler emitteret til luften. Nærværende notat skal danne baggrund for et linjepapir, som Miljøstyrelsen kan udlevere til virksomheder og deres eventuelle rådgivere til at vejlede i udførslen af depositionsestimater for terrestrisk og marin natur ved VVM (Vurdering af Virkninger på Miljøet).

Depositionen bør i princippet beregnes time for time gennem den betragtede periode, idet depositionen ændres i takt med de timevise meteorologiske observationer. Ved DCE findes pt. en sådan model for ammoniak til internt brug. Notatet giver en anbefaling og beskrivelse af en forsimplet og grovere metode til estimering af depositionen lokalt for forskellige stoffer.

Notatet indledes med en kort generel beskrivelse af begreber og processer med betydning for deposition fra røgfaner samt principper for estimering af depositionen. Derefter omtales i tre kapitler forhold, der har betydning ved estimeringen: nedbørsforhold, forholdet mellem NO og NO₂ i en røgfane, og hvilken emission man skal lægge til grund for vurderingerne. Til slut beskrives anvendelsen af metoden, hvor der beskrives 3 varianter af den: tre "trin" med stigende detaljeringsgrad af depositionen i forhold til retning og afstanden fra kilden og hvilke naturtyper, der kan blive påvirket.

Første trin er meget simpelt og skal fungere som en konservativ screening for at konstatere om emissionen kan påvirke et nærliggende naturområde. Andet og tredje trin giver en mere præcis vurdering, men er mere omstændelige at gennemføre. Metoderne for estimering af tørdeposition er relateret til anvendelse af OML-Multi modellen (OML står for Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodeller), som allerede anvendes i miljøreguleringen. Metoden for estimering af våddeposition kan udføres uden anvendelse af OML, men OML-Multi 6.0 indeholder faciliteter til at lette estimeringer af både tør- og våddeposition.

For udvalgte stoffer indeholder notatet eksempler på parameterværdier, som kan anvendes i beregningerne. Disse værdier afspejler den bedste viden på nuværende tidspunkt. Ny og bedre viden kan dog fremkomme senere og kan anvendes i stedet med behørig henvisning til anerkendt reference.

Notatet indeholder bilag med lidt mere dybtgående baggrund og referencer til angivne parametre.

2. Depositionsprocessor i nærområdet

Deposition eller afsætning af gasser og partikler i atmosfæren til overflader sker i princippet ved to processer: tørdeposition og våddeposition.

Tørdeposition af et stof sker når stoffet bringes i direkte kontakt med en overflade, som fx kan være vandoverflader, jord eller vegetation. For vegetation sker afsætningen såvel direkte på overfladen af blade, stængler og stammer som ved optag i bladenes stomata (spalteåbninger). Forskellige stoffer hæfter til overfladen med forskellig effektivitet. Når stoffet er afsat vil luftkoncentrationen aftage og raten for afsætning vil falde. Den atmosfæriske turbulens vil transportere nyt stof ned til overfladen. Hastigheden hvormed stoffet afsættes, tørdepositions-hastigheden, afhænger således af blandt andet typen af overflade, tidspunktet, meteorologiske forhold, stoffets egenskaber og for partikler desuden størrelsen.

Våddeposition optræder under nedbør. Her udvasker nedbøren stofferne fra luften (røgfanen). Processen afhænger derfor ikke af jordoverfladens beskaffenhed. Raten for udvaskning på et givet tidspunkt afhænger blandt andet af stofkoncentrationen (i røgfanen), intensiteten af nedbøren og stofegenskaberne.

Tør- og våddeposition kan optræde på samme tid, men vil gensidigt begrænse hinanden. Det er dog i det følgende konservativt antaget, at tør- og våddepositionen ikke påvirker hinanden.

Grundlæggende metode for beregning af tørdeposition

Tørdepositionsraten for et givent tidspunkt, t , beregnes som et produkt af stofkoncentration i luften, $c(t)$, og en depositions-hastighed, $v_d(t)$. Den årlige tørdepositionen beregnes ved at summeres over årets timer:

$$\sum c(t) \cdot v_d(t) \cdot \Delta t \quad (1)$$

hvor Δt er 1 time, som er midlingstiden for $c(t)$ og $v_d(t)$.

Beregningen kræver imidlertid kendskab til den timevise variation af både koncentrationen og depositions-hastigheden. Det er muligt at beregne den timevise koncentration med OML; men det er for nuværende ikke muligt med OML at beregne depositions-hastigheden, $v_d(t)$. Hvis koncentrationen i et givet punkt beregnes med OML-Multi, og indsættes i formel (1) vil den beregnede deposition være en konservativ tilnærmelse, idet OML ikke tager hensyn til at depositionen opstrøms fjerner stof fra røgfanen. Den tørdeposition man finder med brug af OML-beregnete koncentrationer vil dermed være lidt overestimeret på kort afstand af kilden og mere overestimeret, jo længere nedstrøms for kilden der beregnes.

Tilnærmet metode for beregning af tørdeposition

For nærværende er det kun muligt at estimere tørdepositionen på basis af lidt grove og konservative overslag, baseret på middelværdier af både

koncentrationen og depositions hastigheden for en given lang periode. Beregningsmetoden anvendes for både gasser og partikler under 10 μm , idet større partikler kan have betydelige fladhastigheder, hvorved metoden bliver meget konservativ.

For et givet punkt estimeres tørdeposition, Dep ($\mu\text{g}/\text{m}^2$), for en given periode, T (s), som produktet af middeldkoncentrationen, $\langle c(t) \rangle$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), middeldepositions hastigheden, $\langle vd(t) \rangle$ (m/s) og periodelængden:

$$Dep(T) = \langle c(t) \rangle \cdot \langle vd(t) \rangle \cdot T \quad (2).$$

Ved vurdering af effekter på naturområder er man interesseret i at bestemme depositionen over et typisk år eller et 'gennemsnitsår', idet effekter af depositionen normalt er langtidseffekter og ikke akutte. En årsmiddelværdi for koncentrationen fra en røgfane kan beregnes med OML-Multi. Standard versionerne af modellen (5.40 og tidligere) beregner årsmiddelværdien på grundlag af meteorologiske data fra Kastrup Lufthavn år 1976. Da vindretninger for et givet år kan afvige fra de klimatiske (langtidsmidler), vil det i relation til VVM være mere korrekt at anvende middelværdier for koncentrationen beregnet over en længere periode. Det anbefales, at der anvendes en middeldkoncentration beregnet over 10 år. Dette er muligt med anvendelse af OML-Multi version 6.0, som normalt anvender meteorologiske data fra Aalborg 1974-83. En diskussion af denne anbefaling gives i Løfstrøm og Olesen (2008).

Bestemmelse af middeldepositions hastigheden for en lang periode er derimod ikke trivial. Dels er der usikkerhed på at estimere $v_d(t)$ for en konkret time, og dels er det ikke muligt at beregne en korrekt middelværdi. Selv om det skulle være muligt, at bestemme en korrekt $v_d(t)$ for timen, så skal der ved beregning af middelværdien tages hensyn til at $v_d(t)$ på tidspunkter med høje koncentrationer skulle vægte mere end tidspunkter med lav koncentration. Forskellige typer af kilder (høje eller lave) kan give høje/lave koncentrationer på forskellige tidspunkter. Derfor burde $\langle vd(t) \rangle$, være knyttet til den konkrete kildekonfiguration. Dette forhold er der ikke taget hensyn til i den tilnærmede metode.

Forslag til middeldepositions hastigheder for udvalgte gasser og partikler fremgår af Tabel 2.1. Tabellen er baseret på aktuel viden. Der vil givetvis med tiden blive ny og bedre viden tilgængelig, som vil kunne erstatte værdier i tabellen. Baggrunden for værdierne er beskrevet i Bilag 1.

Eksempel

Den årlige tørdeposition af et stof ønskes estimeret i et givet punkt. Antag at en beregning med OML giver en middelværdi af koncentrationen i punktet på 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og at middeldepositions hastigheden er 0,01 m/s. Den årlige tørdeposition bliver:

$$1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot 0,01 \text{ m/s} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 3600 \text{ s} = 3,15 \cdot 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^2 = 3,15 \text{ kg}/\text{ha}.$$

Bemærk, at deposition af fx kvælstofdioxid (NO_2) omregnes til deposition af kvælstof (N) via atomvægte, dvs. 1 g NO_2 bliver til $14/(14+2 \cdot 16) = 0,304$ g N, hvor 14 og 16 er atomvægten for N henholdsvis O.

Tabel 2.1 Tørdepositionshastigheder (cm/s)

Stof	Vand	Græs	Skov
NO	0,04 10 ⁻³	0,1	0,2
NO ₂	0,22 10 ⁻³	0,6	1,2
NH ₃	0,76	1,5	3,0
SO ₂	0,7	1,1	2,1
Kviksølv, Hg(0) (gas)	0,01	0,1	0,2
Kviksølv, Hg(II) (gas)	1,0	1,5	3,5
Selen, Se (gas og fine partikler)	0,1	0,26	0,52
Partikler, 10 µm	2,0	2,0	4,0
Partikler, 2 µm	0,2	0,7	1,4
Partikler < 2 µm	0,005-0,2	0,05-0,7	0,1-1,4

Grundlæggende metode for beregning af våddeposition

Under nedbørsepisoder kan der foregå våddeposition ved at regndråber udvasker gasser og partikler fra røgfanen. Våddepositionen fra en røgfane afhænger af koncentrationen i røgfanen og af den vertikale udbredelse af røgfanen, vindhastigheden, nedbørsintensiteten (mm/time) samt en stofs specifik udvaskningskoefficient. Bilag 1 giver en detaljeret beskrivelse af baggrunden for nedenstående beregning af våddeposition.

Det antages, at våddepositionen kan estimeres ved anvendelse af middelværdier for en række parametre beregnet under perioder med nedbør. Den årlige våddeposition, $Wdep(x, Dir)$ (g m⁻²), i en given afstand, x (m) og vindretning, Dir (°), beregnes ved:

$$Wdep(x, Dir) = \Lambda(R) \cdot Q(x) / (u(z, Dir) \cdot 2\pi \cdot x) \cdot MM / R \cdot 8760 \cdot RelMM(Dir) \quad (3)$$

hvor MM er den årlige nedbørsmængde, $RelMM(Dir)$ er den relative nedbørsmængde, som funktion af vindretningen, Dir , i forhold til jævn fordeling af MM , $u(z, Dir)$ er middelvindhastigheden i skorstens-højden, z (m), under nedbør. R er middel af nedbørsintensiteten under nedbørsepisoder. 8760 er antal timer i året. $\Lambda(R)$ (s⁻¹) er udvaskningskoefficienten, som er en stofs specifik "konstant", λ , multipliceret med nedbørsintensiteten, R (mm/time), dvs. $\Lambda(R) = \lambda R$. For metoden her under danske forhold sættes R til 1 mm/time, hvorved den numeriske værdi af $\Lambda(R)$ og λ er ens. Faktoren $MM(Dir)/(R \cdot 8760)$ angiver den fraktion af året, hvor der forekommer nedbør. For de forskellige gasser er λ en reel konstant; men for partikler er λ en funktion af partikelstørrelsen. $Q(x)$ er den stofmængde (g), der i løbet af et år passerer igennem et lodret tværsnit af røgfanen i en given afstand, x , (uanset retningen) og beregnes ved:

$$Q(x) = Q_0 \cdot \exp(-\Lambda(R) \cdot x / (u(z, Dir))) \quad (4)$$

hvor Q_0 (g) er den udsendte årlige stofmængde. Når man betragter forekomsten af alle vindretninger igennem et år, er $Q(x)$ således den stofmængde (g), der i årets løb når uden for en cirkel med centrum i kilden og med radius x .

En simpel estimering af vindhastigheden kan beregnes med følgende formel:

$$u(z,Dir) = u(10,Dir) \cdot \ln(z/10) / 4.6 \quad (5)$$

hvor $z1 = \min(z,100)$, men mindst 10 m og $u(10,Dir)$ er den målte middelvindhastighed i højden 10 m under perioder med nedbør. Det er her antaget, at atmosfæren under nedbør har neutral stabilitet med logaritmisk vindprofil op til 100 m.

I Tabel B3.1 i Bilag 3 er angivet værdier for $RelMM(Dir)$ og $u(10,Dir)$ for danske forhold, hvor Dir er opgjort i 10 graders sektorer og vindretningen således er afrundet til nærmeste 10'er. I tabellen er også vist $u(z,Dir)$ for udvalgte z -værdier beregnet med formel (5). Baggrunden for tabellen beskrives under Kapitel 3, hvor det også fremgår at R bør sættes til 1 mm/time for de undersøgte danske forhold.

Med anvendelsen af tabelværdierne for $RelMM(Dir)$ og $u(10,Dir)$ vil forskellen på våddepositionen for forskellige lokaliteter i Danmark for den samme kilde alene afhænge af den årlige nedbørsmængde, MM . Formlerne (3) og (4) tager ikke hensyn til de ikke-lineære effekter på depositionen, når den årlige nedbør er sammensat af varierende intensitet under varierende vindhastigheder.

I Tabel 2.2 er listet udvaskningskoefficienter for udvalgte stoffer. Listen er udfærdiget på grundlag af aktuel viden (Bilag 1) og kan ved ny viden justeres. Bemærk at NO_x ikke udvaskes. I Figur 2.1 er vist $\Lambda(R)/R$ for forskellige størrelser af partikler.

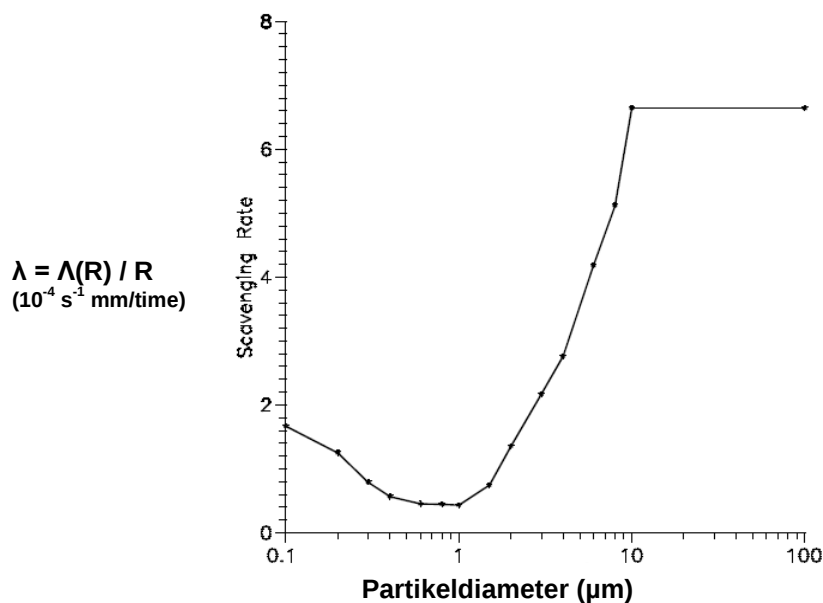
Hvis størrelsesfordelingen af partikler (diameter $< 10 \mu m$) i en given røgfane ikke er kendt, eller hvis der skal foretages et konservativt estimat af våddepositionen, anvendes Λ for partikler med diameter på $10 \mu m$.

Kendes massefordelingen af partikler inden for bestemte intervaller af diametre, kan beregningsmetoden anvendes på hvert interval for sig.

Tabel 2.2 Udvasningskoefficienter $\Lambda(R)$ ved nedbør på 1 mm i timen.

Stof	$\Lambda (10^{-4} s^{-1})$
NO	0
NO ₂	0
SO ₂	0,42
Kviksølv, Hg(0) (gas)	0
Kviksølv, Hg(II) (gas)	1,4
HNO ₃	1,4
NH ₃	1,4
Selen, Se (gas)	0,3
Partikler $< 10 \mu m$	0,5 til 6,6*

* Se figur 2.1.



Figur 2.1. Udvaskningskoefficienten for partikler, $\Lambda(R)$, normeret med nedbørsintensiteten, R , som funktion af partikeldiameteren (US EPA, 1995).

Eksempler på estimering af våddeposition

Antag en årlig nedbørsmængde på 650 mm (svarende til nedbør i 7.4 % af tiden ved $R=1 \text{ mm/time}$), en årlig emission af et stof på 1 kg med en udvaskningskoefficient, Λ , på $6,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ fra en skorsten med højde på 80 m. Den årlige våddeposition ønskes bestemt i afstanden 5 km i retningen 60 grader (svarende til vindretning 240 grader). Af Tabel B3.1 aflæses $RelMM(240)$ til 1,44 og $u(80,240)$ til 8,92 m/s. Dvs (4) giver.

$$Q(5000) = Q_0 \exp(-\Lambda(R) x / (u(z, Dir))) = 1000 \exp(-6,6 \cdot 10^{-4} \cdot 5000 / 8,92) = 701 \text{ g}$$

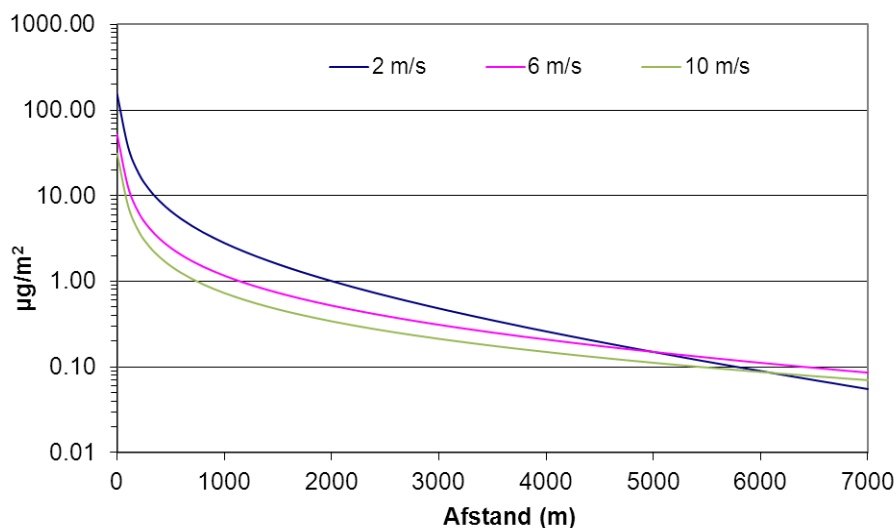
og (3) giver

$$\begin{aligned} Wdep(x, Dir) &= \Lambda(R) Q(x) / (u(z, Dir) 2 \pi x) \cdot MM/R \cdot 8760^{-1} \cdot RelMM(Dir) \\ &= 6,6 \cdot 10^{-4} \cdot 701 \cdot (8,92 \cdot 2 \pi \cdot 5000)^{-1} \cdot 650 / 1 \cdot 8760^{-1} \cdot 1,44 \\ &= 1,70 \cdot 10^{-7} \text{ g/m}^2 \\ &= 0,170 \text{ µg/m}^2 \end{aligned}$$

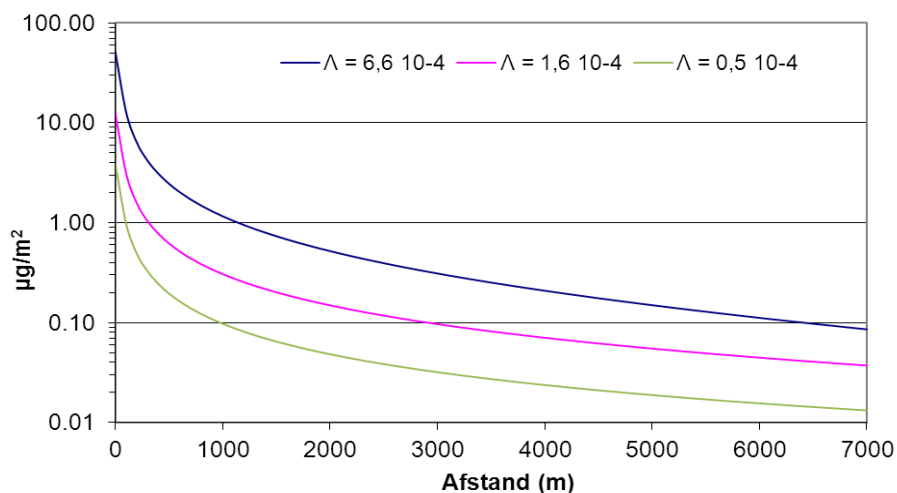
I Figur 2.2 og 2.3 er vist eksempler på fordelingen nedstrøms for kilden af våddepositionen under antagelse af forskellige vindhastigheder i skorstenstoppen og forskellige udvaskningskoefficienter. Der er anvendt en årlig nedbør på 650 mm (nedbørsintensitet på 1 mm/time). I figurerne er anvendt $RelMM(Dir) = 1,00$ svarende til at våddepositionen repræsenterer et gennemsnit for alle retninger.

Lav vindhastighed giver højere deposition tæt på kilden i forhold til høj vindhastighed, men giver mindre deposition længere væk, som det ses i Figur 2.2, hvor kurverne krydser i afstanden 5-6 km. Mindre udvaskningskoefficienten giver lavere deposition i nærområdet (Figur

2.3), men større deposition i store afstande, hvilket sker uden for figuren hvor kurverne krydser i 20-24 km. Det er forholdet Λ/u som er afgørende.



Figur 2.2. Eksempler på estimeret årlig våddeposition ved 1 kg årlig emission for forskellige vindhastigheder i skorstenstop. Kurverne er et gennemsnit for alle retninger og gælder for en årlig nedbør på 650 mm ved en udvaskningskoefficient på $6,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.



Figur 2.3. Eksempler på estimeret årlig våddeposition ved 1 kg årlig emission for forskellige udvaskningskoefficienter. Kurverne er et gennemsnit for alle retninger og gælder for en årlig nedbør på 650 mm ved en vindhastighed i skorstenstop på 6 m/s.

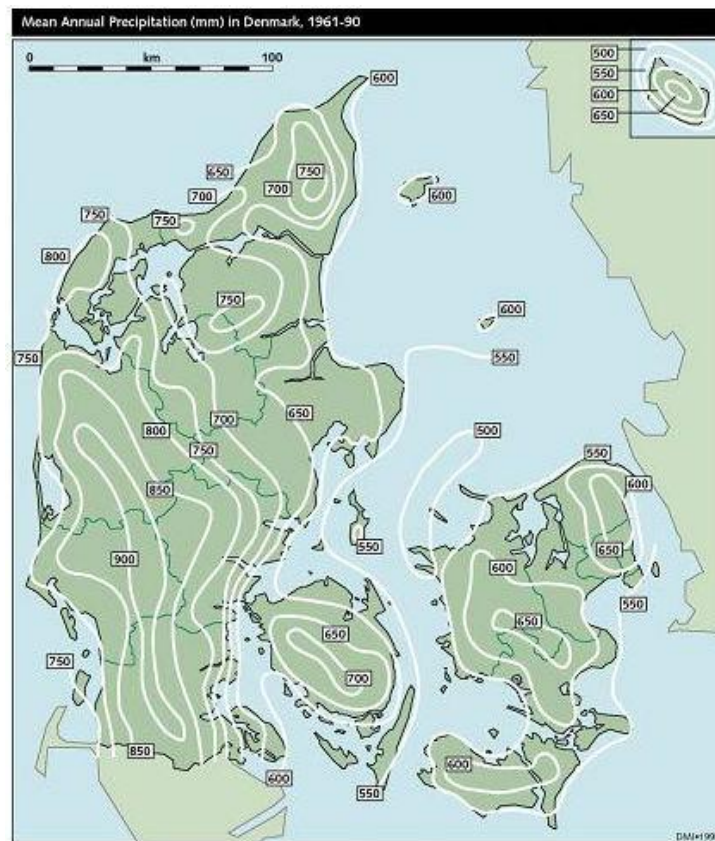
3. Nedbør

Til estimering af våddepositionen er det blandt andet nødvendigt at kende til den årlige nedbørsmængde, MM , og den relative nedbørsmængde, $RelMM(Dir)$, som funktion af vindretningen, Dir . Derudover skal middelvindhastigheden, $u(z, Dir)$ i skorstenshøjden, z (m), under nedbør kendes.

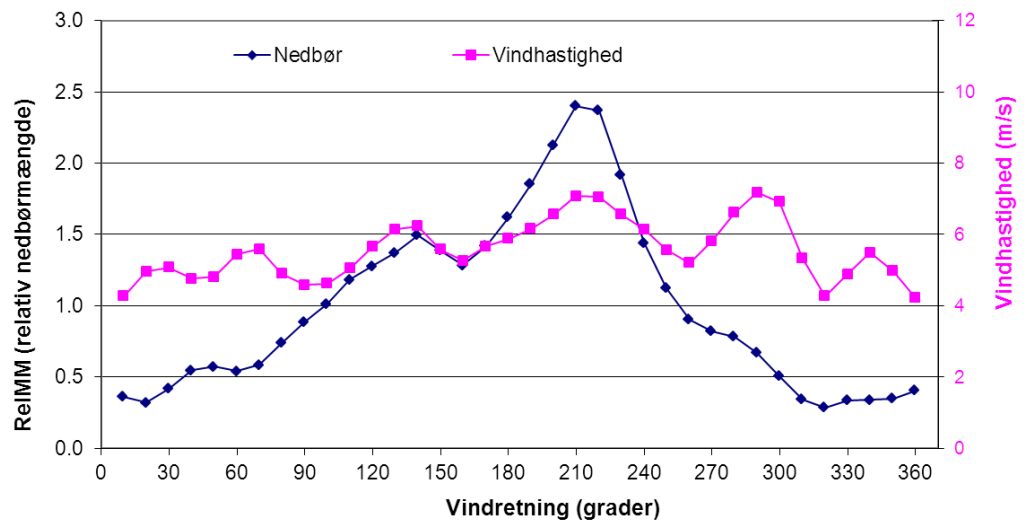
Den geografiske fordeling af den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark i klimaperioden 1961-1990 er vist i Figur 3.1. Nedbørsmængden for en konkret lokalitet kan fx aflæses fra figuren. På grund af stigende nedbørsmængde siden 1961-1990 (se Bilag 3) er det passende altid at forøge aflæsninger i figuren med 30 mm.

Der er udført en analyse af den relative nedbørsmængde, $RelMM(Dir)$, og vindhastigheden, $u(10, Dir)$, på tre lokaliteter i Danmark over 2 år. Analysen er opgjort på 10 graders sektorer for vindretningen. På grund af stor retnings- og tidsvariation i de analyserede nedbørsmængder og vindhastigheder mellem årene og lokaliteterne, er data baseret på gennemsnit for alle lokaliteter og år. Resultatet ses i Figur 3.2, og tilhørende talværdier er listet i Tabel B3.1 i Bilag 3, hvor også eksempler på $u(z, Dir)$ er listet for forskellige højder.

Det er muligt, at analyser af tidsserier over længere perioder på fx 10 år vil kunne dokumenterer en systematisk forskel i $RelMM(Dir)$ og $u(10, Dir)$ mellem landsdelene.



Figur 3.1. Den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark i referenceperioden 1961-1990 målt i mm (DMI Teknisk Rapport 97-8).



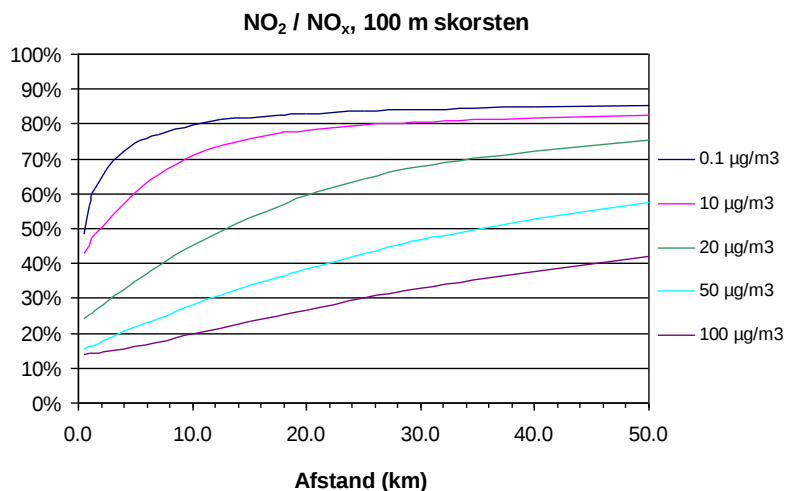
Figur 3.2. Kurver for (1) relativ nedbørmængde i forhold til jævn fordeling samt (2) vindhastighed under nedbør. Begge er vist som funktion af vindretning. Middelværdier for Kastrup, Aalborg og Skrydstrup i år 2008 og 2009.

4. Forholdet mellem NO og NO₂

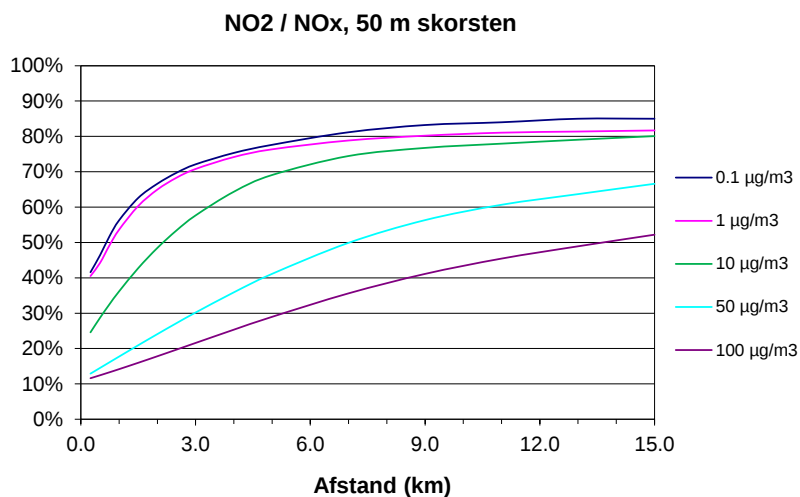
Under spredningen af en røgfane indeholdende NO og NO₂ (NO_x) vil en del af røggassens NO omdannes til NO₂ ved kemisk reaktion med baggrundsluftens ozonindhold. Samtidig vil der i dagtimerne ske en nedbrydning af NO₂ til NO via indflydelse fra solens UV-stråling. Den kemiske ligevægt mellem NO, NO₂ og O₃ (ozon) afhænger af blandingsforholdet mellem røgfanen og baggrundsluften, eventuel UV-stråling samt transporttid. Koncentrationen af ozon i den omgivende luft er en af de begrænsende faktorer for dannelsen af NO₂. Når røgfanen er fortyndet meget, fx i meget store afstande fra kilden eller ved lille emission, vil der være nok ozon i baggrundsluften til at størstedelen af NO er omdannet til NO₂.

Mængdeforholdet mellem de to stoffer NO og NO₂ som funktion af afstand er her belyst gennem tre eksempler ved hjælp af spredningsberegning med OML-Multi i såkaldt kemi-mode, hvor modellen beregner den kemiske ligevægt mellem NO, NO₂ og O₃, med inddragelse af en tidsserie af baggrundskoncentrationer af NO, NO₂ og O₃ samt mængden af sollys (se Bilag 2 for detaljer). Eksemplerne kan gøre nytte, når man skal estimere depositions-hastigheder for en NO_x-røgfane, idet NO og NO₂ har forskellig tørdepositions-hastighed.

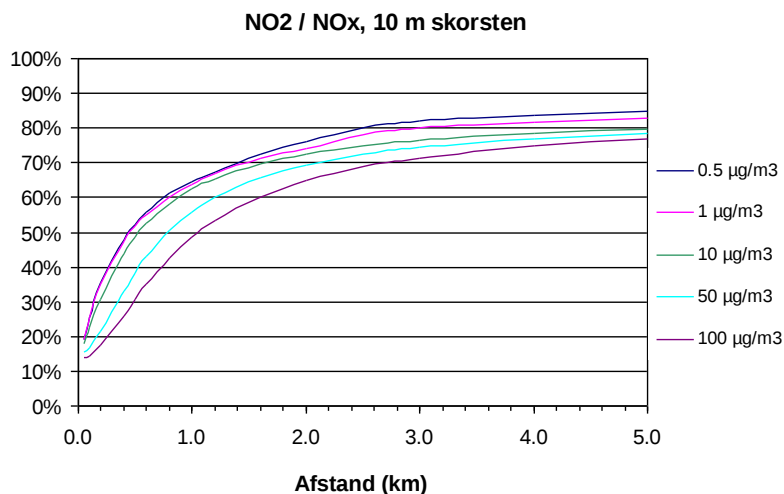
Det første eksempel vises i Figur 4.1 og drejer sig om en høj kilde med en skorsten på 100 m. Kurverne viser NO₂-andelen af NO_x-koncentrationen i røgfanen ved jordoverfladen. Kurverne er baseret på et års data (Bilag 2) for meteorologi og baggrundskoncentrationer, og de viser gennemsnittet for et år. Der er vist flere kurver for NO₂-andele som funktion af afstanden fra kilden, hvor hver kurve repræsenterer en bestemt kildestyrke. Kildestyrken er valgt således, at for eksempelvis kurven mærket "100 µg/m³" er den største 10-årsmiddelværdi i omgivelserne 100 µg/m³. Den betragtede kilde har konstant emission, 100 m skorsten, volumenstrøm på 250 Nm³/s, røggastemperatur på 100 °C samt diameter på 5 m. Det er endvidere antaget, at 10 % af den direkte emitterede NO_x er NO₂, hvor denne procent dog ikke er så betydende. Ved beregningen er forudsat, at den pågældende kilde er den eneste kilde, men at der i omgivelserne optræder en baggrundsforurening af stofferne NO, NO₂ og ozon. Koncentrationsforholdene i den udsendte røgfane beregnes time for time igennem et år, og bidraget fra kilden opgøres. Det er kildens NO₂-andel som gennemsnit for året, der præsenteres i Figur 4.1. Der er gennemført tilsvarende beregninger for kilder med henholdsvis 50 m og 10 meter høje skorstene. Resultaterne i form af NO₂/NO_x-kurver vist i Figur 4.2 og 4.3, hvor øvrige kilde data også er angivet.



Figur 4.1. Eksempel på NO_2 andel af NO_x -indhold i røgfane ved jordoverfladen som funktion af afstand beregnet som årligt gennemsnit. De forskellige kurver refererer til forskellige kildestyrker, som forklaret i teksten og er markeret med de tilhørende maksimale 10-års middelværdier. Kurveforløbet kan anvendes for høje kilder på omkring 100 m eller mere med termisk røgfanløft. Den konkrete kilde: 100 m, $250 \text{ Nm}^3/\text{s}$, 100°C og diameter 5 m.



Figur 4.2. Eksempel på NO_2 andel af NO_x -indhold i røgfane ved jordoverfladen som funktion af afstand beregnet som årligt gennemsnit. De forskellige kurver refererer til forskellige kildestyrker, som forklaret i teksten og er markeret med de tilhørende maksimale 10-års middelværdier. Kurveforløbet kan anvendes for kilder på omkring 50 m. Den konkrete kilde: 50 m, $20 \text{ Nm}^3/\text{s}$, 70°C og diameter 2 m.



Figur 4.3. Eksempel på NO_2 andel af NO_x -indhold i røggfane ved jordoverfladen som funktion af afstand beregnet som årligt gennemsnit. De forskellige kurver refererer til forskellige kildestyrker, som forklaret i teksten og er markeret med de tilhørende maksimale 10-års middelværdier. Kurveforløbet kan anvendes for kilder på omkring 10 m. Den konkrete kilde: 10 m, $2 \text{ Nm}^3/\text{s}$, 70°C og diameter 1 m.

For alle kilderne gælder, at den største NO_2 -procent optræder for de laveste koncentrationer, hvilket skyldes, at ozonkoncentrationen i omgivelserne i de situationer er forholdsvis stor sammenholdt med NO -koncentrationen, og at ozonen dermed kan give anledning til omdannelse af NO til NO_2 . NO_2 -andelen stiger med afstanden fra kilden efterhånden som NO omdannes til NO_2 .

Eksemplerne kan gøre nytte ved estimering af depositions hastigheder, idet tørdepositions hastigheden for NO_2 er væsentligt større end for NO . For en konkret kilde kan der anvendes en NO_2 -procent aflæst fra den af figurerne, hvor forholdene er mest sammenlignelige.

5. Emissioner anvendt til OML-beregning af middelkoncentrationer

Ved normale OML-beregninger i relation til Miljøstyrelsens Luftvejledning beregnes maksimale månedlige 99 % fraktiler, som sammenlignes med vejledningens B-værdier. I vejledningen angives det, at beregningerne skal anvende den maksimale timelige emissionsrate. Det er således kortvarige spidsværdier af koncentrationen, som anvendes i reguleringen.

I relation til VVM er også langtidseffekter af emissioner i fokus, og derfor er det i OML-beregninger af langtidsmiddel for koncentrationen mest korrekt at anvende emissioner, som summerer op til den maksimale årlige tilladelige emission. En sådan beskrivelse kan indebære, at der under OML-beregninger indgår en tidslig variation i de timelige emissioner.

Den simpleste metode til at bestemme en langtidsmiddel for koncentrationen i omgivelserne ved OML-beregning er at anvende en konstant emissionsrate bestemt ved at dividere den årlige emission med årets timer. Denne metode giver kun korrekt middelværdi for koncentrationen, når emissionen reelt er konstant i alle timer i perioden. Hvis der fx ikke er emission i nattetimerne, hvor spredningsforholdene er anderledes end i dagtimerne, så vil middelværdierne af koncentrationen blive beregnet forkert.

Det er derfor mere korrekt at bruge OML-modellens muligheder for at angive emissioner med tidslig variation. I OML-Multi er det muligt at angive emissionen med en timelig variation over døgnet, en ugedagsvariation over ugen og en månedlig variation over året. Sker emissionen fx kun i 8 dagtimer fra kl. 8-16, så skal den timelige emission beregnes som den årlige emission divideret med 1/3 af årets timer, og i beregningen med OML-Multi skal angives, at der kun er emission for samme tidsrum kl. 8-16. Hvis der er en systematisk tidslig variation i emissionen skal emissionen angives tilsvarende i OML-Multi. At der kan være tilfældige variationer for emissionen for de enkelte timer vil udjævnes i beregningerne over en 10 årig periode.

Den årlige emission er måske ikke målt. Den kan enten bestemmes ud fra repræsentative præstations- eller stikprøvemålinger samt driftstiden. Foreligger der ikke præstations- eller stikprøvemålinger kan den årlige emission alternativt bestemmes ud fra simple massebalancer. Her kan der evt. anvendes konservative betragtninger om at alt stof, der indgår i processen, emitteres via skorstenen, hvis der ikke foreligger detaljerede oplysninger om massestrømmene for de enkelte relevante stoffer på virksomheden.

6. Vurderingstrin i relation til detaljeringsgraden for estimering af deposition

Herunder beskrives en metode til vurdering af total deposition, idet der beskrives tre varianter af metoden i tre "trin" med stigende niveauer for geografisk detaljering.

Første trin er meget simpelt og skal fungere som en konservativ screening for at konstatere om situationen kan være kritisk i relation til VVM. Andet og tredje trin giver en mere præcis vurdering, men er mere omstændelige at gennemføre..

Trin 1. Meget konservativt estimat

Tørdeposition

For et givet stof foretages bestemmelse af langtidsmiddelværdier (10 år) af luftkoncentrationen via beregning med OML-Multi 6.0. Den største koncentration findes uanset geografisk placering. Denne værdi indsættes i formel (2) sammen med en depositionshastighed for de relevante naturtyper, der optræder i området, og en periode på et år. Hermed estimeres den maksimale årlige tørdeposition for naturtyperne.

For kilder uden bygningseffekter og skorstenshøjder på mere end ca. 50 m vil maksimum af koncentrationen optræde i nogen afstand fra kilden. For lave kilder (<10 m) og kilder, hvor spredningen af røgfanen er betydeligt påvirket af bygningseffekter, optræder maksimum ofte meget tæt på kilden. Derfor vil den maksimale koncentration være ekstrem konservativ at anvende, og man bør i stedet anvende den største koncentration i de afstande, hvor der findes relevante naturområder (Trin 2).

For NO_x kan konservativt antages, at røgfanen indeholder 100 % NO_2 . Hvis beregninger på 100 % viser, at (tåle-) grænser er overskredet, kan der stadig konservativt, men mere besværligt anvendes 85 % NO_2 og 15 % NO , idet dette er det største NO_2 -indhold som i gennemsnit vil optræde (figur 4.1-4.3), og NO_2 har større depositionshastighed end NO .

Våddeposition

Våddepositionen estimeres for den mest belastede vindretning. Retningen er bestemt for en kombination af nedbør og vindhastighed. I forhold til data i Tabel B3.1 i Bilag 3 er den mest belastede vindretning 210 grader.

Vindhastighed i toppen af skorsten beregnes med formel (5) eller interpoleres fra tabellen i bilaget.

Derefter bestemmes afstand til nærmeste relevante naturområde. For denne afstand beregnes via formel (4) og dernæst formel (3) den årlige våddeposition ved brug af den årlige nedbør aflæst fra Figur 3.1 med addition af 30 mm samt værdien 2,40 for $RelMM(dir)$ (Tabel B3.1).

Tør- og våddeposition adderes uagtet at de geografiske placeringer oftest ikke er ens. Skema 1 viser strukturen i estimeringen og kan anvendes som skabelon for en estimering.

Hvis den totale deposition af stoffet for de enkelte naturtyper ikke overskrider acceptable (tåle-) grænser, er grænserne overholdt overalt.

Skema 1. Deposition estimeret konservativt i forhold til afstande og retninger her opdelt på tre naturtyper.

"Stofnavn"			
Naturtype	Vand	Græs	Skov
Maks. middel-koncentration	C		
Depositionshastighed	$V_{d,vand}$	$V_{d,græs}$	$V_{d,skov}$
Årlig tør-deposition formel (2)	$T_{dep,v}$	$T_{dep,g}$	$T_{dep,s}$
Vindhastighed i skorstenstop	Formel (5) eller Tabel B3.1		
$Q(x)^{**}$, formel (4)	$Q(x)$		
Årlig våd-deposition, formel (3)*	V_{dep}		
Total årlig deposition	$T_{dep,v} + V_{dep}$	$T_{dep,g} + V_{dep}$	$T_{dep,s} + V_{dep}$

* hvor $ReIMM(Dir)$ konservativt er valgt til 2,40. ** nærmeste relevante naturområde.

Trin 2. Konservativt estimat for udvalgte afstande

Tørdeposition

For et givet stof foretages bestemmelse af langtidsmiddel af koncentrationen (10 år) via beregning med OML-Multi 6.0. For udvalgte afstande fra kilden findes den største koncentration uanset retningen fra kilden. For relevante naturtyper, der optræder i området, bestemmes de tilhørende depositionshastigheder (fx Tabel 2.1). Som under Trin 1 estimeres den årlige tørdeposition ved anvendelse af formel (2) og en periode på et år.

Våddepositionen

Her anvendes samme metode, som i Trin 1 via formel (5), (4) og (3) og udføres for de udvalgte relevante afstande og for den mest belastede vindretning.

Tør- og våddeposition adderes uagtet at retningerne for tør og våddeposition oftest ikke er ens. Skema 2 viser et eksempel på fremgangsmåde og kan også anvendes til en konkret estimering.

Hvis den totale deposition af stoffet for de enkelte naturtyper ikke overskrider acceptable (tåle-) grænser i nogen af afstandene, er grænserne overholdt i alle retninger omkring kilden.

Skema 2. Deposition i forskellige afstande estimeret konservativt i forhold til retninger.

"Stofnavn"					
Afstand		x1	x2	...	xn
Maks. middel-koncentration		c1	c2	...	cn
Sp. for NO _x		"NO ₂ -%"	"NO ₂ -%"		"NO ₂ -%"
Depositionshastighed	Vand	V _{d,vand}	(Ved NO _x kan evt. beregnes en vægtet V _d på grundlag af "NO ₂ -%", dvs. V _d stiger med afstanden)		
	Græs	V _{d,græs}			
	Skov	V _{d,skov}			
Årlig tør-dep. formel (2)	Vand	Tdep1,v	Tdep2,v		
	Græs	Tdep1,g	Tdep2,g		
	Skov	Tdep1,s	Tdep2,s		
Vindhastighed i skorstenstop		Formel (5) eller Tabel B3.1			
Q(x), formel (4)		Q(x1)	Q(x2)		Q(xn)
Årlig vådd deposition, formel (3)*		Vdep1	Vdep2		Vdepn
Total årlig deposition	Vand	Tdep1,v + Vdep1	Tdep2,v + Vdep2		
	Græs	Tdep1,g + Vdep1	Tdep2,g + Vdep2		
	Skov	Tdep1,s + Vdep1	Tdep2,s + Vdep2		

* hvor *RelMM(Dir)* konservativt er valgt til 2,40.

Trin 3. Geografisk kortlægning af deposition

Ved en detaljeret kortlægning af tørdepositionen er det nødvendigt at kende til typen af overflade (vand, græs eller skov) i de anvendte receptorpunkter, som indgår i en OML-beregning af middelkoncentrationer. Overfladetyper er afgørende for størrelsen af tørdepositionen.

Til et første overslag af tørdepositionen kan konservativt antages, at overfladen i hele beregningsområdet er skov, som har den største depositionshastighed. I en given afstand fra kilden kan depositionen estimeres i de forskellige retninger ved fx at anvende Skema 3, hvor man anvender samme metode, som i Trin 1 eller 2. For den konkrete retning og afstand estimeres tørdeposition ved formel (2). Hvis stoffet er NO_x vil *v_d* desuden afhænge af NO₂-procenten for den givne afstand, som dog kan vælges konservativt konstant. Våddepositionen estimeres ved formel (5), (4) og (3), idet man arbejder sig fra venstre mod højre i skema 3.

Den mest præcise fremgangsmåde, i forhold til metodebeskrivelsen, vil være at brugeren fremskaffer de præcise overfladetyper i

receptorpunkterne. Det betyder at skemaet skal udvides med to søjler, en for naturtype og en for depositions hastighed (som indføres efter søjle nr. 3). Skemaet anvendes for de relevante afstande, hvor depositionen ønskes estimeret.

Den totale deposition i de enkelte receptorpunkter (naturområder) sammenlignes direkte med tilhørende (tåle-)grænser.

I OML-Multi 6.0 er det muligt at fortage estimering af tør- og våddeposition i receptorpunkter anvendt i en konkret beregning. Her skal brugerne selv angive en tørdepositions hastighed, en udvaskningskoefficient og en nedbørsmængde inden estimeringen. Beregningen er baseret på metoder og tabeller, som beskrevet i dette notat.

Skema 3. Total årlig deposition i forskellige retninger for given afstand, x , og én type overflade med én tørdepositionshastighed, v_d . Hvis typen af overflade varierer skal skemaet udvides med to søjler (som indføres efter søjle nr. 3) med overfladetype og tilhørende v_d .

Vind- retning	Ekspo- nerings- retning	Middel- koncen- tration, OML 10 år	Årlig tør- dep. formel (2)	<i>ReIMM</i>	Vind- hastighed i 10 m	Vind- hastighed i top af skorsten formel (5)	$Q(x)$, formel (4)	Årlig våd- deposition, formel (3)	Total deposition
(grader)	(grader)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		(Relativ nedbørs- mængde)	(m/s)	(m/s)			
10	190	C_{10}	$Tdep_{10}$	0.36	4.27	U_{10}	$Q(x)_{10}$	$Vdep_{10}$	$Tdep_{10}+Vdep_{10}$
20	200	C_{20}	$Tdep_{10}$	0.32	4.96	U_{20}	$Q(x)_{20}$	$Vdep_{20}$	$Tdep_{20}+Vdep_{20}$
30	210	.	.	0.42	5.07	.	.	.	.
40	220	.	.	0.55	4.75	.	.	.	.
50	230	.	.	0.57	4.80	.	.	.	.
60	240			0.54	5.44				
70	250			0.59	5.59				
80	260			0.74	4.90				
90	270			0.89	4.59				
100	280			1.01	4.62				
110	290			1.18	5.04				
120	300			1.28	5.65				
130	310			1.37	6.15				
140	320			1.49	6.23				
150	330			1.39	5.57				
160	340			1.28	5.26				
170	350			1.42	5.66				
180	360			1.62	5.88				
190	10			1.85	6.16				
200	20			2.13	6.56				
210	30			2.40	7.07				
220	40			2.37	7.05				
230	50			1.92	6.56				
240	60			1.44	6.15				
250	70			1.12	5.56				
260	80			0.90	5.19				
270	90			0.82	5.81				
280	100			0.78	6.61				
290	110			0.67	7.18				
300	120			0.51	6.91				
310	130			0.34	5.33				
320	140			0.29	4.26				
330	150			0.34	4.89				
340	160			0.34	5.49				
350	170			0.35	4.97				
360	180	C_{360}	$Tdep_{360}$	0.40	4.22	U_{360}	$Q(x)_{360}$	$Vdep_{360}$	$Tdep_{360}+Vdep_{360}$

7. Baggrundsdeposition

I relation til vurdering af virkninger fra en kilde kan det være nødvendigt at sætte depositionen i forhold til den generelle deposition i området, den såkaldte baggrundsdeposition. Baggrundsovervågningsprogrammet NOVANA måler og beskriver den årlige deposition for en række stoffer. Data offentliggøres årligt i DCE-rapporter fx Atmosfærisk deposition 2012 (Ellermann et al., 2013).

Krom, nikkel, kobber, zink, arsen, cadmium, bly og jern

Der findes relativt få målinger af baggrundsdepositionen i Danmark. For tungmetallerne krom, nikkel, kobber, zink, arsen, cadmium, bly og jern måles våddepositionen på 4-5 nedbørsopsamlere fordelt i Danmark, mens tørdepositionen estimeres ved måling af luftkoncentrationer på to stationer og efterfølgende beregning med brug af tørdepositions-hastigheder (Ellermann et al., 2013). Tørdepositionen vurderes at udgøre ca. 10 % af totalen. Totaldepositionen for de enkelte metaller rapporteres som gennemsnit for Danmark. Der har i Danmark gennem årene været et fald i depositionen, som dog de seneste år er blevet mere konstant. I Tabel 7.1 er vist den gennemsnitlige totaldeposition for de seneste 9 år fra 2004 til 2012 estimeret i NOVANA. Da størstedelen af depositionen er knyttet til nedbøren er det sandsynligt, at der er en systematisk geografisk variation i depositionen i Danmark.

Tabel 7.1 Årlig baggrundsdeposition (mg/m²)
bestemt som gennemsnit for Danmark i årene 2004 til 2012
for tungmetaller målt i NOVANA.

Stof	Deposition
Krom, Cr	0.14
Nikkel, Ni	0.26
Kobber, Cu	0.79
Zink, Zn	6.2
Arsen, As	0.10
Cadmium, Cd	0.033
Bly, Pb	0.84
Jern, Fe	39

Kviksølv

Der foretages ikke målinger af kviksølv, Hg, i Danmark. Hg findes i baggrundsluften hovedsageligt som gasserne Hg⁰ og Hg(II) (vandopløselig) samt på partikelform Hg(p). De typiske omtrentlige transportafstande på henholdsvis 10.000 km, 30-300 km og 10 km (Schroeder et al., 1998).

Målinger fra Sydsverige viser at den årlige våddeposition af Hg i de senere år er på 5-10 µg/m² (Wängberg et al., 2010; Munther et al., 2001). I skovområder kan tørdepositionen være af samme størrelse eller større end våddepositionen (Schroeder et al., 1998).

Vanadium

Der foretages ikke målinger af vanadium, V, i Danmark. På baggrund af analyser på V-indholdet i mos er den årlige deposition af vanadium beregnet på mange forskellige lokaliteter i Danmark i 1995 (Berg et al. 2003). På den baggrund er det vurderet, at den årlige baggrundsdeposition er på mellem 200 og 800 µg/m². I Skotland, som ligger længere væk fra antropogene kilder i Europa, er våddepositionen i 2004 målt til 200-250 µg/m² (Cloy et al., 2011).

Kvælstof og svovl

I NOVANA måles årlige depositioner af kvælstof og svovl på 4 stationer i Danmark. Som for tungmetallerne er våddepositionen målt, mens tørdepositionen er beregnet via målte luftkoncentrationer.

For nogle lokaliteter findes målinger af en række stoffer, som kan hentes her: http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_database/hentdata.asp

Dertil findes forholdsvis detaljerede oplysninger om den geografiske fordeling af depositionen baseret på modelberegninger. Institut for Miljøvidenskab, AU har en hjemmeside, hvor depositionen på kommuneniveau er beregnet for en række år, pt. år 2006 til 2009. Da depositionen kan varierer mellem årene, vil det være rimeligt at anvende et gennemsnit for flere år. Linket er:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/danmark/>

På Danmarks Miljøportal vil der i løbet af 2014 kunne findes kort med depositioner på 6 km x 6 km for det seneste rapporterede NOVANA år. Tidligere år vil derefter ikke være tilgængelige. Data vil således ikke kunne anvendes til at danne middelværdier over flere år.

8. Referencer

AMAP/UNEP 2008. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment, Arctic Monitoring and Assessment Programme / UNEP Chemicals Branch, 159pp.

Berg, T., Hjelmbrekke, A., Ruhling, Å., Steinnes, E., Kubin, E., Larsen, M.M., Piispanen, J., 2003. Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. Tema-Nord 2003:505. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2003. ISBN 92-893-0864-8 ISSN 0908-6692.

California EPA, 2008. Technical Memorandum 2: North San Francisco Bay Selenium Data. Prepared by Tetra Tech., 3746 Mt. Diablo Blvd., Suite 300, Lafayette, CA 94549. Available at California Environmental Protection Agency home page:

http://www.waterboards.ca.gov/sanfranciscobay/water_issues/programs/TMDLs/northsfbayselenium/TMDL_TM2_July2008.pdf

Cloy, J.M., Farmer, J.G., Graham, M.C. and MacKenzie, A.B., 2011. Scottish peat bog records of atmospheric vanadium deposition over the past 150 years: comparison with other records and emission trends, J. Environ. Monit., 2011, 13, 58

Ellermann, T., Andersen, H. V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2013: Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85s. -Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>.

EMEP 2003. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, Part I, Unified EMEP Model Description, EMEP Status Report 2003, ISSN 0806-4520.

Fowler et al., 2003, Measuring Aerosol and Heavy Metal Deposition on urban Woodland and Grass using Inventories og PB and Metal concentrations in soil. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4, 483-499.

Haygarth, P.M., Fowler, D., Stürup, S., Davison, B.M. and Kevin, K.C., 1994. Determination of gaseous and particulate selenium over a rural grassland in the UK. Atm. Env., 28 (22). pp. 3655-3663.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Geels, C., Frohn, L.M., Ellermann, T. & Madsen, P.V., 2006: Modelling Nitrogen Deposition on a Local Scale – A Review of the Current State of the Art. - Environmental Chemistry 3(5): 317-337. Available at: <http://www.publish.csiro.au/nid/188/paper/EN06038.htm>

Hesterberg, R., Blatter, A., Fahrin, M., Rosset, M., Neftel, A., Eugster, W., Wanner, H., 1996. Deposition of nitrogen-containing compounds to an extensively managed grassland in central switzerland. Env. Poll., 91, pp. 21-34.

Løfstrøm, P. og Olesen, H.R. 2008, OML-spredningsberegninger på basis af 10 års meteorologi i relation til Luftvejledningen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 697. Available at: <http://www2.dmu.dk/Pub/FR697.pdf>

MST, Havforskning fra Miljøstyrelsen, 35, 1994, Processer for tørdeposition(elektronisk:
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1994/87-7810-146-8/pdf/87-7810-146-8.pdf>

Munthe J., Kindbom K., Kruger O., Petersen G., Pacyna J., Iverfeldt A., 2001. Examining source - receptor relationships for mercury in Scandinavia - modelled and empirical evidence. Water, Air, and Soil Pollution Focus 1, 299-310.

Petersen, G., Iverfeldt, Å. & Munthe, J., 1995: Atmospheric Mercury Species over central and northern Europe. Model Calculations and Comparison with Observations from the Nordic air and Precipitation Network for 1987 and 1988. Atmospheric Environment, vol. 29, pp. 47-67.

Pilegaard, K., Hummelshøj, P., Jensen, N.O., 1998. Fluxes of ozone and nitrogendioxide measured by eddy correlation over a harvested wheat field. Atm. Env., 32, pp. 1167-1122.

Scire, J.S, Strimaitis, D.G., Yamartino, R.J., 2000. A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model. Earth Tech Inc.. Available at: http://www.search.src.com/calpuff/download/CALPUFF_UsersGuide.pdf

Schroeder, W. & Munthe J. 1998. Atmospheric mercury - an overview. Atmos. Environ. 32, 809-822

Seinfeld, John H. & Pandis, Spyros N., 2006. Atmospheric Chemistry and Physics - From Air Pollution to Climate Change, 2. Edition, Dohn Wiley and Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

US EPA, 1995. User's Guide For The Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volume II - Description of Model Algorithms, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-454/B-95-003b.

US EPA, 1997. Mercury study report to congress, Volume III: Fate and transport of mercury in the environment. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-452/R-97-005.

Wängberg, I., Pfaffhuber, K.A., Berg, T., Hakola, H., Kyllönen, K., Munthe, J., Porvari, P., Verta, M., 2010. Atmospheric and catchment mercury concentrations and fluxes in Fennoscandia, IVL Report, IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd, Sweden.

Van Jaarsveld, J.A. & de Leeuw, F.A.A.M, 1993. OPS. An operational atmospheric transport model for priority substances. Env. Softw., 8,pp. 91-100.

Watt, S.A., Wagner-Riddle, C., Edwards, G., Vet, R.J., 2004. Evaluating a flux-gradient approach for flux and deposition velocity of nitrogen dioxide over short-grass surfaces. *Atm. Env.* 38, pp. 2619-2626.

Zhang, L., Wright, L.P. & Blanchard, P. 2009. A review of current knowledge concerning dry deposition of atmospheric mercury, *Atm. Env.* 43, 58853-5864.

Bilag 1. Deposition

Tørdepositions hastigheder

Generelt vil depositions hastigheden være mindst over områder med lav ruhed (vand) og størst over områder med stor ruhed (skov), fordi den atmosfæriske turbulens øges med ruheden, og dermed øges atmosfærens vertikale transportevne. Herunder er angivet baggrund og referencer for de angivne tørdepositions hastigheder i Tabel 2.1 i Kapitel 2. Bemærk at hastighederne er årlige gennemsnit for hastigheder, som varierer med meteorologiske forhold og tilstand af eventuel vegetation. Generelt er hastighederne behæftet med nogen eller en del usikkerhed og er i nogle tilfælde vurderet lidt konservativt (til den høje side).

I rapport fra Miljøstyrelsen (MST, 1994) er depositions hastigheder for en række stoffer vurderet og angivet for vand og landområder (blanding af mark og skov, hovedsageligt græs) for en typisk vindhastighed på 5 m/s i højden 10 m. For **kvælstofdioxid** (NO_2) angives hastigheden til $0,22 \cdot 10^{-3}$ og 0,6 cm/s for vand- respektive landområder/græs. For skov vurderer DCE, at hastigheden er det dobbelte af hastigheden for græs, dvs. 1,2 cm/s. Hastigheden til græs er noget til den høje side, idet flere målinger for græs og høstede marker viser største værdier omkring 0,3 cm/s (Pilegaard et al., 1998; Watt et al., 2004; Hesterberg et al., 1996). For **kvælstofoxid** (NO) er depositions hastigheden til vand og græs angivet til $0,04 \cdot 10^{-3}$ henholdsvis 0,1 cm/s. DCE vurderer hastigheden til skov til 0,2 cm/s. De lave hastigheder til vand skyldes den ringe vandopløselighed af NO og NO_2 .

For **svovldioxid** (SO_2) er depositions hastigheden til vand og landområder (hovedsageligt græs) 0,7 cm/s henholdsvis 1,1 cm/s (MST, 1994). DCE vurderer hastigheden til skov til 2,1 cm/s.

For **ammoniak** (NH_3) angiver MST (1994) tørdepositions hastigheder på 0,76 og 2,2 cm/s for vand respektive landområder. DCE vurderer ud fra erfaringer for beregninger i NOVANA, at hastigheder til græs og skov er 1,5 respektive 3,0 cm/s.

Kviksølv (Hg) kan som gas optræde som **Hg(0)** eller **Hg(II)**, hvor sidst nævnte er vandopløselig og på partikelform Hg(p) . Hg(0) kan omdannes til Hg(II) , som har en betydeligt større depositions hastighed, men det sker meget langsomt over dage, idet typiske transportafstande for Hg(0) og Hg(II) er på henholdsvis 10.000 km og 30-300 km (Schroeder et al., 1998). Omdannelsen har derfor ingen betydning i VVM-sammenhæng.

Den øvre grænse for tørdepositions hastigheden af Hg(0) til vand, græs og skov er 0,01, 0,1 respektive 0,2 cm/s (Zhang et al., 2009). Zhang et al. angiver for Hg(II) de tilsvarende hastigheder til 1,0, 1,5 og 3,5 cm/s. På grund af det relativt høje damptryk og lave vandopløselighed emitterer meget af den deponerede Hg(0) igen (Zhang et al., 2009).

Selen emitteres i gas form fra forbrænding af fossile brændsler som elementær Se eller som SeO_2 . Se hæfter sig hurtigt på fine partikler $< 1 \mu\text{m}$ (Haygarth et al., 1994). Depositionen er hovedsageligt knyttet til fine

partikler og gasform (California EPA, 2008). Der er i litteraturen anvendt forskellige depositionshastigheder, som er knyttet til både gas og fine partikler: til græs 0,1 cm/s (Haygarth et al., 1994), mens California EPA (2008) angiver værdierne 0,1-0,26 cm/s. DCE vurderer depositionshastigheder til vand, græs og skov til henholdsvis 0,1, 0,26 og 0,52 cm/s.

For **partikler** afhænger hastigheden af partikelstørrelsen, hvor de største partikler har den største depositionshastighed. Hvis der er tale om fx partikler med en jævn størrelsesfordeling mellem 1 µm og 10 µm og ens procentuelt indhold af et stof, så vil depositionshastigheden for 10 µm partikler vægte 1000 gange mere end 1 µm partikler, idet volumenet netop er 1000 gange større.

I MST (1994) er mange referencer til målinger og teoretiske bestemmelser af depositionshastigheder for partikler. For en typisk vindhastighed over landområder angives depositionshastigheden for 10 µm partikler til 2 cm/s faldende til 0,7 cm/s for 2 µm partikler og for mindre partikler til 0,05 – 0,7 cm/s (MST, 1994; Figur 8.4). Ved typiske vindhastigheder på 5-10 m/s over vandoverflader angives depositionshastighederne for partikler på 10 µm, 2 µm og mindre end 2 µm til henholdsvis 2 cm/s, 0,2 cm/s og 0,005-0,2 cm/s (MST, 1994; Figur 8.8). Da friktionshastigheden over skov er større end over græs, vurderer DCE ud fra Figur 8.8 i MST (1994), at hastigheder til skov er det dobbelte af hastigheden til græs.

Våddeposition

Under nedbørsepisoder kan der foregå våddeposition af stof fra en røgfanen, idet nedbøren kan udvaske gasser og partikler. Røgfanen kan i princippet befinde sig under skyerne eller inden i skyer. I nærområdet vil røgfanen oftest befinde sig under skyerne, og det antages i det følgende, at røgfanen altid befinder sig under skyerne og udvaskningen foregår der ("Below-cloud scavenging").

For partikler og nogle gasser er våddepositionen meget effektiv. Estimeringen af våddepositionen er baseret på samme metode, som anbefales af den amerikanske miljøstyrelse i deres model ISC-AERMOD (US EPA, 1995) and CALPUFF (Scire et al., 2000). Fluksen, F , af udvasket stof er lig den våddeponerede stofmængde pr. sekund ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$). F beregnes som produktet af en udvaskningskoefficient, Λ (s^{-1}), og koncentrationen, $c(x,y,z)$ (g m^{-3}), integreret vertikalt over røgfanen:

$$F(x, y) = \int \Lambda c(x, y, z) dz$$

På tværs af røgfanen i en given afstand, x (m), skal den totale fluks (deposition) pr. sekund, (g/s) til overfladen svare til raten i tabet af stofmasse, $q(x)$ (g/s), i røgfanen, således at:

$$\frac{dq(t)}{dt} = u \frac{dq(x)}{dx} = - \int_{-\infty}^{\infty} F(x, y) dy = -\Lambda q(x) \quad (1)$$

hvor det antages, at Λ er konstant, således at integralet over hele røgfanen svarer til den tilbageværende masse, $q(x)$. Løsning af ligningen beskriver ændringen af indholdet af stofmasse i røgfanen i en given afstand eller et tidspunkt, t :

$$q(x) = q_0 \exp(-\Lambda x/u) = q_0 \exp(-\Lambda t) \quad (2)$$

hvor $t = x/u$ er transporttiden i sekunder, u er vindhastigheden i m/s og q_0 er emissionsraten af stof (g/s) fra udslippet/skorstenen. I udledningen er der set bort fra at Λ i princippet afhænger af nedbørsintensiteten (mm/time), typen af nedbør og størrelsen af dråberne/snekornene samt enten gassens egenskaber eller størrelsen af partiklerne.

Formel (1) kan omskrives til at beskrive våddeposition pr. m ($\text{g m}^{-1} \text{s}^{-1}$) i en given afstand:

$$dq(x)/dx = \Lambda(R) q(x) / u(z) \quad (3)$$

Hvis nedbøren er jævnt cirkulært fordelt, giver det anledning til en middel våddeposition, $wdep(x)$ ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), i en cirkelskive med arealet $2 \pi x * 1 \text{ m}$ på:

$$wdep(x) = \Lambda(R) q(x) / (u(z) 2 \pi x) \quad (4)$$

Formlerne (1) til (4) er udledt for emissionsrater (g/s) og depositionsrate ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$). For stationære forhold kan formlerne integreres over et år, hvorved q_0 erstattes med Q_0 , som er den årlige emitterede stofmængde (g), $q(x)$ erstattes med $Q(x)$, som er stofmængden (g) i røgfanen i en given afstand og $wdep(x)$ erstattes med $Wdep(x)$, som er den årlige våddeposition (g m^{-2}). I det følgende anvendes disse definitioner og enheder.

Hvis det antages, at den udsendte årlige stofmængde, Q_0 , er jævnt fordelt gennem året, at nedbørsintensiteten (under nedbør) er konstant på 1 mm/time og at vindhastigheden under nedbør er konstant, vil den årlige våddepositionen være proportional med den årlige nedbørsmængde, MM . Dette vil svare til, at der forekommer nedbør i MM/R timer af året. Den årlige våddeposition bliver:

$$Wdep(x) = \Lambda(R) Q(x) / (u(z) 2 \pi x) \cdot MM/R \cdot 8760^{-1} \quad (5)$$

hvor 8760 er antal timer i året.

Kendes den relative nedbørsmængde, $RelMM(Dir)$, som funktion af vindretningen, Dir (10 graders sektorer) i forhold til jævn fordeling af MM , og middelvindhastigheden under nedbør, $u(z, Dir)$, kan den årlige våddeposition i en given retningssektor og afstand beregnes ved:

$$Wdep(x, Dir) = \Lambda(R) Q(x) / (u(z, Dir) 2 \pi x) \cdot MM/R \cdot 8760^{-1} \cdot RelMM(Dir) \quad (6)$$

hvor $Q(x)$ beregnes ved:

$$Q(x) = Q_0 \exp(-\Lambda(R) x / (u(z, Dir))) \quad (7)$$

I Tabel B3.1 i Bilag 3 er vist målte værdier for $RelMM(Dir)$ og for $u(z, Dir)$ for z lig med 10 m. I tabellen er også vist $u(z, Dir)$ for udvalgte z -værdier.

Udvaskningskoefficienter

Her følger en dokumentation for baggrunden for valgte værdier for udvaskningskoefficienter, Λ , angivet i Tabel 2.2. I metoden for estimering af våddepositionen antages, at der kan anvendes en gennemsnitlig nedbørsintensitet på 1 mm/time, hvilket er en rimelig antagelse (Bilag 3). Derfor er alle Λ -værdier herunder angivet for nedbørsintensitet på 1 mm/time. Endvidere er værdierne konservativt angivet, idet det er antaget at nedbør optræder i form af regn; sne har en mindre effektiv udvaskning. Generelt er udvaskningskoefficienterne behæftet med en del usikkerhed og er i nogle tilfælde i tabellen vurderet konservativt (til den høje side).

Da **nitrogenoxider** er meget lidt vandopløselige, kan der ses bort fra våddepositionen af nitrogenoxider i nærområdet (Hertel et al., 2006; Scire et al, 2000).

For **partikler** angiver Figur 2.1 Kapitel 2 (US EPA, 1995) størrelsen af udvaskningskoefficienten, Λ , som funktion af partikeldiameteren. Den største udvaskning sker for 10 μm partikler, og værdien af Λ er her $6,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$. Værdien ligger imellem tilsvarende værdier for dråbediametre på 0,2 og 2 mm angivet i Seinfeld et al. (2006). Den mindste Λ er for partikler på ca. 1 μm med værdien $0,5 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

HNO₃ er let opløselig i vand og har en høj udvaskning. Litteraturen angiver forskellige Λ -værdier (s^{-1}) for nedbør på 1 mm/h: $1,4 \cdot 10^{-4}$ (EMEP, 2003), $1,1 \cdot 10^{-4}$ (Seinfeld et al., 2006) og $0,6 \cdot 10^{-4}$ (Scire et al, 2000).

NH₃ har samme lette vandopløselighed som **HNO₃** og har dermed samme udvaskningskoefficient (Petersen et al., 1995). The European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP, 2003) angiver Λ -værdi for **NH₃** til $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

Hg(II) er let opløselig i vand og har en høj udvaskning. Flere anfører at **Hg(II)** har samme lette vandopløselighed som **HNO₃** og dermed samme udvaskningskoefficient (Zhang et al., 2009; Petersen et al., 1995; US EPA, 1997). Van Jaarsveld et al. (1993) angiver værdien $0,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$. Dog anvendes her EMEP's Λ -værdi for **HNO₃**, dvs. $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

Gassen **Hg(0)** har ringe vandopløselighed og udvaskes ikke under nedbør (AMAP/UNEP 2008; Petersen et al., 1995; US EPA, 1997), hvilket giver Λ -værdi på 0.

Se(gas) er af Van Jaarsveld et al. (1993) angivet til at have samme Λ -værdi som **Hg(gas)**. Her er dog inddraget effekten af både "below-cloud" og "in-cloud" udvaskning. Værdien er $0,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

EMEP (2003) angiver Λ -værdi for **SO₂** til $0,42 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ og Scire et al. (2000) til $0,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

Bilag 2. Forholdet mellem NO og NO₂

I en røgfane indeholdende NO og NO₂ (NO_x) vil en del af røggassens NO omdannes til NO₂ via baggrundsluftens ozonindhold. Samtidig vil der i dagtimerne ske en nedbrydning af NO₂ til NO via indflydelse fra solens UV-stråling. Den kemiske ligevægt mellem NO, NO₂ og O₃ (ozon) afhænger af blandingsforholdet mellem røgfanen og baggrundsluften, eventuel UV-stråling samt transporttid.

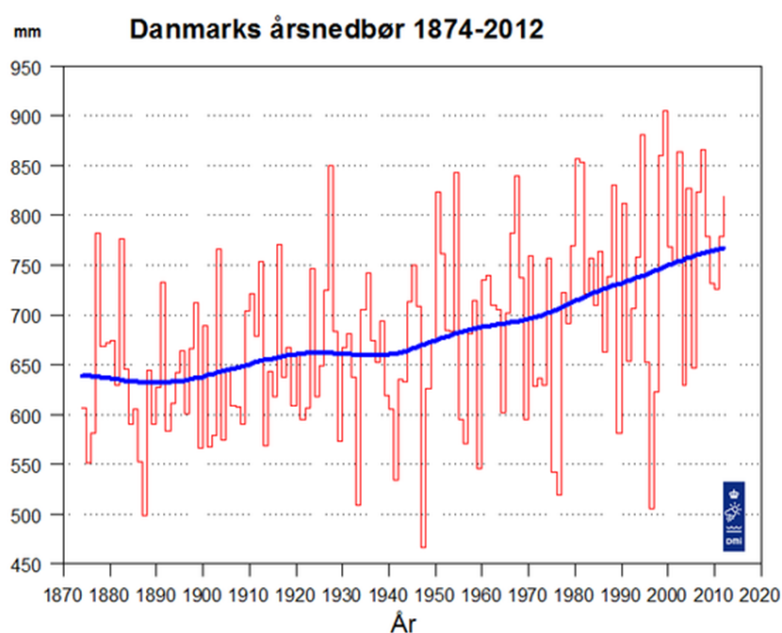
Til beregningseksemplerne med OML-Multi i Figur 4.1-4.3 i Kapitel 4 er anvendt en specielt konstrueret tidsserie med baggrundsdata for NO, NO₂ og O₃ samt UV-stråling for år 2003. Det vurderes, at året er repræsentativt i forhold til middelværdier for omdannelsen af NO til NO₂. Data er sammensat af målinger af NO og NO₂ fra Ishøj, København, O₃-måling fra Lille Valby, Roskilde og UV-stråling målt ved H. C. Ørstedts Institut, København. De sammensatte data for NO, NO₂ og O₃ er bragt i ligevægt under den givne UV-stråling via beregninger uden emissioner og danner de egentlige baggrundsdata for de kemiske beregninger med OML-Multi i figurerne.

NO₂-NO_x-forholdet er bestemt for receptorpunkter for forskellige afstande og er beregnet som gennemsnit for året ud fra en tidsserie med timelige koncentrationer af NO_x og NO₂ i receptorpunkterne.

Bemærk, at hvis man med OML beregner NO_x-koncentrationer skal NO og dermed også NO_x regnes i NO₂-enheder, hvilket vil sige, at 1 gram NO omregnes til $(14+2 \cdot 16)/(14+16) = 1,53$ gram NO i NO₂-enheder. Ved senere beregning af kvælstofdepositionen omregnes NO_x til N-enheder, hvilket vil sige, at 1 gram NO_x (NO₂-enheder) bliver til $14/(14+2 \cdot 16) = 0,304$ gram N.

Bilag 3. Nedbørsanalyse

I Figur B3.1 er vist en tidsserie for landsgennemsnittet af den årlige nedbørsmængde i årene 1874 til 2012. De enkelte års nedbør er vist sammen med en udglattet kurve. Det ses, at nedbørsmængden er stigende gennem årene. Hvis DMI's officielle klimaperiode 1961-1990 på den udglattede kurve forskydes til 1980-2010, vil klimaperiodens gennemsnit øges med ca. 30 mm.



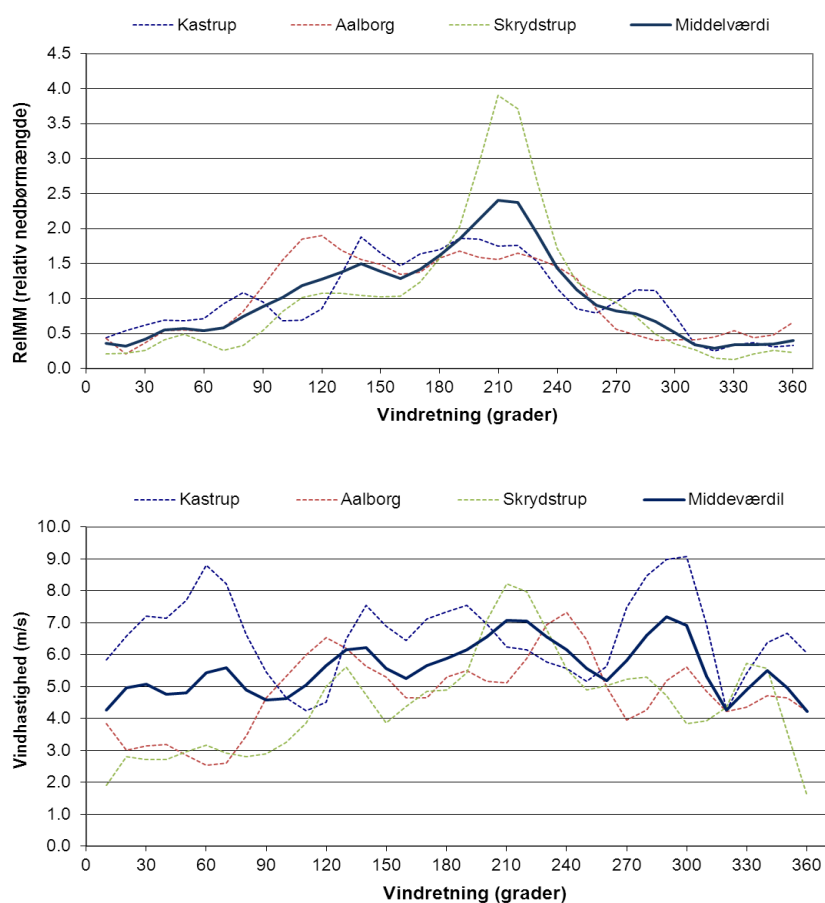
Figur B3.1. Danmarks årsnedbør siden 1874. Værdierne er beregnet landsgennemsnit på basis af et antal udvalgte stationer. Den fede kurve er 9 års Gaussfilterede værdier. (DMI's tekniske rapportserie)

Der er udført en analyse af den relative nedbørsmængde, $RelMM(Dir)$, og vindhastigheden under nedbør, $u(10,Dir)$, hvor vindretninger, Dir , er opgjort på 10 graders sektorer. Til analysen af nedbør er anvendt nedbørsdata fra Spildevandskomitéens målere: Hvidovre pumpestation (nr. 30319) nær Kastrup, Ålborg Østreport Pumpestation (nr. 20304) og Haderslev Renseanlæg (nr. 26091) nær Skrydstrup i årene 2008 og 2009. Målingerne har en høj tidslig opløsning og er bearbejdet til at foreligge som timemiddelværdier inden analysen. Sammen med nedbørsmålingerne er anvendt timelige vinddata fra tre nærliggende lokaliteter. Der er vindretning og -hastighed fra Kastrup, Aalborg respektive Skrydstrup lufthavne målt 10 m over jorden.

Af Figur B3.1 ses, at for de anvendte år 2008 og 2009 ligger landsgennemsnittet for nedbørsmængden i 2008 lidt over normalen og 2009 lidt under. Årlig nedbørsmængde ved Kastrup, Aalborg og Skrydstrup var i gennemsnit 607, 710 respektive 764 mm med gennemsnit for intensitet på 0,99, 0,94 resp. 0,93 mm/time. På denne baggrund og for at simplificere estimeringen af våddeposition anbefales det at anvende en gennemsnitlig nedbørsintensitet, R , på 1 mm/time.

Den gennemsnitlige vindhastighed under nedbør er beregnet ved at vægte vindhastigheden for en aktuel time med den tilhørende nedbørsmængde. Nedbørsmængde og vindhastighed som funktion af vindretningen er bestemt for hvert år og for hver lokalitet. Disse "rå" analyser viste stor variation på størrelsen af både nedbør og vindhastighed i forskellige retninger og mellem årene på de enkelte lokaliteter, hvilket skyldes naturlige variationer. Derfor er analyserne for hver lokalitet blevet samlet for to år og er vist i Figur B3.2. På grund af at der også optræder naturlige variationer i de observerede timelige vindretninger, er der foretaget en udglatning af kurverne med det der svarer til en glidende normalfordeling med en spredning på $7\frac{1}{2}$ grader.

Der fremgår af figuren, at der er stor forskel mellem lokaliteterne, både hvad angår nedbør og vindhastighed. Denne variation mellem lokaliteterne eller landsdelene skyldes højst sandsynligt naturlige variationer og kan ikke på det nuværende relativ korte tidsserie forklares som sikre klimatologiske forskelle. I forbindelse med metoden for estimering af våddosition anvendes derfor en retningsfordeling af nedbørsmængden og vindhastigheden beregnet som middelværdier for alle lokaliteter og år. Kurven for middelværdierne også ses i figuren. De tilhørende talværdier er vist i Tabel B3.1. I tabellen er der for hver vindretning også angivet retningen væk fra kilden svarende til de eksponerede retninger.



Figur B3.2. Den relative nedbørsmængde, *RelMM*, og middelvindhastigheden under nedbør som funktion af vindretningen for Kastrup, Aalborg og Skrydstrup midlet over årene 2008 og 2009. *RelMM* er den relative nedbørsmængde i forhold til jævn fordeling over alle vindretninger. Middelværdierne for alle tre lokaliteter er også vist.

Tabel B3.1. Målt relativ nedbørsmængde, $RelMM(Dir)$, og målt middelvindhastighed (m/s) i højden 10 m under nedbør, $u(10,Dir)$, som funktion af vindretning, Dir . $RelMM(Dir)$, er nedbørsmængden i forhold til jævn fordeling over alle vindretninger. Målte værdier er udglattede gennemsnit for Kastrup, Aalborg og Skrydstrup i årene 2008 og 2009. Middelvindhastigheden er vægtet med mængden af nedbør. Til hver vindretning er angivet retningen væk fra en kilde, hvor eksponeringen optræder. Beregnede middelvindhastigheder, $u(z,Dir)$, i højden, z .

Dir		RelMM(Dir)	u(z,Dir), vindhastighed (m/s)									
Vindretning (grader)	Eksp. nering (grader)		(Relativ nedbørsmængde)	i højde, z (m)								
			U(10,Dir) 10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
10	190	0.36	4.27	4.92	5.29	5.56	5.77	5.94	6.08	6.20	6.31	6.41
20	200	0.32	4.96	5.70	6.14	6.45	6.69	6.89	7.05	7.20	7.32	7.44
30	210	0.42	5.07	5.83	6.28	6.60	6.84	7.04	7.21	7.36	7.49	7.60
40	220	0.55	4.75	5.47	5.89	6.18	6.41	6.60	6.76	6.90	7.02	7.13
50	230	0.57	4.80	5.53	5.95	6.25	6.48	6.67	6.83	6.97	7.09	7.20
60	240	0.54	5.44	6.26	6.74	7.08	7.34	7.55	7.74	7.89	8.03	8.16
70	250	0.59	5.59	6.44	6.93	7.28	7.55	7.77	7.96	8.12	8.26	8.39
80	260	0.74	4.90	5.63	6.06	6.37	6.61	6.80	6.97	7.11	7.23	7.34
90	270	0.89	4.59	5.28	5.68	5.97	6.19	6.37	6.52	6.66	6.78	6.88
100	280	1.01	4.62	5.31	5.72	6.00	6.23	6.41	6.57	6.70	6.82	6.92
110	290	1.18	5.04	5.80	6.25	6.56	6.81	7.01	7.18	7.32	7.45	7.57
120	300	1.28	5.65	6.50	7.00	7.35	7.63	7.85	8.04	8.20	8.35	8.48
130	310	1.37	6.15	7.07	7.61	8.00	8.29	8.54	8.74	8.92	9.08	9.22
140	320	1.49	6.23	7.17	7.72	8.11	8.41	8.66	8.86	9.04	9.20	9.35
150	330	1.39	5.57	6.41	6.90	7.25	7.52	7.74	7.93	8.09	8.23	8.36
160	340	1.28	5.26	6.05	6.52	6.85	7.10	7.31	7.49	7.64	7.77	7.89
170	350	1.42	5.66	6.52	7.02	7.37	7.64	7.87	8.06	8.22	8.37	8.50
180	360	1.62	5.88	6.77	7.29	7.66	7.94	8.17	8.37	8.54	8.69	8.83
190	10	1.85	6.16	7.09	7.63	8.01	8.31	8.56	8.76	8.94	9.10	9.24
200	20	2.13	6.56	7.55	8.13	8.54	8.86	9.12	9.33	9.53	9.69	9.84
210	30	2.40	7.07	8.14	8.76	9.20	9.55	9.83	10.06	10.27	10.45	10.61
220	40	2.37	7.05	8.11	8.73	9.17	9.51	9.79	10.02	10.23	10.41	10.57
230	50	1.92	6.56	7.54	8.12	8.53	8.85	9.11	9.33	9.52	9.68	9.83
240	60	1.44	6.15	7.07	7.61	8.00	8.30	8.54	8.75	8.92	9.08	9.22
250	70	1.12	5.56	6.40	6.89	7.23	7.50	7.72	7.91	8.07	8.21	8.34
260	80	0.90	5.19	5.97	6.43	6.76	7.01	7.21	7.39	7.54	7.67	7.79
270	90	0.82	5.81	6.69	7.20	7.56	7.84	8.07	8.27	8.44	8.58	8.72
280	100	0.78	6.61	7.60	8.18	8.59	8.91	9.18	9.40	9.59	9.76	9.91
290	110	0.67	7.18	8.26	8.89	9.34	9.69	9.97	10.21	10.42	10.60	10.77
300	120	0.51	6.91	7.95	8.56	8.99	9.33	9.60	9.83	10.03	10.21	10.37
310	130	0.34	5.33	6.13	6.60	6.93	7.19	7.40	7.58	7.74	7.87	7.99
320	140	0.29	4.26	4.90	5.28	5.54	5.75	5.92	6.06	6.18	6.29	6.39
330	150	0.34	4.89	5.62	6.05	6.36	6.59	6.79	6.95	7.09	7.22	7.33
340	160	0.34	5.49	6.32	6.80	7.15	7.41	7.63	7.81	7.97	8.11	8.24
350	170	0.35	4.97	5.72	6.15	6.46	6.71	6.90	7.07	7.21	7.34	7.45
360	180	0.40	4.22	4.85	5.22	5.49	5.69	5.86	6.00	6.12	6.23	6.33