

NILU
TEKNISK NOTAT NR 1/78
REFERANSE: 01474
DATO: JANUAR 1978

BIDRAG TIL NORDFORSK PROSJEKT
"MESO-SKALA SPREDNINGSMODELLER"
TØRRAVSETNING OG SPREDNINGSMODELLER
- EN OVERSIKT
AV
YNGVAR GOTAAAS

Foredrag holdt ved NORDFORSK-seminaret
i Norrkøping, Sverige, 1 og 2 november 1977
vedrørende "Spridningsmodellens anvendning
på luftvårdsproblem".

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
NORGE

BIDRAG TIL NORDFORSK PROSJEKT
"MESO-SKALA SPREDNINGSMODELLER"

TØRRAVSETNING OG SPREDNINGSMODELLER - EN OVERSIKT
AV
YNGVAR GOTAAAS

1 GENERELT

Når en betrakter transport av forurensninger i atmosfæren omfatter denne både spredning, transformasjoner og alle former for avsetning til jordoverflaten. Tørravsetningen kommer med som et viktig ledd ved beregning av såvel konsentrasjoner som massetransport.

I spredningsberegninger er det rimelig å definere tørravsetning som en fluks av stoff fra luften til jordoverflaten ved alle andre prosesser enn nedbør. Det er da enklest å uttrykke avsetningen som en depositions-hastighet. Ved effektstudier vil det være naturligere å definere tørravsetning som de naturlige fysisk/kjemiske prosesser, unntatt nedbør, som transporterer stoff fra luften inn i f.eks. en biomasse. I stedet for avsetnings- og depositions-hastighet, er det her vanlig å bruke den inverse verdi som parameter, den totale motstand mot avsetning. Dette også fordi denne motstanden kan betraktes som en sum av enkeltmotstander som kan behandles hver for seg.

Tørravsetningen kan måles eller beregnes ved forskjellige metoder:

- a) Direkte målinger. Her er isotoper ofte brukt som sporstoff, såvel i felt som i vindtunnel.

- b) Måling av massebalansen. Beregninger av tørravsetningen ved denne metoden er spesielt brukt ved studier av langtransport, men er også nyttet ved spredning over kortere avstander.
- c) Gradient (profil)metoden. Fra den vertikale konsentrasjonsfordeling og en estimert turbulent diffusjonskoeffisient beregnes fluksen av stoff mot bakken under stasjonære forhold. Metoden er i prinsippet enkel, men setter store krav til målenøyaktigheten.
- d) Andre metoder. Her kan nevnes direkte fluktuasjonsmålinger (eddy-korrelasjon) av konsentrasjon og vertikal vindhastighet. Disse direkte fluksmålinger setter så store krav til målenøyaktighet og tidsoppløsning at de er lite brukt.

2 VERTIKALFLUKS, AVSETNINGSHASTIGHET OG MOTSTAND

Betrakter vi stasjonære og horisontalt homogene forhold kan den vertikale massefluks, F , skrives:

$$F = K_z(z) dC/dz \quad (1)$$

hvor $K_z(z)$ er den turbulente, vertikale diffusjonskoeffisient.

Integreres mellom høydene z_2 og z_1

$$F = \frac{C(z_2) - C(z_1)}{\int_{z_1}^{z_2} dz/K_z} = \left[C(z_2) - C(z_1) \right] / r(z_2, z_1) = v(z_2, z_1) \cdot \left[C(z_2) - C(z_1) \right] \quad (2)$$

hvor $r = \int_{z_1}^{z_2} dz/K_z$, uttrykker motstanden mot massetransport og

v er den tilsvarende hastighet, som blir avsetningshastigheten.

Det er vanlig å anta at diffusjonskoeffisienten for stoff, K_z , kan settes lik diffusjonskoeffisienten for bevegelsesmengde, selv om det er avvik og den heller bør settes lik diffusjonskoeffisienten for transport av vanndamp.

For transport av bevegelsesmengde er:

$$F = - \overline{\rho u w'} = -\rho \overline{u' w'} = \rho u_*^2$$

når u' og w' betegner de horisontale og vertikale vindfluktuasjoner, tettheten settes konstant og hvor u_* er friksjonshastigheten. Betrakter vi transporten mellom høydene z og z_0 , hvor z_0 er ruhetsparameteren for bevegelsesmengde, er:

$$r_a = \frac{u(z)}{u_*^2} \quad (3)$$

Tørravsetning av gasser

Den totale motstand, r , kan skrives som en sum av enkeltmotstander:

$$r = r_a + r_b + r_s$$

Her er:

r_a = aerodynamisk motstand. r_a avhenger av vindhastighet, friksjonshastighet, referansehøyde, luftens stabilitet og overflatens ruhet.

r_b = grenselagsmotstand. Denne motstand skyldes at overføring av moment og stoff er forskjellig gjennom det laminære grenselaget.

(For overføring av varme gjennom grenselaget fant Owens og Thomsen (1) at transporten kunne uttrykkes ved et Stanton tall, B^{-1} , som en funksjon av bl.a. luftens viskositet og den molekylære diffusjonskoeffisient. De arbeidet med en overflate av sandkorn i en vindtunnel. Chamberlain (2,3) videreførte betraktningssmåten til avsetning av gasser og av partikler til vegetasjon og andre overflater. Tykkelsen av det laminære laget vil alltid være beskjedent da viskositet og molekylære diffusjon spiller en rolle).

For grenselagsmotstanden er:

$$r_b = (u_* B)^{-1}$$

For lavvokst vegetasjon setter Shepherd (4) $B^{-1} \approx 5$. Wesely og Hicks (5) angir $kB^{-1} = 2A^{2/3}$, hvor k er von Karman's konstant = 0.4 og A er forholdet mellom den termiske og den molekylære diffusjonskoeffisient. For SO_2 gir dette $B^{-1} \approx 6.5$.

Som oftest vil r_b bare utgjøre en mindre del av totalmotstanden, og kan neglisjeres for partikler større enn omtrent 1 μm .

r_s = overflatemotstanden. Størrelsen av denne avhenger av overflatetype og tilstand. For en fuktig og våt vegetasjon kan opptaket av gass også skje gjennom bladflatene, mens det i tørrere være vesentlig skjer gjennom spalteåpningene (stomata). Opptaket gjennom spalteåpningene, som leder inn til et fuktig indre, øker med temperatur og innfallende stråling, og derfor med tiden på døgnet. Opptak skjer også til jordoverflaten mellom plantene (trærne).

Tørravsetning av SO_2

Størst interesse og det overveiende antall målinger og estimat av tørravsetningen gjelder SO_2 . Tabell 1 gir en oversikt over måleresultater. Den bygger delvis på en tilsvarende tabell av Garland (6).

Tabell 1: Avsetning av SO₂ til forskjellige typer overflater. Resultat av feltforsøk. r_s = overflatemotstand, v = avsetningshastighet. Referansehøyde over topp av vegetasjon (overflate).

Overflatetype	r_s s/cm	v cm/s	Referanse/målemetode/ referansehøyde
<u>Vann</u>		1/1000 av vindhast. 0.16 - stabilt 2.2 - nøytralt 4.0 - ustabilt 0.4 0.3	Shepherd (4), - grad. - noen få meter Whelpdale og Shaw (7), grad. - 2m. Garland (8), grad. over reservoir - 1m Gotaas (9) grad. - hav-40m
<u>Gress</u>	0.8-3.0 0.3 0.7 0.5	0.3-0.8 0.9 0.9 1.2 0.7-2.6 0.5 - stabilt 2.6 - nøytralt 2.4 - ustabilt	Shepherd (4) grad. - 0.2m Garland (8) grad.-1m Garland (8) grad.-1m Garland (8) grad.tracer 1m Owers og Powel (10) tracer S ³⁵ - 2m Whelpdale og Shaw (7) grad. - 2m
<u>Kornåker</u> (hvete)		0.7 (0.2m) 2.6 (5cm)	Fowler (11) grad.
<u>Hekk</u>		4.9	Owers og Powel (10) tracer S ³⁵
<u>Jord</u> kalkrik vinter, kalkrik pH = 7.6 pH = 4.5	0.1	1.2 1.1 0.6 0.2	Garland (8) Jarvis (1973) (8) Jarvis (1968,1973), (8) Jarvis (1968,1973), (8)
<u>Snø</u>		0.05-stabilt 0.52-nøytralt 1.6 - utstabilt 0.13 0.5 0.05	Whelpdale og Shaw (7) grad. - 2m Dovland og Eliassen (12) grad. - 2m Dovland og Eliassen (13) grad. - 2m Dovland og Eliassen (13) direkte måling - 2m
<u>Skog</u> furu furu furu granskog fuktig granskog tørr løvskog	1.2-4 1.5-5	0.2-0.8 0.1-0.6 1.0 3.2 <0.5 3.7	Stewart og Thom (14) grad. - 4m Garland og Branson (15) tracer Belot et.al. (1974) (8) tracer Gotaas (9) grad. - 40m Gotaas (ikke publisert) grad. - 40m Petit et.al. (16) grad. - 18m

Foreslåtte avsetningshastigheter for SO₂

Etter ISSA symposiet i Dubrovnik, september 1977, er det frem-satt forslag om følgende retningsverdier for tørravsetnings-hastigheten av SO₂ til ulike overflater.

Tabell 2: Anbefalte tørravsetningshastigheter.
(referansehøyder ikke angitt)

Vegetasjon		høyde m	v _d cm/s range	v _d cm/s typisk verdi
Kortvokst (gress)		0.1	0.1-0.8	0.5
middels høyde		1.0	0.2-1.5	0.7
høy (skog)		10.0	0.2-2.0	usikker
Jord	pH	fuktighet		
kalkrik	7	tørr eller våt	0.3-1.0	0.8
sur	4	tørr	0.1-0.5	0.4
sur	4	våt	0.1-0.8	0.6
snø, tørr				0.1
vann			0.2-1.5	0.7
variert landskap (countryside)			0.2-2.0	0.8
byer			usikkert	0.7 ?

Andre gasser

Figur 1, hentet fra Hill (17), viser et 35% større opptak av HF enn av SO₂ i alfalfa planter, mens opptaket av NO₂, Cl₂ og O₃ er lavere. Opptaket av CO₂ og NO er nærmest ubetydelig. For øvrig foreligger få måleresultater. For O₃ finner van Dop et al (18) avsetningshastigheter rundt 0.1 cm/s under ustabile forhold og referanse høyde 5 m (rural environment), og refererer til målinger av andre under liknende forhold på 0.1 til 1.0 cm/s. Igangværende arbeider i England ved AERE Harwell indikerer liten eller ingen absorpsjon av hverken NO eller NO₂ på gress. Videre at N₂O viser samme døgnlige variasjon i stille vær som SO₂ og O₃, med minimum konsentrasjoner om natten som tegn på tørravsetning, i motsetning til radon, som emitteres fra bakken. Dette sies å gå imot den vanlige oppfatning om at jordoverflaten er en kilde for N₂O. Avsetningshastigheter er ikke nevnt.

Beregning av den totale motstand (eller avsetningshastighet) for gasser

Dovland og Eliassen (12) antar et log-lineært profil fra stoffkonsentrasjonen

$$c(z) = c(0) + \frac{c_*}{k} (\ln z/z_v + \beta z/L) \text{ for } z \gg z_v \quad (4)$$

hvor L er Monin-Obukhov lengden, c_{*} er en karakteristisk konsentrasjon, k er von Karman's konstant (≈ 0.4) og z_v er ruhetslengden for massetransport. Pr. definisjon er

$$r(z) = v(z)^{-1} = \frac{c(z)}{u_* c_*} \quad (5)$$

Ved å innføre ruhetslengden for bevegelseslengde, z₀, får de:

$$r(z) = \frac{1}{ku_*} (\ln z/z_0 + \beta z/L + \ln z_0/z_v) + \frac{c(0)}{u_* c_*} \text{ for } z \gg z_v \quad (6)$$

hvor Dovland og Eliassen setter den totale motstand $r(z)$ lik summen av 4 positive motstander:

$(ku_*)^{-1} \ln z/z_0$ er den aerodynamiske motstand for nær-nøytral stabilitet. Det andre leddet gir et tillegg p.g.a. stabil sjiktning. Det tredje leddet representerer grenselagsmotstanden, r_b , og det siste overflatemotstanden, r_s . Oftest vil enten det første og/eller siste ledd dominere, og de to øvrige kan da neglisjeres. Wesely og Hicks (5) gir en tilsvarende formel for avsetningshastigheten.

$$v = ku_* \left[\ln(z/z_0) + 2.6 + ku_* r_s - \psi_c \right]^{-1} \quad (7)$$

hvor $r_b = (u_* B)^{-1}$ er satt lik 2.6 for SO_2 . ψ_c er en korreksjon for diabatisk effekt.

I beregningen av tørravsetningen inngår foruten parameterene z , z_0 , $u(z)$ og r_s også den vertikale varmekraft H (i Monin-Obukhov lengden). Maksimal avsetningshastighet ved turbulent tilførsel blir etter ligning (3):

$$v_{\text{maks}} = 1/r_{\text{min}} = u_*^2/u(z)$$

u_* er ofttest av størrelse $0.1 u(10 \text{ m})$. Det gir en teoretisk maksimal avsetningshastighet av størrelsesorden $0.01 \cdot u(10 \text{ m})$. Så store avsetningshastigheter er imidlertid ikke målt.

For transport av SO_2 til vegetasjon (canopy) angir Wesely og Hicks (5) som typisk overflatemotstand $r_s = 2.0 \text{ s/cm}$, for minimum motstand under tørre forhold, $r_s = 0.7 \text{ s/cm}$ og for en våt overflate $r_s = 0$.

Figur 2 viser variasjonen av v ifølge ligning (7) for $r_s = 0.7 \text{ s/cm}^{-1}$. En tilsvarende figur for $r_s = 0$ gir tildels urealistiske store avsetningshastigheter ($>10 \text{ cm/s}$).

Fowler (11) antar også langt større opptak av SO_2 til våt vegetasjon enn til tørr, mens Owers og Powell (10) ikke finner vesentlig forskjell ved avsetning av S^{35} til vått og tørt gress.

Avsetning av aerosoler

Partikler større enn $20 \mu\text{m}$ felles ut av luften relativt kort fra kilden og er derfor av liten interesse for spredning på meso- eller større skala. (I fuktig vær kan avsetningen bli betydelig når tåke driver inn over en vegetasjon. Aerosolene får da anledning til å vokse til tåkedråper som i sin tur absorberer gass. Chamberlain (19) nevner spesielt tilførselen av SO_2 og HF i tåkedråper $10\text{-}30 \mu\text{m}$ i diameter. Men i spredningsberegninger er vi her bare interessert i aerosoler med diameter under ca $10 \mu\text{m}$).

Hovedmengden av sulfatpartikler ligger mellom 0.1 og $1 \mu\text{m}$ diameter. Små partikler føres lett rundt alle obstruksjoner og avsetningshastigheten antas å være av størrelse 0.1 cm/s og mindre.

Wesely et al. (20) har utført eddy-korrelasjonsmålinger av vertikalflukser av partikler $0.05\text{-}0.1 \mu\text{m}$. De indikerer avsetningshastigheter i 5 m over en overflate av moderat ruhet på mellom 0.1 og 1.0 cm/s i lett vind.

Avsetningshastigheter for bly synes å være lave. Arbeider igang ved AERE Harwell i England indikerer at bare 10% av Pb fra en motorvei avsettes innen en avstand av 100 m , og Dovland og Eliassen (12) oppgir 0.16 cm/s i middel til snø. Senere forsøk av Dovland og Eliassen tyder på at avsetningen av Zn også er lav (13). Men for disse aerosoler kan det totale opptak av en flate dekket av vegetasjon bli betydelig hvis bare biomassen er tilstrekkelig stor. Dette er illustrert av Slinn (21), figur 3.

3 TØRRAVSETNING OG SPREDNINGSMODELLER

Turbulent massetransport mot jordoverflaten krever en konsentrasjonsgradient rettet oppover, og maksimalkonsentrasjonen må følgelig inntreffe i et høyere nivå. Effekten av tørravsetningen på bakkekonsentrasjonene og på den horisontale massefluks kan bli spesielt merkbar ved bakkeutslipp. Dette illustreres i figur 4 og figur 5 (22).

Gaussisk (statistisk) spredningsmodell

I en gaussisk modell er alltid konsentrasjonen fra et bakkeutslipp størst ved bakken. Ved tørravsetning fører modellen derfor til feil i såvel bakkekonsentrasjon som horisontal massetransport (fluks). Ved utslipp fra høye skorsteiner og med små avsetningshastigheter blir disse feilene relativt små.

En kan ta hensyn til tørravsetningen på to måter:

- a) ved å innføre en redusert kildestyrke (source depletion)
- b) ved å bruke speilingsprinsippet og en redusert refleksjon (surface depletion).

Men ved begge metoder forblir vertikalfordelingen upåvirket av avsetningen.

Gaussisk modell med redusert kildestyrke (source depletion)

Settes $Q(x)$ = redusert kildestyrke, og $Q(0)$ = virkelig kildestyrke:

$$Q(x)/Q(0) = C/C_{v=0} = \left(-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot \frac{v}{u} \cdot \frac{x}{(1-q) \sigma_z} \right) \quad (4)$$

hvor v = avsetningshastigheten, u = midlere vindstyrke og hvor σ_z = standardavviket i den vertikale konsentrasjonsfordeling, her antatt proporsjonal med x^q .

Figur 7 viser den relative massetransport, uttrykt ved forholdet mellom transporten gjennom et tverrsnitt og utslippsmengden, som funksjon av avstanden for $v/u = 0.01$. Som vi ser blir stofftapet urealistisk stort på lengre avstander.

Gauss-modell med redusert refleksjon (surface depletion)

Avsetningen til bakken uttrykkes her ved en refleksjonskoeffisient. Ved full refleksjon (ingen avsetning) er den 1 og ved full absorpsjon 0. Ved å innføre refleksjon også fra en inversjonsflate, introduseres en uendelig rekke speilingskilder. Den totale effekt lar seg lett summere (23). Metodens svakhet illustreres ved utslipp fra bakkekilde og ingen refleksjon. Den relative massetransport blir da konstant = 0.5 uavhengig av avstand, et åpenbart urealistisk resultat.

Boksmodell

I en boksmode

ll antas konsentrasjonen konstant i blandings-
sjiktet. Ved testing av modellen er oftest bare bakke-
konsentrasjonen tilgjengelig og en vet lite om hvor representativ
den er for middelkonsentrasjonen i sjiktet. Dette gjenspeiler
seg i den estimerte avsetningshastighet. Hvis bakkekonsentrasjonen
er lavere enn middelkonsentrasjonen blir avsetningshastigheten
satt for lavt og omvendt. Kjennskap til den virkelige høyde av
bakkesjiktet og til den vertikale konsentrasjonsfordeling er
derfor nødvendig for å avgjøre når modellberegninger, sammen-
holdt med observerte bakkekonsentrasjoner, vil gi korrekte av-
setningshastigheter. I OECD-prosjektet "Long Range Transport
of Air Pollutants" tyder flyobservasjonene på god overens-
stemmelse mellom middelkonsentrasjon og bakkekonsentrasjon og
at den brukte tørravsetning (0.8 cm/s) for SO_2 er av riktig
størrelse (24).

Massebalanseligning

Legges x-aksen i vindretningen, som forutsettes konstant, kan den halvempiriske massebalanseligning skrives:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = u(z) \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y(x) \frac{\partial c}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z(z) \frac{\partial c}{\partial z} \right] + Q + S$$

hvor Q betegner kilde og S sluk, og med grenseflatebetingelse:

$$K_z \frac{\partial c}{\partial z} \Big|_{z=0} = v c_0$$

En-dimensjonalt er ligningen brukt av bl.a. Bolin og Persson (25) til å beregne vertikalprofiler av total svovelmengde som funksjon av transporttiden. Figur 8 viser beregninger sammenliknet med observerte verdier. Våtavsetning er også inkludert i beregningene, men påvirker ikke vertikalfordelingen.

To-dimensjonalt er massebalanseligningen brukt av Gotaas og Tinderholt (26) til numerisk beregning av integrert dosering tvers av vindretningen og beregning av massetransporten. Det er brukt tidsbegrenset bakkeutslipp og ulike avsetningshastigheter. Da tilfellet er ikke-stasjonært unngår en problemer med en øvre grenseflatebetingelse. Den relative massetransport som funksjon av avstanden fra kilden er vist i figur 6. Såvel vindhastighet som K_z kan variere i modellen. Analytiske løsninger foreligger for potensfunksjoner og sammenligninger med numerisk beregning (også uten avsetning) viser meget god overensstemmelse (figur 6).

Berkowicz og Prahm (27) anvender en pseudospektral numerisk modell. Pseudodiffusjon, som skyldes numerisk beregningsmetode, blir da intet problem. Metoden gir stor nøyaktighet, samtidig som den krever relativt få gridpunkter. Randbetingelsene kan imidlertid by på problemer. Sammenlikninger er foretatt med analytiske løsninger og overensstemmelsen er meget god. En sammenlikning er også foretatt med en konvensjonell Gaussisk modell med redusert kildestyrke. Som tidligere nevnt øker forskjellen med økende stabilitet.

Figur 9 viser parameterverdier brukt for $u(z)$ og K_z . Figur 10 viser relativ massetransport og forholdet mellom bakke-konsentrasjonen med og uten tørravsetning for et utslipp i høyde 25 m. Arbeid er igang med å utvide modellen til 3-dimensjoner.

Tre-dimensjonale modeller er alle stasjonære. En vil nevne to eksempler:

- a) Gillani og Husar (28) regner med en konstant midlere hastighet i et blandings-skikt. De lar K_z variere med høyden, og K_y såvel med høyden som med avstanden fra kilden. Figur 11 viser observert relativ massetransport og beregnede verdier for forskjellige avsetningshastigheter fra 3.9 til 6.9 cm/s. Bruk av variabel K_z ga verdier mellom 2.1 og 2.6 cm/s.

- b) En modell for transport av SO_2 over avstander opptil 100 km over England viser god overensstemmelse mellom observasjoner fra fly, bakkeobservasjoner og beregnete verdier (29). Modellen baserer seg på Gaussisk spredning horisontalt og bruk av diffusjonskoeffisient vertikalt. Den er utviklet av Fisher og Maul (30). De største utslipp var fra over 200 m høye skorsteiner og tørravsetningen spilte en underordnet rolle. En økning av avsetningshastigheten fra 0.5 cm/s til 1 cm/s ga bare en reduksjon i SO_2 -konsentrasjonen på litt over 10% i en avstand av 80 km.

4 SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Ved beregning av transport og spredning av forurensninger i atmosfæren har det vært vanlig å bruke konstante tørravsetningshastigheter, for SO₂ oftest 0.8 cm/s. Men avsetningen avhenger såvel av atmosfæriske forhold og overflatens ruhet som av overflatens fysiske og kjemiske egenskaper. Variasjonene kan bli betydelige, spesielt over vegetasjon.

Det er angitt metoder for hvordan avsetningshastigheten kan beregnes over ulike overflatetyper og under ulike meteorologiske forhold. Den inverse verdi, totalmotstanden mot avsetning, deles da opp i enkeltmotstander, hvorav den aerodynamiske lettest lar seg beregne og med størst sikkerhet. Motstanden gjennom grenselaget umiddelbart inntil opptaksflaten antas å være av minst betydning. Motstanden knyttet til selve overflaten kan være den dominerende, men er dessverre den mest usikre å estimere. Men selv om det rår usikkerhet om avsetningshastighetens konkrete størrelse, vet en likevel så meget om dens variasjon at dette bør tas hensyn til ved beregning av transport og spredning.

Forskjellige opptak over hav og land, variasjoner gjennom døgnet og med årstiden, fuktighetens betydning og variasjoner i stabilitetsforholdene kan og bør tas med i realistiske konsentrasjons- og massetransportberegninger.

Gaussiske spredningsmodeller egner seg dårlig ved beregning av tørravsetning. Det samme gjelder andre modeller som neglisjerer avsetningens innvirkning på den vertikale konsentrasjonsfordeling. Meso-skala modeller bør også ta hensyn til variasjoner med høyden av vindhastigheten og av den vertikale diffusjon.

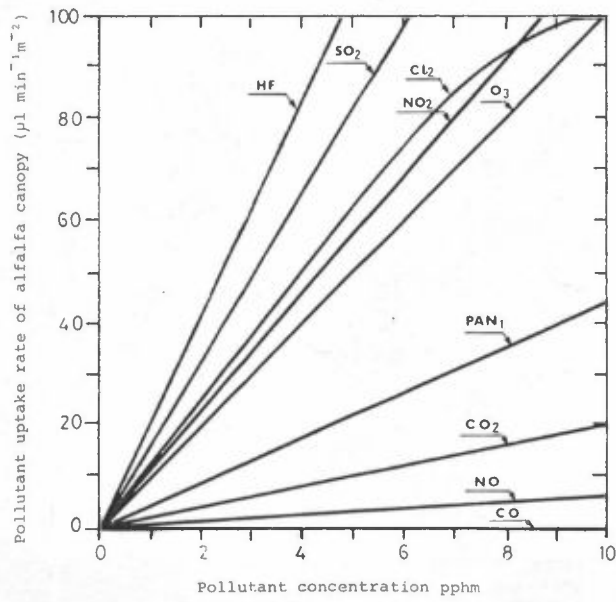
REFERANSELISTE

- (1) Owen, P.R.
Thomson, W.R. Heat transfer across rough surfaces.
J. Fluid Mech. 15, 321-334 (1963).
- (2) Chamberlain, A.C. Transport of gases to and from grass and grass-like surfaces.
Proc.Roy.Soc. A 290, 236-265 (1966).
- (3) Chamberlain, A.C. Transport of Lycopodium spores and other small particles to rough surfaces.
Proc.Roy.Soc. A 296, 45-70 (1967).
- (4) Shepherd, J.G. Measurements of the direct deposition of sulphur dioxide onto grass and water by the profile method.
Atm.Env. 8, 69-74 (1974).
- (5) Wesely, M.L.
Hicks, B.B. Some factors that affect the deposition rates of sulphur dioxide and similar gases on vegetation.
J.Air Poll.Cont. Ass., 27, 1110-1116, (1977).
- (6) Garland, J.A. Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere.
I: *Int. Symp. on sulphur in the Atmosphere.* Sept. 7-14, 1977. Dubrovnik, Jugoslavia.
- (7) Whelpdale, D.M.
Shaw, R.W. Sulphur dioxide removal by turbulent transfer over grass, snow and water surfaces.
Tellus 26, 196-205 (1974).
- (8) Garland, J.A. The dry deposition of sulphur dioxide to land and water surfaces.
Proc.Roy.Soc. London A 354, 245-268 (1977).

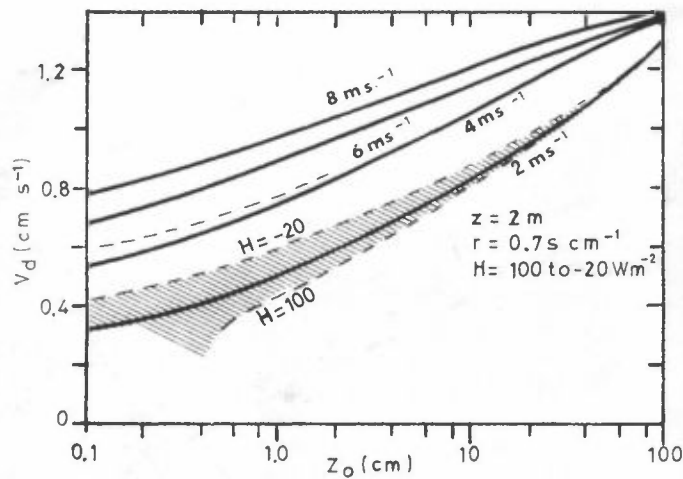
- (9) Gotaas, Y. Aircraft measurements of the deposition of sulphur dioxide to forest and to sea by the profile method. Ås 1977. (SNSF IR 30/77).
- (10) Owers, M.J.
Powell, A.W. Deposition velocity of sulphur dioxide on land and water surfaces using a 35S tracer method. *Atm. Env.* 8, 63-67 (1974).
- (11) Fowler, D. Dry deposition of SO₂ on agricultural crops.
I: *Int. Symp. on Sulphur in the Atmosphere.*
Sept. 7-14, 1977,
Dubrovnik, Yugoslavia.
- (12) Dovland, H.
Eliassen, A. Dry deposition on a snow surface. *Atm. Env.* 10, 783-785 (1976).
- (13) Dovland, H.
Eliassen, A. Estimates of dry deposition on snow. Ås 1977. (SNSF IR 34/77).
- (14) Stewart, J.B.
Thom, A.S. Energy budgets in pine forest. *Quart. J.R. Met. Soc.* 99, 154-170 (1973).
- (15) Garland, J.A.
Branson, J.R. The deposition of sulphur dioxide to pine forest assessed by a radioactive method. *Tellus* (to be published).
- (16) Petit, C.
Trinite, M.
Valentin, P. Study of turbulent diffusion above and within a forest - application in the case of SO₂. *Atm. Env.* 10, 1057-1063, (1976).
- (17) Hill, A.C. Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Poll. Cont. Ass.* 21, 341-346 (1971).

- (18) van Dop, H.
Guicherit, R.
Lanting, R.W. Some measurements of the vertical distribution of ozone in the atmospheric boundary layer. *Atm.Env.* 11, 65-71, (1977).
- (19) Chamberlain, A.C. Pollution in plant canopies.
I: *Heat and mass transfer - the biosphere*. Red: de Vries, D.A. Part I, New York, Wiley, 1975, s. 561-582.
- (20) Wesely, M.L.
Hicks, B.B.
Dannevik, W.P.
Frisella, S.
Husar, R.B. An eddy-correlation measurement of particulate deposition from the atmosphere. *Atm.Env.* 11, 561-563, (1977).
- (21) Slinn, W.G.N. Some approximations for the wet and dry removal of particles and gases from the atmosphere.
I: *Proceedings of the first international symp. on acid precipitation and the forest ecosystem*. Columbus, Ohio May 12-15, 1975.
Red: Dochinger, L.S. Seliga, T.A. s. 857-883.
- (22) Gotaas, Y. Dry deposition and its influence on the vertical concentration profile, paper presented at workshop on Urban and Meso-scale meteorology, Uppsala 7-9 oct. 1975. Kjeller 1976. (NILU foredrag 39/76).
- (23) Gotaas, Y. A model of diffusion in a valley from a continuous point source. *Arch.Met.Geoph.Biokl.*, Ser. A 21, 13-26 (1972).
- (24) Organisation for economic cooperation and development The OECD programme on Long Range Transport of Air Pollutants. Measurements and findings. Paris, Organisation for economic cooperation and development, 1977.

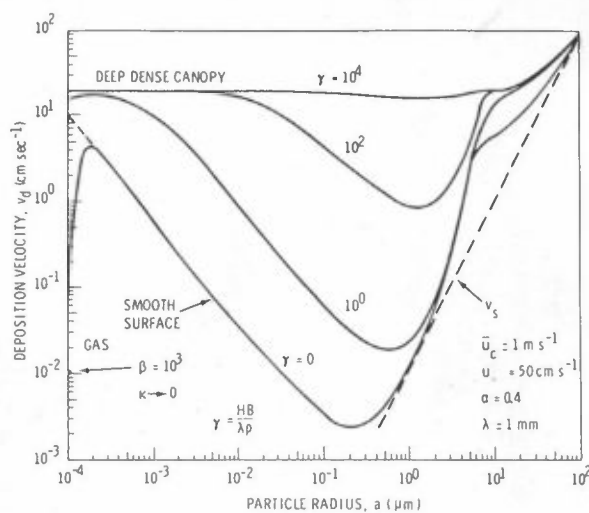
- (25) Bolin, B.
Persson, C. Regional dispersion and deposition of atmospheric pollutants with particular application to sulphur pollution over Western Europe. *Tellus*, 27, 281-309, (1975).
- (26) Gotaas, Y.
Tinderholt, A.R. Effect of deposition on vertical concentration distribution from a ground level source. Lillestrøm 1977. (NILU TN 7/77) (optrykk av notat fra 1973).
- (27) Berkowics, R.
Prahm, L. Pseudospectral simulation of dry deposition from a point source. (vil bli publisert i *Atm.Env*).
- (28) Gillani, N.V.
Husar, R.B. Analytical-numerical model for mesoscale transport, transformation and removal of air pollutants. I: *7th Int.Tech.Meet. on Air Poll.Model. and its Application*. Sept. 7-17, 1976, Airlie, Virginia.
- (29) Fisher, B.E.A.
Gotaas, Y.
Hamilton, P.M.
Houlgate, R.
Maul, P.
Moore, D.J. Observations and calculations of airborne sulphur from multiple source out to 100 km. (vil bli publisert i *Atm.Env*).
- (30) Fisher, B.E.A.
Maul, P.R. The mathematical modelling of the transport of sulphur dioxide across country. Paper to symposium "Systems and models in air and water pollution", Institute of measurement control, London, 1976.



Figur 1: Opptakshastigheter for forskjellige forurensninger over alfalfa, etter Hill (17).

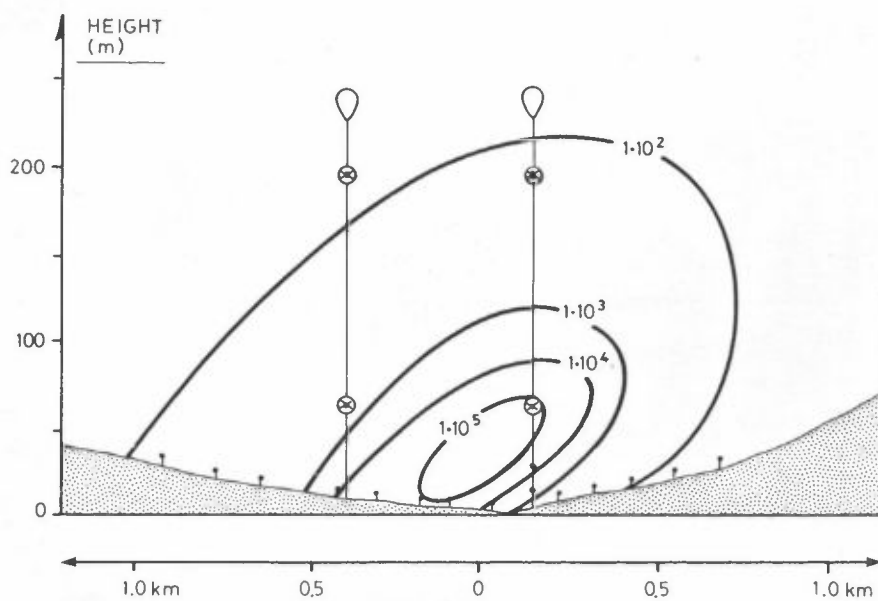


Figur 2: Avsetningshastighet over tørr vegetasjon ved minimum stomatal motstand. Øvre strekede linje svarer til en varmefluks rettet oppover på 20 W/m^2 . Etter Wesely og Hicks (5). Referansehøyde 2 m.



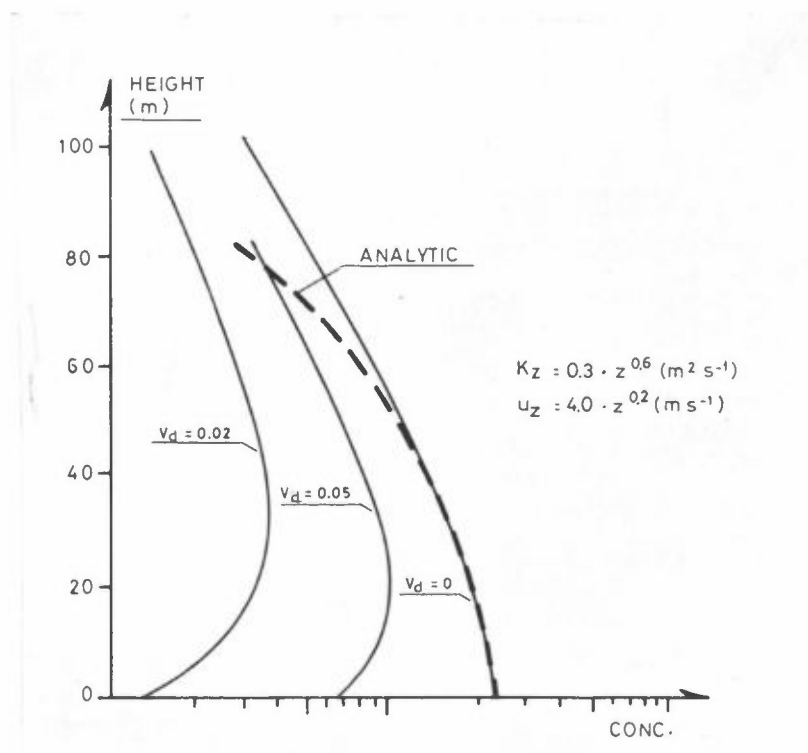
Figur 3: Avsetningshastighet som funksjon av partikkelradius og filtreringsevne, etter Slinn (21).

$\gamma = HB/\lambda\rho$, filtreringsparameter
 ρ = tetthet av trekrone (canopy)
 β = biomasse
 λ = karakteristisk lengdeskala av oppsamler

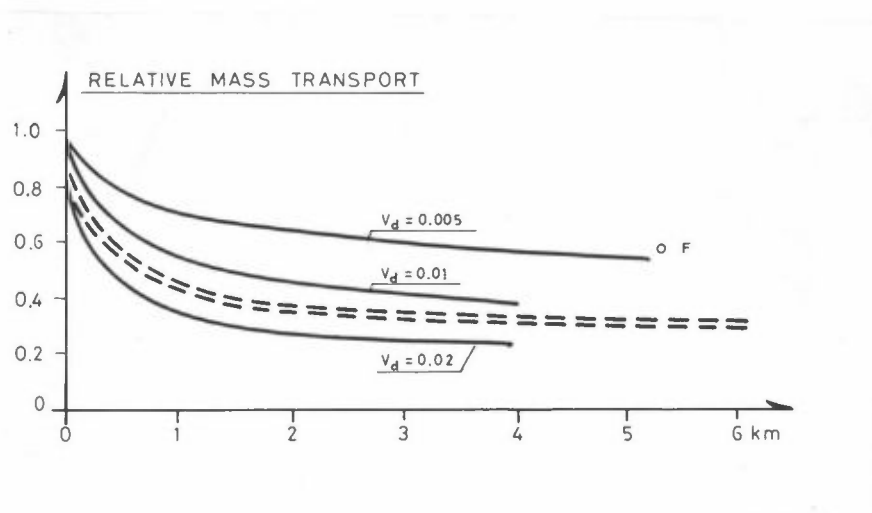


Figur 4: Observert doseringer (kons x tid) i snitt tvers vinden, 3.5 km fra et bakkeutslipp (punkt-), (22).

⊗ = observasjonspunkt under ballong
 † = observasjoner i 2 m og i mast i 10 og 17 m.

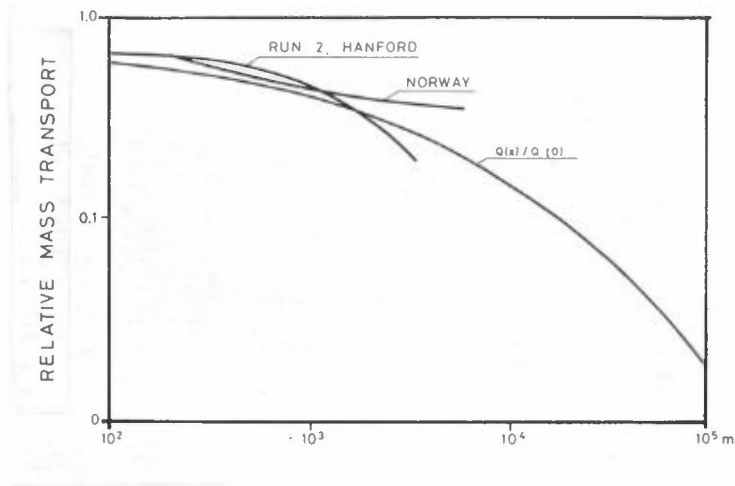


Figur 5: Beregnede konsentrasjoner 4 km fra en bakkekilde (uendelig linjekilde), (22).

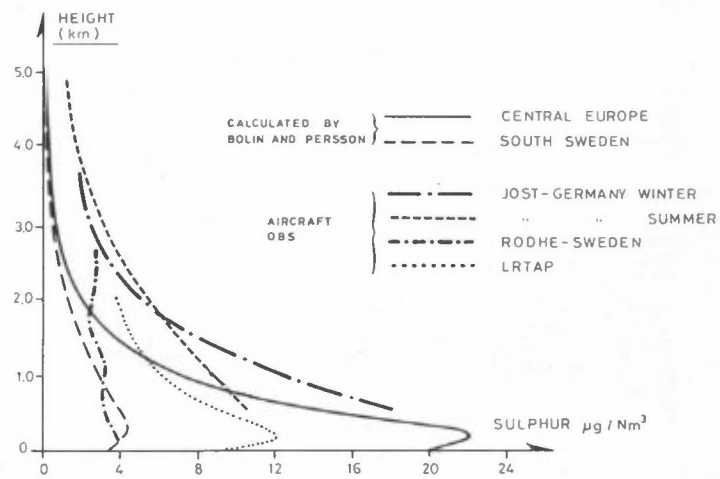


Figur 6: Beregnete og observert integrert massetransport fra en bakkekilde (22).

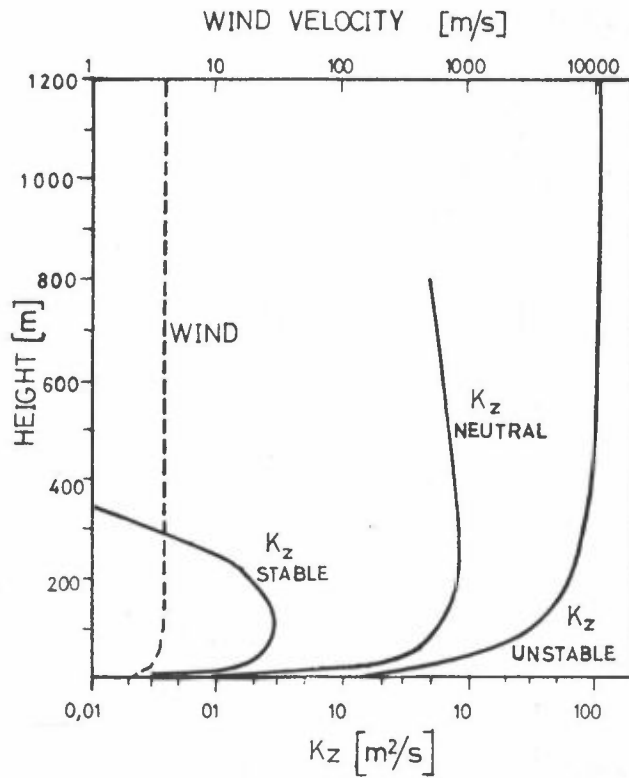
= = = observasjoner over variert terreng (i en dal)
 o observasjon over sjø (fjord)



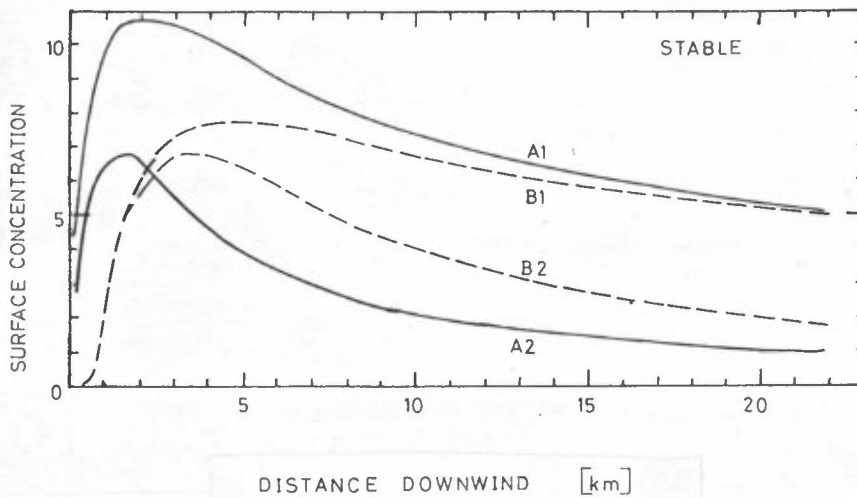
Figur 7: Relativ integrert massetransport. Feltforsøk og beregnet med Gaussisk spredningsformel, redusert kildestyrke, $Q(x)/Q(0)$, for $v = 0.01$ m/s. (22).



Figur 8: Vertikalfordeling av svovel i atmosfæren ifølge Bolin og Persson (25) og LRTAP. (24). Figur tatt fra Gotaas (22).

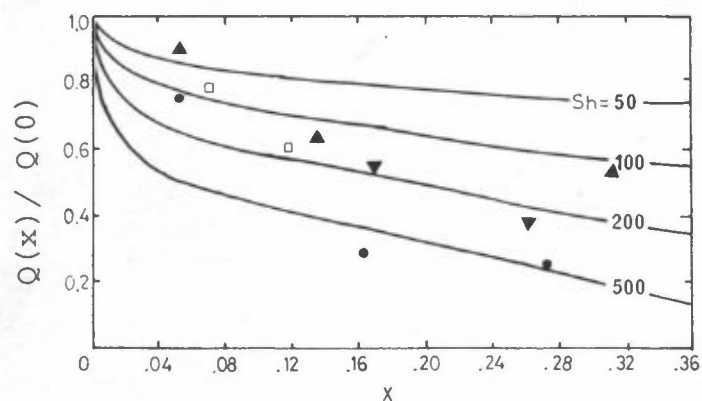


Figur 9: Vertikalfordeling av vindhastighet $u(z)$ og diffusjonskoeffisient, K_z , brukt i numerisk pseudospektral spredningsmodell, etter Berkowicz og Prahm (27).



Figur 10: Bakkekonsentrasjoner beregnet med numerisk pseudospektral to-dimensjonal modell og en Gaussisk redusert kilde-modell. Parameterverdier for $u(z)$ og K_z som i figur 9. Konsentrasjoner for konstant vindhastighet er også vist. Etter Berkowicz og Prahm (27).

A ₁ - numerisk, $v = 0$ m/s	B ₁ - redusert kildestyrke, $v = 0$ m/s
A ₂ - numerisk, $v = 0.01$ m/s	B ₂ - redusert kildestyrke, $v = 0.01$ m/s



Figur 11 - Relativ integrert massetransport, $Q(x)/Q(0)$, som funksjon av dimensjonsløs avstand, x , og Sherwood tallet: $Sh=v/HK_0$, hvor H = høyden av blandingslaget. Observerte verdier er angitt for røykfaner ved St.Louis. Etter Gillani og Husar (28).