

Screeningsmetode for brændselssager med emissioner af forurenende stoffer til luft

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 22. sep. 2025 | **49**



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Screeningsmetode for sager vedr. skift af brændsel på gasfyrede anlæg

Forfatter(e): Jesper Leth Bak
Institution(er): Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

Faglig kommentering: Morten T. Strandberg
Kvalitetssikring, DCE: Vibeke Vestergaard Nielsen

Ekstern kommentering: Miljøstyrelsen. [Kommentarerne findes her.](#)

Rekvirent: Miljøstyrelsen

Bedes citeret: Jesper Leth Bak. 2023 Screeningsmetode for sager vedr. skift af brændsel på gasfyrede anlæg. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. – – [Fagligt notat nr. 2025 | 49](#)

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: open source

Sideantal: 32

Indhold

1	Indledning	4
2	Sammenfatning	5
3	Administrative afskæringskriterier	6
4	Gennemgang af sager	8
4.1	Nøgleparametre for spredning og afsætning	8
4.2	Behandlede stoffer	9
4.3	Grænsesættende stoffer	10
5	Afsætnings- og koncentrationskurver	15
6	Metode	18
6.1	Data	18
6.2	Emission	18
6.3	Immission	18
6.4	Deposition	18
7	Referencer	22
8	Bilag 1	23
9	Bilag 2	32

1 Indledning

Miljøstyrelsen har 2023 bestilt et notat ved DCE, der skal belyse mulighederne for at opstille en screeningsmetode for sager vedrørende ansøgning om anvendelse af alternative brændsler (gasolie eller olie med sammenligneligt indhold af svovl og tungmetaller) på tidligere gasfyrede anlæg. Baggrunden er et større antal sager, hvor det i mange tilfælde efter en omfattende sagsbehandling har vist sig, at det ansøgte vil medføre en meget begrænset påvirkning på natur og miljø.

Med udgangspunkt i en opsamling på konklusionerne fra 31 konkrete sager opstilles en screeningsmetode, der muliggør udvælgelse af sager, der med sikkerhed ikke vil resultere i væsentlige effekter på natur- og vandområder.

Af bestillingen fremgår, at anvendelse af administrative afskæringskriterier ved screening er nødvendigt for sager, hvor en forurening spredes diffust gennem luften, fordi depositionen på vand- og naturområder selv på stor afstand af kilden ikke vil være rent matematisk nul og der dermed i alle tilfælde vil være et depositionsbidrag til områder, hvor tålegrænser, jord- eller vandkvalitetskriterier allerede er overskredet. Afskæringskriterier anvendt ved screening vil i princippet skulle fastsættes politisk / administrativt, men vil kunne guides af fx forventede stigningstakter af forurenende stoffer ved forskellige belastningsniveauer, graden af irreversibilitet af en given påvirkning og praksis i andre lande. Det er desuden i mange tilfælde et lovkrav, at der skal foretages en konkret vurdering, der også inkluderer mulig kumulation med andre kilder.

Ud over at reducere sagsbehandlingen for sager, der kan afgøres ved screening, forventer Miljøstyrelsen, at anvendelse af screeningsmetoden også vil kunne medvirke til en mere harmoniseret sagsbehandling.

Den her udviklede metode bygger på en tidligere udarbejdet 'Manual for vurdering af effekter af deposition af forurenende stoffer fra virksomheder på Natura 2000-områder' - (Bak m.fl., 2017). Metoden er udbygget med afsætningskurver for forskellige kombinationer af skorstenshøjde, røggashastighed og -temperatur. Kurverne kan bruges til screening af en række stoffer ved anvendelse af emission fra det ansøgte alternative brændsel, depositions hastigheder og udvaskningskoefficienter for de relevante stoffer. Der er desuden inddraget gældende immissionsgrænser (B-værdier) for relevante stoffer.

Da metoden bygger på 31 konkrete sager, er anvendeligheden begrænset til sammenlignelige sager, dvs. sager med (mer)emission af samme størrelsesorden af de omhandlede stoffer. Metoden vil kunne udvikles til at omhandle andre stoffer. Der vil i givet fald skulle undersøges, om de er dimensionerende og hvad tålegrænserne er for de pågældende stoffer. Det forudsættes, at metoden opdateres, hvis tålegrænser og kravværdier ændres i fremtiden. Anvendelse af metoden fordrer, at immissionskrav (B-værdi) indenfor 50 m fra kilden overholdes og at der ikke forventes en væsentlig påvirkning¹ udenfor en 2,5 km radius.

¹ Der er ikke en fast definition af 'en væsentlig påvirkning', men ofte anvendes 1 % af en belastningsgrænse.

2 Sammenfatning

Der er med udgangspunkt i 31 konkrete sager, hvor virksomheder har ønsket at skifte brændsel fra gas til forskellige former for gasolie, udviklet en metode til screening af sager, der forventes kunne anvendes i afgørelsen af en forholdsvis stor del af kommende sager. Baggrunden herfor er, at der i langt de fleste af de gennemgåede sager er foretaget en forholdsvis omfattende sagsbehandling, men at det i sidste ende er konkluderet, at påvirkningen fra det ansøgte brændselsskift ikke vil medføre en væsentlig påvirkning.

Principperne for den udviklede screeningsmetode er:

- Der er anvendt en radius for betragtede recipienter på 2,5 km, idet der med afsæt i emissionerne fra de gennemgåede sager ikke forventes effekter på større afstand. Ved sager med højere emissioner end der fremgår af tabel 2, må der foretages en mere detaljeret vurdering.
- For recipienterne foretaget en worst-case betragtning for følsomhed, der ikke er baseret på konkrete data fra recipienterne. For terrestrisk natur er vurderingerne baseret på tålegrænser. Hvor der er et interval for empiriske eller beregnede tålegrænser, er den laveste værdi anvendt. For vand og sediment er der anvendt kravværdier og en worst-case betragtning for de påvirkede puljer.
- pba. en worst-case betragtning vedr. indhold af stoffer i røggassen foretaget en vurdering af hvilket stof, der vil være grænsesættende for en given vurdering, hvor der er set på terrestrisk natur, vand og sediment. Hvis grænserne for det grænsesættende stof overholdes, forventes grænserne for øvrige stoffer også overholdt.
- Der er beregnet et sæt af koncentrations- og afsætningskurver, der kan bruges til screening. Kurverne er beregnet for den vindretning, der giver størst koncentration og afsætning (worst case scenario).
- Der er anbefalet at anvende en sikkerhedsfaktor på en faktor 100 af den beregnede påvirkning.
- Der er givet anbefalinger vedr. anvendelse af administrative afskæringskriterier, der gør, at metoden kan anvendes, hvor der sker påvirkning af områder, hvor tålegrænser/miljøkvalitetskrav er overskredet i forvejen.

Det må forventes, at der ved anvendelse af screeningsmetoden, også vil skulle foretages en vurdering af den mulige betydning af kumulation fra bidrag fra andre sager i en endelig konkret vurdering af den enkelte sag, som det er sket i tidligere sager.

3 Administrative afskæringskriterier

Problemet med udslip, der spredes diffust gennem luften er, at selv en lille meremission i princippet vil give et positivt depositionsbidrag til alle naturområder. Selvom bidraget til fjerntliggende områder vil være meget tæt på 0, bliver merbelastningen ikke et rent matematisk 0, og der vil således i alle tilfælde være en belastning af områder, hvor tålegrænser eller kravværdier allerede er overskredet. Dette er specielt et problem ift. *konsekvensvurderinger* under Habitatdirektivet², hvor det for planer eller projekter, der potentielt kan påvirke et Natura 2000 område, skal sikres, at det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden rimelig tvivl og ved anvendelse af et forsigtighedsprincip kan fastslås, at planen eller projektet ikke vil skade et Natura 2000 område. For områder, hvor tålegrænsen eller kravværdier allerede er overskredet, er der ikke noget videnskabeligt grundlag for at sige, at en merbelastning ikke kan medføre skade.

Afskæringskriterier er derfor en administrativ nødvendighed for at kunne afgrænse sager, hvor effekten af en merbelastning er ubetydelig. Grænsen for ubetydelighed kaldes også i nogle sammenhænge en bagatelgrænse. Dette vil være en politisk / administrativ afgørelse. For vurderinger ift. Habitatdirektivet, kan der foretages en *væsentlighedsvurdering*, som er et kvalificeret skøn ud fra objektive kriterier³. Hvis væsentlighedsvurderingen ikke kan afvise, at der kan være en effekt på berørte naturområder, der ikke er ubetydelig, skal der foretages en konsekvensvurdering. Det er ift. Habitatdirektivet muligt at undlade vurdering af planer eller projekter, der indgår i en større integreret plan, som samlet vil føre til lavere belastning af de Natura 2000-områder, hvor depositionen kan have en negativ påvirkning. Det kræver dog, at der er foretaget en Natura 2000 konsekvensvurdering af den integrerede plan, og vil ikke blive nærmere belyst her.

Hensigten med udviklingen af den i dette notat beskrevne screeningsmetode har ikke været at udvikle en metode til afgørelse af alle sager, men at udvikle et redskab, der kan frasortere sager, hvor der med stor sikkerhed ikke vil være en væsentlig påvirkning af terrestrisk natur og vand, og som ift. Habitatdirektivet kan tjene som en væsentlighedsvurdering. Det er desuden valgt at begrænse det nødvendige datagrundlag til et minimum, fordi de gennemgåede sager viste, at der i de fleste tilfælde var forholdsvis god margin til et niveau, hvor der forventes effekter over en bagatelgrænse. Det er således valgt ikke at inddrage konkrete data for tilstand af muligt berørte naturområder, baggrundskoncentrationer mv., men at anvende en kombination af worst-case betragtninger og sikkerhedsfaktorer, der dækker den forventede usikkerhed.

Brug af administrative afskæringskriterier er som nævnt en nødvendighed i sager om luftemissioner og har løbende været diskuteret mellem EU-landene ift. vurderinger under Habitatdirektivet, specielt ift. kvælstof. Danmark anvender i dag ved husdyrgodkendelser et total depositionskrav for kategori 1 og 2 natur, der differentieres mellem 0,7 og 0,2 kg N ha⁻¹ år⁻¹ afhængigt af

² Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter

³ Vejledningen til bekendtgørelse nr. 408 af 1. maj 2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter, juni 2011.

bidrag fra naboejendomme, men som ikke afhænger af, om tålegrænsen er overskredet⁴. For godkendelser vedr. andre aktiviteter ligger der afgørelser fra Natur- og Miljøklagenævnet, der indikerer, at en bagatelgrænse mindre end 0,6 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og større end 0,03 kg N ha⁻¹ år⁻¹ kan anvendes⁵. En grænse på 1 % af laveste empirisk baserede tålegrænse har tidligere været foreslået (Bak m.fl., 2017). De danske grænser for husdyrgodkendelser er ikke direkte sammenlignelige med anvendelse af bagatelgrænser i mange andre lande, der oftest vedrører merbelastning og målrettes områder, hvor tålegrænsen er overskredet.

I Belgien anvendes en bagatelgrænse på 0,174 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og i Holland en værdi på 0,014 kg N ha⁻¹ år⁻¹. I Storbritannien anvendes en afstandsgrænse på 15 km kombineret med en grænse på 1 % af den laveste værdi for empirisk baserede tålegrænser. I Tyskland anvendes en bagatelgrænse på 3 % af tålegrænsen, der kan gå op til 10 % på mindre dele af et berørt område (Hicks m.fl., 2011).

Det er i denne sammenhæng valgt at anvende en grænse på 1 % af laveste tålegrænse, hvor der for N anvendes 1 % af laveste empirisk baserede tålegrænse på 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Grænsen forventes også at beskytte forekomster af følsomme mosser og laver. For forsurening kan der tages udgangspunkt i den laveste beregnede tålegrænse på 0,8 keq⁶ ha⁻¹ år⁻¹ (Bak, 1996), der gælder summen af S og N, idet S-depositionen ganges med 16 og N-depositionen ganges med 14 for at konvertere fra kg ha⁻¹ år⁻¹ til keq ha⁻¹ år⁻¹.

Der findes videnskabeligt baserede tålegrænser for en række metaller (mg m⁻² år⁻¹): Cu: 1,2, Ni: 2,7, Zn: 7,0, Cr: 2,4, As: 3,5, Se: 0,08, Cd: 0,09, Pb: 0,31 (de Vries m.fl., 2005, Asmore m.fl., 2004)

For stoffer, hvor der ikke er videnskabeligt baserede tålegrænser, kan der foretages en vurdering baseret på et afskæringskriterie, hvor jordkoncentrationen maksimalt må stige svarende til 1 % af jordkvalitetskriteriet på 100 år, hvis hele depositionen akkumuleres. Dette kan fx være relevant for Co og Va, hvor jordkvalitetskriterier (JKK) baseret på data fra US-EPA er hhv. Co: 13 mg kg⁻¹, og Va: 7,8 mg kg⁻¹.

Der kan for en konservativ vurdering anvendes en jordlagstykkelse på 5 cm og en densitet på 1350 kg tv. m⁻³. Afskæringskriteriet (mg m⁻² år⁻¹) kan dermed beregnes som (0,05m * 1350 kg m⁻³ * JKK (mg kg⁻¹) * 0,01) / 100 år, hvilket giver et afskæringskriterie på 0,088 mg m⁻² år⁻¹ for Co og 0,053 mg m⁻² år⁻¹ for Va.

⁴ <http://husdyrvejledning.mst.dk/vejledning-til-bekendtgørelserne/husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen/13-generelle-principper-for-godkendelser-og-tilladelser/#14>

⁵ NMK-34-00009, NMK-10-00337, NMK-33-00275 og NMK-34-00056

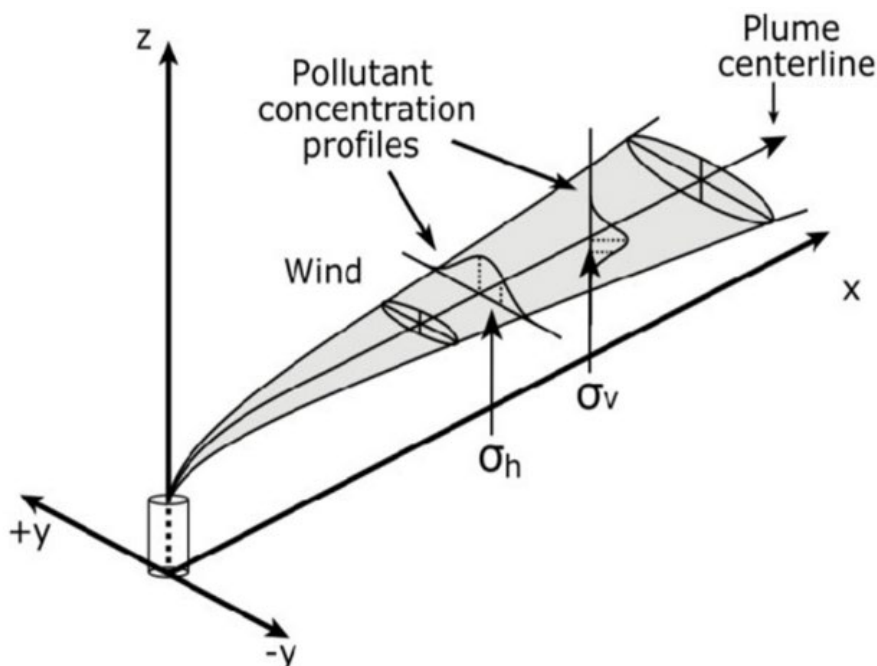
⁶ Svarer til 1000 mol_e, mol per ladning.

4 Gennemgang af sager

4.1 Nøgleparametre for spredning og afsætning

Der er gennemgået 31 konkrete sager fra det seneste år, hvor der er søgt godkendelse af et skift af brændsel fra gas til forskellige former for gasolie på eksisterende anlæg. I mange tilfælde omfatter ansøgningerne flere emissionskilder / skorstene; i gennemsnit 3,5 pr. sag. Som beskrevet i indledningen vil luftkoncentrationer og deposition på afstand af en skorsten afhænge af skorstenshøjden samt røggashastighed og -temperatur. Den generelle form af en røgfane er illustreret på figur 1. Generelt vil koncentration af luftforurenende stoffer i lav højde og depositionen til forskellige overflader være lav tæt på skorstenen. På kort afstand fra skorstenen stiger koncentrationer og depositioner, hvorefter de på større afstand falder, fordi det emitterede stof blandes op i et voksende tredimensionelt luftvolumen. Røgfanen følger den aktuelle vindretning og koncentration og afsætning rundt om skorstenen vil, i gennemsnit over fx et år, reflektere formen på røgfanen og prævalensen af de forskellige vindretninger.

Figur 1. Illustration af en røgfane.



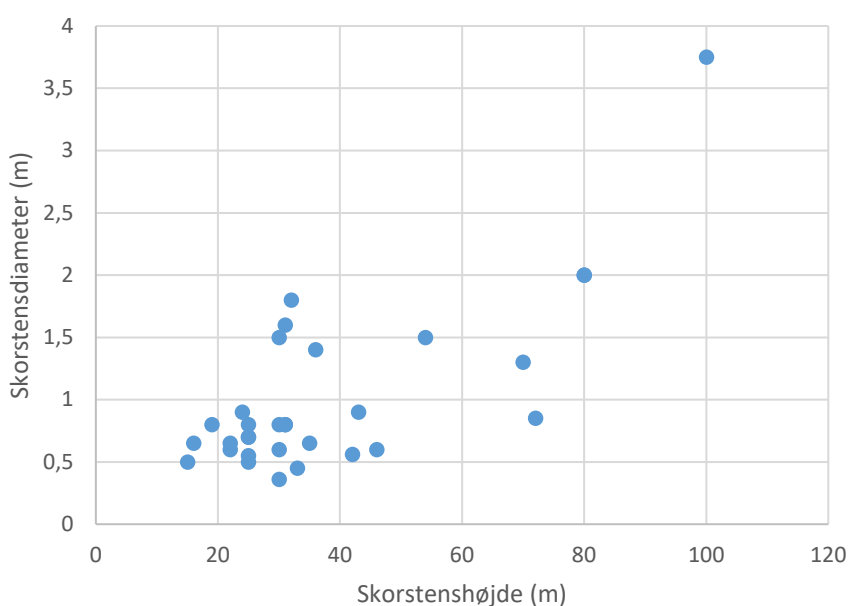
De væsentligste parametre af betydning for formen af røgfanen er skorstenshøjden og temperaturen og hastigheden af røgen, der forlader skorstenen, hvor hastigheden igen er en funktion af den producerede røgmængde og skorstens diameter. Koncentrationer og depositioner afhænger desuden af den samlede emission samt depositions-hastigheder (tørdeposition) og udvaskningskoefficienter (våddeposition). Disse påvirker til gengæld ikke formen af røgfanen. Karakteristika af den luftmængde røgfanen blandes op i har også betydning, men dette er der taget højde for ved at anvende 10 års meteorologi.

Tabel 1 sammenfatter nøgleparametre for spredning og afsætning fra de behandlede 31 sager. Hvor der er flere kilder / skorstene i en sag, er sammenfatningen baseret på største og mindste skorstenshøjde, -diameter, -temperatur og røggasmængde.

Tabel 1. Beregnede 5-, 50- og 95 percentiler for max- og min-skorstenshøjde (hmax, hmin), -diameter (dmax, dmin), røggasmængde (lmax, lmin) og -temperatur (tmax, tmin) baseret på de behandlede sager.

	hmax	Hmin	dmax	dmin	lmax	lmin	tmax	tmin
	m	M	m	m	m ³ (nf) h ⁻¹	m ³ (nf) h ⁻¹	°C	°C
P95	80	34,6	2	1,01	130000	36400	270	221,4
P50	31	20	0,8	0,5	13000	4500	200	95
P05	17,5	8,35	0,475	0,2	2203	465	48	35,6

Figur 2. Sammenhæng mellem skorstenshøjde og -diameter.



4.2 Behandlede stoffer

Det er forskelligt for de forskellige sager, hvilke- og hvor mange forskellige stoffer, der har indgået i vurderingen. Det drejer sig hyppigst om NO_x / NO₂, SO₂, støv, en række metaller og kviksølv på partikel-, damp- og gasform. Tabel 2 viser beregnede 5-, 50- og 95 percentiler for emissioner af de forskellige stoffer og stofgrupper. Hvor der indgår flere emissionskilder / skorstene i en sag, er det største udslip for det pågældende stof fra en enkelt skorsten benyttet.

Tabel 2. Beregnede 5-, 50- og 95 percentiler af emission af NO_x, NO₂, SO₂, støv, metaller og Hg (p) (partikelform), Hg (0) (damp) og Hg (II) (gas)

mg s ⁻¹	NO _x	NO ₂	CO	SO ₂	støv	metal	Hg (p)	Hg (0)	Hg (II)
P95	2070	1265	1895	3956	824	0,0134	0,00155	0,00146	0,00500
P50	590	272,5	895	52	171	0,0055	0,00013	0,00009	0,00070
P05	110	37,1	337	1,81	49,2	0,0015	0,00005	0,00004	0,00009

Som det fremgår, er der meget stor forskel på emissionerne af de enkelte stoffer. Det er imidlertid ikke ensbetydende med, at de største emissioner opgjort efter vægt er mest problematiske, fordi krav og kriterier for de enkelte stoffer er meget forskellige og depositions-hastigheder og udvaskningskoefficienter er forskellige.

De metaller, udover Hg, der hyppigst indgår i vurderingerne, er Cr, Ni, Sn, Zn og Cu, hvor der i mange sager er anvendt et indhold i olie oplyst af Miljøstyrelsen til 0,01 mg kg⁻¹ for Cr, Ni og Sn; 0,03 mg kg⁻¹ for Zn og 0,001 mg kg⁻¹ for Hg (bilag 2). Cu er ikke medtaget i screeningen, fordi det ikke har været grænsesættende i de gennemgåede sager og Miljøstyrelsen ikke har givet et indholdstal (bilag 2). I nogle af de gennemgåede sager er der anvendt indhold af metal fra foretagne målinger eller producentens produktblade.

Der er i de fleste sager anlagt en worst-case betragtning, hvor emissionen af NO_x, CO og støv forventes at kunne gå op til emissionsgrænserne (ved 3 % ilt) på 180 mg m⁻³ for NO_x, 165 mg m⁻³ for CO og 49⁷ mg m⁻³ for støv. For S (SO₂) og metallerne er det antaget, at hele indholdet i den indfyrede olie vil kunne findes i røggassen. S-indholdet i olien er i de fleste tilfælde sat til 0,1 vægt %, der er det maksimalt tilladte iht. Svovlbekendtgørelsen (BEK nr 228 af 06/02/2022). Dette indhold er væsentligt over det faktiske indhold, hvor det er målt eller kan findes i produktblad.

Røggasmængden ved forbrænding af de omhandlede former for olie kan findes som:

$V_{\text{røggas, normal, tør}} = 217 / (21 - \%O_2)^8$, hvor iltprocenten i alle sager er sat til 3 eller højere. Afbrænding af 1 kg olie producerer således 12,05 m³ røggas. Ved højere iltprocent vil mængden af røggas være større og koncentrationerne heri mindre. Koncentrationen heri vil for Cr, Ni og Sn være 0,01 mg kg⁻¹ / 12,05 m³ kg⁻¹ = 0,00083 mg m⁻³. For Zn vil koncentrationen være 0,0025 mg m⁻³ og for Hg 8,384e-05 mg m⁻³.

4.3 Grænsesættende stoffer

Som nævnt er der ikke kun forskel mellem emissioner og spredningen i omgivelserne (immission) for de enkelte stoffer, men også på kriterier og krav for de enkelte stoffer. Tabel 3 sammenstiller koncentrationer i røggassen med grænser for immission (B-værdier)⁹ for de enkelte stoffer. For at lette sammenligningen er værdierne også 'normaliseret' mod værdien for NO_x.

⁷ Måleteknisk referenceværdi for andre flydende brændsler end gasolie

⁸ Rapport nr. 87, 2019, Referencelaboratoriet for måling af emissioner til luften, Beregningsformler til emission,

⁹ Udkast til Vejledning om B-værdier, Miljøstyrelsen

Tabel 3. Sammenligning mellem koncentrationer i røggas (C) og B-værdier (immissions-værdier) for de enkelte stoffer. For at lette sammenligningen er værdierne også 'normaliseret' mod værdien for NO_x.

	C (mg m ⁻³)	B (mg m ⁻³)	C norm	B norm	C/B norm
NO _x	180	0,125* (((NO ₂)))	1	1	1
støv	49	0,08	0,272	0,64	0,4253
CO	165	1	0,917	8	0,1146
SO ₂	167	0,25	0,926	2	0,4630
Zn	0,00252	0,06	1,40E-05	0,48	2,91E-05
Cr	0,00084	0,001	4,66E-06	0,008	5,82E-04
Ni	0,00084	0,0001	4,66E-06	0,0008	5,82E-03
Sn	0,00084	0,02	4,66E-06	0,16	2,91E-05
Hg	8,38E-05	0,0001	4,66E-07	0,0008	5,82E-04

*B-værdien for NO_x gælder for den del af NO_x (regnet som NO₂), der udgøres af NO₂. NO_x er en blanding af NO og NO₂.

Sammenstillingen viser, at under de givne antagelser, vil B-værdien ikke overskrides for noget stof, hvis B-værdien for NO_x ikke overskrides. Der er her foretaget en konservativ vurdering, hvor det antages, at hele koncentrationen af NO_x (regnet som NO₂) er sammenlignet med B-værdien for NO_x, men betragtningen vil holde, selvom det, som der er gjort i en del sager, antages, at kun halvdelen af NO_x-emissionen er NO₂.

En del af det emitterede stof vil afsættes (deponeres) på natur- og vandområder og kan dermed potentielt påvirke områdernes tilstand. Der vil som nævnt være forskellige depositionshastigheder (tørdeposition) og udvaskningskoefficienter (våddeposition) for de forskellige stoffer på forskellige overflader. De anvendte depositionshastigheder er i langt de fleste sager baseret på anbefalinger for brug af OML modellen. (Løfstrøm & Olesen, 2008, Løfstrøm, 2014). Disse er sammenfattet i tabel 4.

Tabel 4. Depositionshastigheder og udvaskningskoefficienter for forskellige stoffer og overflader. Lav vegetation er fx græs, mellem- fx buske og krat.

cm s ⁻¹	NO ₂	SO ₂	metal	Hg (p)	Hg (0)	Hg (II)
vand	0,00022	0,7	0,005	0,005	0,01	1
græs	0,041	1,1	0,05	0,05	0,1	1,5
lav	0,049					
mellem	0,058					
skov	0,069	2,1	0,1	0,1	0,2	3,5
våd (e ⁻⁴ s ⁻¹)	0	0,42	0,5	0,5	0	1,4

Mulige effekter på natur og vand kan vurderes pba. tålegrænser og / eller miljøkvalitetskrav. Til brug for en screening vil der skulle anvendes en sikkerhedsfaktor, der sikrer, at påvirkningen er minimal ift. tålegrænsen eller kun giver en minimal forandring af koncentrationer ift. kravværdier set over en længere tidsperiode.

For natur, hvor der er fastsat en tålegrænse, kan der til screening anvendes den laveste empiriske tålegrænse for kvælstof på 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og den laveste beregnede tålegrænse for forsuring på 0,8 keq ha⁻¹ år⁻¹ (Bak, 1996) svarende til hhv. 14 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og 16 kg S ha⁻¹ år⁻¹. Tålegrænserne kan anvendes sammen med en sikkerhedsfaktor som et administrativ afskæringskriterium (bagatelgrænse). Den laveste empiriske tålegrænse for N anvendes for at beskytte potentielt følsomme mosser og laver.

Forsuringsgrænsen kan anvendes for S og N, hvor der ikke er en grænse for N-eutrofiering. Summen af S- og N-depositionen i $\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ divideret med hhv. 14 og 16 må dermed ikke overskride $0,8 \text{ keq ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Det kan bemærkes, at svovldepositionen er reduceret kraftigt som følge af internationale aftaler og dermed ikke forventes at være et vidtspredt problem i dag. Der er ikke en fast tålegrænse for forsurening for akvatisk natur, fordi den største påvirkning forventes at komme fra oplandet.

En gennemgang af sagerne viser, at den laveste koncentrationsmålsætning for N i akvatisk natur ud fra en worst-case betragtning er sat til $0,5 \text{ mg l}^{-1}$, og den laveste dybde for søer er (sat til) $0,5 \text{ m}$. Dette svarer til et kvælstofindhold på $2,5 \text{ kg ha}^{-1}$.

For terrestrisk natur findes der tålegrænser for Zn på $0,07 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, Cr på $0,024 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, Ni på $0,027 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Ashmore et al., 2004)(de Vries *et al.*, 2005) og Hg på $0,0001 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Slootweg et al., 2007). Grænsen for Hg er baseret på et europæisk videnskabeligt studie og har ikke officiel status.

For ferskvand er der i sagerne anvendt et generelt miljøkvalitetskrav på $8,3 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Zn, $3,4 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Cr, $4 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Ni og $2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Sn. For Hg er der ikke et generelt miljøkvalitetskrav, men koncentrationsændringer kan sammenholdes med en maksimumkoncentration på $0,07 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$. For sediment er der anvendt sedimentkvalitetskrav, -kriterier eller PNEC-værdier på $49 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Zn, $49 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Cr, $22 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Ni og $9,3 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Hg.

For saltvand er der anvendt et generelt miljøkvalitetskrav på $8,4 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Zn, $3,4 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Cr, $8,6 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Ni og $0,2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ for Sn. For Hg er der en maksimumkoncentration på $0,07 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$. For sediment er der anvendt sedimentkvalitetskrav, -kriterier eller PNEC-værdier på $121 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Zn, $49 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Cr, $17 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Ni og $9,3 \text{ mg (kg ts)}^{-1}$ for Hg. Kravværdierne for vand og sediment er dem, der var gældende på tidspunktet for gennemførelse af gassagerne.

Der kan for metaller i vand omregnes fra de givne koncentrationer til en mængde pr. ha ved, som beskrevet ovenfor for kvælstof, konservativt at anvende en vanddybde på $0,5 \text{ m}$. For sediment er der i langt de fleste sager konservativt anvendt en dybde på 3 cm . For ferskvand er der hyppigst anvendt en densitet på 1100 kg m^{-3} og en tørstofprocent på 10, medens der, baseret på de gennemgåede sager, konservativt kan anvendes en densitet på 1300 kg m^{-3} og ts% på 30 for saltvand; svarende til en sedimentmasse på hhv. $33.000 \text{ kg ha}^{-1}$ for ferskvand og $117.000 \text{ kg ha}^{-1}$ for saltvand.

Ud over størrelsen af emissionen af de enkelte stoffer vil den mulige effekt på berørte områder afhænge af stoffets depositions-hastighed (tør deposition) og udvaskningskoefficient (våd deposition) og områdets tålegrænse for de enkelte stoffer. Med udgangspunkt i forholdet mellem koncentrationer af de enkelte stoffer i røggassen kan det undersøges, hvilket stof der vil være mest kritisk. Hvis kravene til dette stof overholdes, vil det ikke være nødvendigt at foretage en separat beregning for de andre stoffer.

Tabel 5 sammenligner stoffernes relative betydning ved påvirkning af terrestrisk natur ved at sammenholde den relative belastning som følge af forskelle i emissioner normeret ift. N (C), depositions-hastigheder (depv) og udvaskningskoefficienter (udk) med tålegrænser (CL) for de forskellige stoffer. For at lette sammenligningen er der normeret ift. N. For vådafsætning dog ift. S.

Tabel 5. Sammenligning af stoffernes relative betydning for belastning af terrestrisk natur som følge af forskelle i emissioner, depositions hastigheder (depv), udvaskningskoefficienter (udk) og tålegrænser (CL) for de forskellige stoffer. For at lette sammenligningen er der normeret ift. N. For vådafsætning dog ift. S.

	C	depv	C*depv	CL	C*depv/CL	udk	C*udk/CL
	Norm N	cm s ⁻¹	norm N	kg ha ⁻¹ år ⁻¹	norm N		norm S
N	1	0,069	1	5	1	0	
S	1,53	2,1	46,44	12,8	18,1	0,42	1
Zn	4,61E-05	0,1	6,67E-05	0,07	0,0048	0,5	0,007
Cr	1,54E-05	0,1	2,22E-05	0,024	0,0046	0,5	0,006
Ni	1,54E-05	0,1	2,22E-05	0,027	0,0041	0,5	0,006
Hg	1,53E-06	3,5	7,77E-05	0,0001	3,88	1,4	0,428

Som det fremgår, er svovl mest grænsesættende efterfulgt af kviksølv og kvælstof. Det skal dog bemærkes, at gennemgangen af sager viste, at det typiske S-indhold i de anvendte brændsler var meget mindre end 0,1 %. Det betyder, at hvor det faktiske indhold er kendt og kan garanteres fremover, kan det faktiske indhold bruges i vurderingen. For kviksølv skal det bemærkes, at den anvendte tålegrænse stammer fra Slootweg et al. (2007), og ikke er en officiel anbefaling fra UNECE, Luftkonventionen.

En tilsvarende sammenstilling kan foretages for vand, hvor den relative belastning kan sammenstilles med kravværdier for hhv. vand og sediment. For kviksølv er der dog anvendt maksimumkoncentrationen på 0,07 µg l⁻¹. En sådan sammenstilling er vist i tabel 5 for tøradsætning. Som det fremgår, er det med stor margin kviksølv, der vil være grænsesættende. Der er her for en worst-case betragtning antaget, at hele Hg-emissionen sker på gasform (Hg II). En speciering af emissionen, som der er foretaget i en del sager, vil ikke ændre dette billede, idet forskellen til N, der er næstmest kritisk, er en faktor 49.

Tabel 6. Sammenligning af stoffernes relative betydning for belastning af fersk- og saltvand som følge af forskelle i emissioner, depositions hastigheder (depv) og kravværdier (krav) for de forskellige stoffer; for Hg dog maks koncentrationen. For at lette sammenligningen er der normeret ift. N i vand og Zn i sediment. Der er anvendt en sedimenttykkelse på 3 cm.

a)→fersk	vand		sediment			
	C	depv	krav	C*depv/krav	krav	C*depv/krav
	Norm N	cm s ⁻¹	µg l ⁻¹	norm N	mg (kg ts) ⁻¹	norm Zn
N	1	0,00022	500	1		
Zn	4,61E-05	0,005	8,3	0,0631	49	1
Cr	1,54E-05	0,005	3,4	0,0513	49	0,33
Ni	1,54E-05	0,005	4	0,0436	22	0,74
Sn	1,54E-05	0,005	2	0,0872		
Hg	1,53E-06	1	0,07	49,7	9,3	35,0
b)→salt	vand		sediment			
	C	depv	krav	C*depv/krav	krav	C*depv/krav
	Norm N	cm s ⁻¹	µg l ⁻¹	norm N	mg (kg ts) ⁻¹	norm Zn
N	1	0,00022	500	1		
Zn	4,61E-05	0,005	8,4	0,0623	121	1
Cr	1,54E-05	0,005	3,4	0,0513	49	0,82
Ni	1,54E-05	0,005	8,6	0,0203	16,8	2,40
Sn	1,54E-05	0,005	0,2	0,8722		
Hg	1,53E-06	1	0,07	49,7	9,3	86,5

Det er i de gennemgåede sager konservativt antaget, at alt deponeret stof ender i vand, hhv. sediment, hvilket naturligvis ikke kan være rigtigt på samme tid, men er udtryk for en worst-case betragtning. Beregnede masser af stoffer i vand og sediment er sammenstillet i tabel 6 ved en koncentration svarende til kravværdien. N er medtaget ved anvendelse af den laveste koncentrationsmålsætning for søer i de gennemgåede sager. Der er anvendt en vanddybde på 0,5 m og en sedimenttykkelse på 3 cm, hvilket som tidligere beskrevet giver en masse af sediment på hhv. 33.000 kg ha⁻¹ fersk sediment og 117.000 kg ha⁻¹ salt sediment.

Hvis der anvendes et kriterie på en maksimal forøgelse af koncentrationerne på fx 1 % over en årrække, bliver kravene forholdsvis restriktive sammenlignet med tålegrænser for terrestrisk natur. Dette kan fx illustreres af den beregnede pulje af N i vand på 2,5 kg N ha⁻¹, jf. ovenstående, der kan sammenlignes med tålegrænser for ferskvandssøer, hvor den laveste værdi aktuelt er 2 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Bobbink, Loran and Tomassen, 2022). Sammenstillingen viser, at hvis der anvendes en antagelse om, at stoffet akkumuleres i hhv. vand og sediment, og der ikke sker en udskiftning af vand, så vil akkumuleringen i vand for Zn, Cr, Ni og Hg være grænsesættende pga. lavere puljer.

Specielt for Hg i vand er denne metode til grænsesætning meget restriktiv, fordi der kan forventes forholdsvis hurtigt at indstille sig en ligevægt mellem deposition, re-emission, Hg i vand og Hg i sediment. Der findes modeller, der kan beregne denne ligevægt (Brown *et al.*, 2007), og der vil kunne udarbejdes en mere detaljeret screeningsmetode for Hg i vand.

Tabel 7. Beregnede puljer af stoffer i vand og sediment ved koncentrationer svarende til kravværdierne, for Hg dog makskoncentration og for N en koncentrationsmålsætning på 0,5 mg l⁻¹. Der er anvendt en vanddybde på 0,5 m og en masse af sediment på hhv. 33.000 og 117.000 kg ha⁻¹ fersk- og salt sediment.

kg ha ⁻¹	vand	fersk sediment	salt sediment
N	2,5		
Zn	0,0415	1,617	14,157
Cr	0,017	1,617	5,733
Ni	0,02	0,726	1,966
Sn	0,01		
Hg	0,00035	0,3069	1,088

På grund af de relativt store forskelle mellem puljer- og kravværdier for vand og sediment vil det være indholdet i vand, der vil være grænsesættende og det grænsesættende stof er Hg. Fordi der ikke findes et generelt miljøkvalitetskrav for vand for kviksølv, er makskoncentrationen anvendt i sammenstillingerne. Den meget lille pulje af Hg i vand ved makskoncentrationen understreger, at Hg i vand vil være grænsesættende. Der er i mange af de gennemgåede sager anvendt en bagatelgrænse for deposition af Hg på 1 % af en baggrundsdeposition på 0.000057 kg ha⁻¹ år⁻¹ ¹⁰.

¹⁰ DHI, 2020, Kvantificering af tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer fra diffuse kilder til vandmiljøet. <https://mst.dk/media/210807/rapport-mfs-fra-diffuse-kilder.pdf>, baseret på svenske data.

5 Afsætnings- og koncentrationskurver

Som beskrevet tidligere afhænger formen af røgfanen og dermed koncentrationer og afsætning på afstand af skorstenen af skorstenshøjden, temperaturen og hastigheden af røgen, der forlader skorstenen. Der er foretaget en række beregninger med sprednings- og afsætningsmodellen OML Multi 7.0, der anvendes til godkendelser¹¹, både til illustration af disse faktorer og til brug ved screening. Der er anvendt standardfilen med 10 års vejrdato fra Aalborg, en receptørhøjde på 1,5 m, ruhedslængde på 0,3 m og fladt terræn. Modellen beregner todimensionale koncentrations- og depositions-felter samt 99 percentil-værdier for koncentrationer. Til brug i denne sammenhæng er det valgt at bruge de beregnede afsætninger som afsætningskurver ved at anvende koncentrationer eller depositioner for den vindretning med maksimal koncentration eller deposition.

I modellen afhænger koncentrationer og depositioner lineært af emissioner, depositions-hastigheder udvaskningskoefficienter. Der foregår ikke kemisk omdannelse i røgfanen, og koncentrationerne fortyndes ikke ved deposition. Dette betyder, at de beregnede koncentrationer og depositioner er ret konservative og dermed egnede til screening.

Til illustration af betydningen af skorstenshøjden samt hastighed- og temperatur af røggassen er der beregnet en række scenarier med udgangspunkt i spændet af værdier (5 til 95 percentil) fundet i de gennemgåede sager (afsnit 2.1). Hastigheden af røggassen er en funktion af mængden af røggas, skorstens indre diameter og temperaturen af røggassen. I de opstillede scenarier er mængden af røggas divideret med skorstendiameter, medens der er opstillet separate scenarier for temperaturen af røggassen.

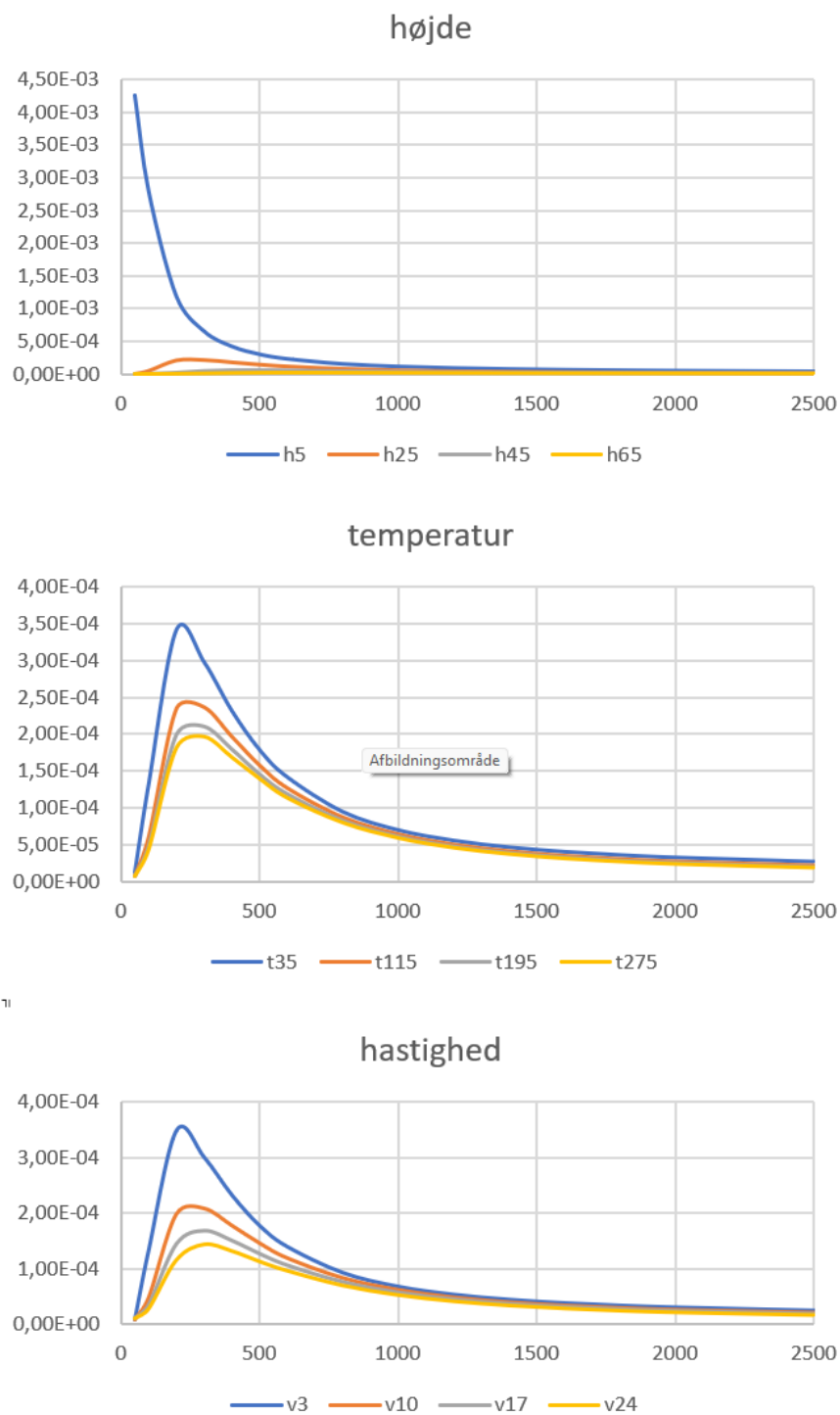
Til illustration af betydningen af skorstenshøjde, røggashastighed og temperatur er der opstillet scenarier med en median skorstenshøjde på 25 m, røggastemperatur på 150 °C og røggashastighed uden temperatureffekt på 8,57 m s⁻¹. Der er beregnet scenarier for skorstenshøjder på hhv. 6, 25, 45 og 65 m, temperaturer på hhv. 35, 115, 195 og 275 °C og hastigheder på hhv. 3, 10, 17 og 24 m s⁻¹. Disse er illustreret på figur 3. Beregningen viser tørdeposition af NO_x til græs baseret på en emission på 10 mg s⁻¹. Våddeposition er vist på figur 4. Her for SO₂, fordi vådafsætningen af NO_x er 0. Der er også her anvendt en emission på 10 mg s⁻¹.

Som det fremgår, er betydningen af skorstenshøjde betydelig, medens betydningen af røggastemperatur og -hastighed for den maksimale afsætning er af størrelsesorden en faktor 2 til 4.

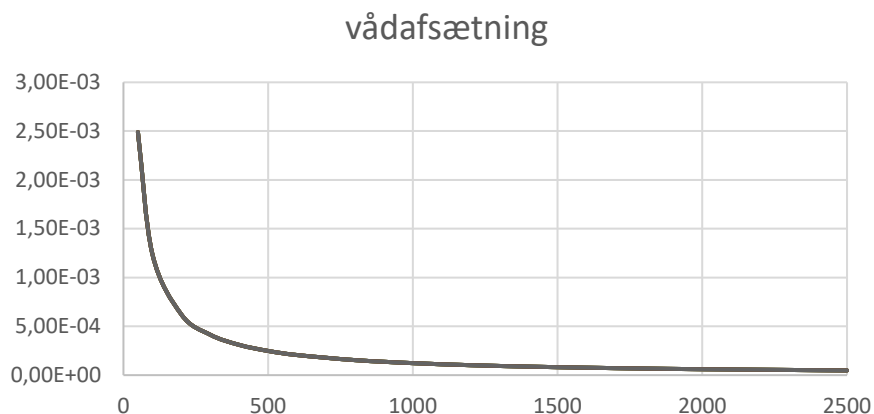
Som beskrevet i afsnit 2.1 har kurverne en lignende form, hvor koncentrationer og deposition generelt vil være lav tæt på skorstenen, derefter stige, og på større afstand falde med stigende afstand, fordi det emitterede stof blandes op i et voksende tredimensionelt luftvolumen. For meget lave kilder (< 10 m) gælder dog, at afsætningen er stor tæt på udslippet.

¹¹ UDKAST til Vejledning om begrænsning af luftforurening fra virksomheder – Luftvejledningen. Miljøstyrelsen

Figur 3. Beregnet tøraftsætning af NO_x ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) til græs på en afstand op til 2500 m fra en kilde for forskellige skorstenshøjder (h), temperaturer (t)- og hastigheder (v) af røggas og en NO_x -emission på 10 mg s^{-1} .



Figur 4. Beregnet tørafsætning af SO₂ (kg ha⁻¹ år⁻¹) på en afstand op til 2500 m fra en kilde baseret på en emission på 10 mg s⁻¹.



Til brug for screening er der beregnet en række scenarier, der er kombinationer af tre forskellige skorstenshøjder (6, 25 og 80 m), temperaturer af røggas (35, 150 og 270 °C) og hastigheder af røggas (2,6, 8,57 og 27,75 m s⁻¹). Der er foretaget beregning for 99-fraktil for immission, tørdeposition og våddeposition, hvor der er anvendt en depositions hastighed på 0,041 cm s⁻¹ for tørdeposition, en udvaskningskoefficient på 0,42 e⁻⁴ s⁻¹ for våddeposition, en årlig nedbør på 759 mm og en emission på 10 mg s⁻¹ (Løfstrøm, 2014).

Bygningshøjden kan have væsentlig betydning på koncentrationer og afsætning tæt på kilden, specielt hvis skorstenen ikke er meget højere end bygningen. OML-modellen kan inddrage effekten af bygninger i beregningerne. Der er her anvendt en bygningshøjde på 20 m for en 80 m skorsten, 15 m for en 25 m skorsten og 3 m for en 6 m skorsten.

6 Metode

6.1 Data

Emissioner: Der er som minimum brug for data for de emissionskilder / skorstene, hvor emissionen forventes at skifte som følge af brændselsomlægning. Dette gælder placering, højde- og indre diameter af skorsten, anvendt mængde brændstof / år samt temperatur af røggas.

Ejendom: Minimum afstand fra skorsten til skel til vurdering af immission.

Natur: Minimum afstand fra de enkelte skorstene til de enkelte arealer med beskyttet natur, skov, ferskvand og saltvand, der måtte findes indenfor en radius af 2,5 km fra hver skorsten.

6.2 Emission

NO_x emissionen (mg s⁻¹) beregnes (jf. afsnit 4.2) som $12,05 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (røggas / kg olie) * 180 mg m^{-3} (emissionsgrænse for NO_x) * kg olie pr. time / 3600.

SO₂ emissionen kan (jf. afsnit 4.3) findes som $0,926 * \text{NO}_x$ emissionen.

Hg emissionen kan (jf. afsnit 4.3) findes som $4,66\text{E-}07 * \text{NO}_x$ emissionen.

6.3 Immission

Den største månedlige 99%-fraktil for immission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Kan findes af graferne i bilag 1, b1, b2 og b3, der dækker forskellige kombinationer af skorstenshøjde, røggashastighed og temperatur. Kurven aflæses for minimum afstand fra skorsten til skel for de enkelte skorstene. Værdierne summeres. Det må anses som en worst-case betragtning at bruge minimumafstanden for hver skorsten. B-værdier skal være overholdt for den samlede emission fra en virksomhed. Kurverne starter ved 50 m fordi det anses for usikkert at anvende koncentrationskurver ved mindre afstand, bl.a. pga. mulig indflydelse fra bygninger.

Hvis koncentrationerne i røggas følger fordelingen i tabel 3, vil NO_x være grænsesættende. For udledninger, hvor dette ikke er tilfældet, kan det være nødvendigt at tjekke for andre stoffer. Den fundne immission er baseret på en emission på 10 mg s^{-1} . Immissionen ganges derfor med den fundne emission af det testede stof (mg s^{-1}) og divideres med 10 mg s^{-1} . Det tjekkes, om den relevante grænse overholdes (for NO_x $0,125 \text{ mg m}^{-3}$ / $125 \mu\text{g m}^{-3}$).

6.4 Deposition

Som beskrevet i afsnit 2.2 vil det med de givne antagelser være Hg i vand, der vil være grænsesættende for vand og sediment. For terrestrisk natur kan N eller S være grænsesættende afhængigt af forholdet mellem tør- og vådafsætning. Hvis grænserne for det grænsesættende stof overholdes, forventes grænserne for øvrige stoffer også overholdt.

Tørdepositionen fra emissioner for de enkelte skorstene til områder med natur, skov og vand aflæses af den kurve i bilag 1, b4, b5 og b6, der bedst dækker forskellige kombinationer af skorstenshøjde, røggashastighed og temperatur.

Våddepositionen aflæses på samme måde fra kurverne i bilag 1, b7, b8 og b9. Der anvendes afstanden fra skorstenen til kanten af naturområdet. Hvis der ikke findes natur eller skov indenfor 2,5 km laves der en aflæsning for et fiktivt område med denne afstand (enden af kurverne). Der startes med at anvende kurven for skorstenshøjden lavere end den aktuelle. Hvis dette viser et muligt problem, kan der foretages en interpolation mellem to skorstenshøjder.

Tørdepositionen er beregnet med en depositions hastighed på $0,041 \text{ cm s}^{-1}$ (svarende til NO_2 deposition på græs, jf. tabel 4). Valget er for så vidt arbitrært, idet afsætningen for andre stoffer og overflader i alle tilfælde vil skulle findes ved forholdstalsregning. Der er anvendt en emission på 10 mg s^{-1} for at få størst mulig præcision ved aflæsning fra de gengivne kurver.

For NO_2 skal afsætningen ganges med 0,0054 for vand, 1,195 for lav vegetation og 1,68 for skov. For S skal den fundne deposition ganges med 17,1 for vand, 26,8 for lav vegetation og 51,2 for skov. For Hg skal der tilsvarende ganges med 24,4 for vand, 36,6 for lav vegetation og 85,4 for skov.

Den anvendte udvaskningskoefficient passer for SO_2 , men for kviksølv skal våddepositionen ganges med 3,3. For N sættes våddepositionen til 0.

Depositionen summeres for hvert område. Den fundne deposition er baseret på en emission på 10 mg s^{-1} . Depositionen ganges derfor med emissionen af det relevante stof (NO_x , S eller Hg (mg s^{-1})) og divideres med 10 mg s^{-1} .

N-depositionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) kan findes ved at gange med 0,304 ($14 / (14+16+16)$), forholdet mellem molmasserne. S-depositionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) kan findes ved at gange med 0,5 ($32 / (32+16+16)$). Hg-depositionen skal ikke skales, da emissionen er Hg.

For terrestrisk natur kan N-depositionen sammenholdes med en tålegrænse for kvælstof på $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Summen af S- og N-depositionen kan sammenholdes med en tålegrænse på $0,8 \text{ keq ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for forsuring, idet S-depositionen divideres med 32 og N-depositionen divideres med 14 for at konvertere fra kg til keq. Der skal i alle tilfælde anvendes en sikkerhedsfaktor på fx 100.

For vand kan Hg-depositionen sammenholdes med en baggrundsdeposition af kviksølv på $0,000057 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ¹², hvor den acceptable ekstra belastning fx kan være 1 % heraf. Alternativt kan belastningen sammenholdes med en pulje på $0,00035 \text{ kg ha}^{-1}$, hvor der kun accepteres en årlig tilførsel på 1 % heraf. Dette vil være i tråd med massebalancebaserede tålegrænser, men mere konservativt end disse, idet der ikke regnes med fraførsler.

¹² DHI, 2020, Kvantificering af tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer fra diffuse kilder til vandmiljøet. <https://mst.dk/media/210807/rapport-mfs-fra-diffuse-kilder.pdf>, baseret på svenske data.

Eksempel

Emission: $76 \text{ mg N s}^{-1} = 250 \text{ mg NO}_2 \text{ s}^{-1}$. $(76 * (14+16+16) / 14)$

Skorstenshøjde: 11,25 m

Skorsten, indre diameter: 0,25 m

Flow: $0,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Temperatur: 100°C

Hastighed: $7,36 \text{ m s}^{-1}$

Afstand fra kilde til skel: 40 m

Afstand fra kilde til nærmeste naturområde: 500 m

Afstand fra kilde til nærmeste vandområde: 730 m

Immission

Aflæst af kurve B.3, 6 ($6 \text{ m}/35^\circ\text{C}$ $8,57 \text{ m s}^{-1}$) til $13,6 \mu\text{g m}^{-3}$

Den faktiske immission vil være $340 \mu\text{g NO}_2 \text{ m}^{-3}$, hvilket overskrider B-værdien for NO_x på $125 \mu\text{g m}^{-3}$. Da afstanden på 40 m desuden er mindre end mindste afstand på kurven på 50 m må der foretages en mere detaljeret beregning.

Deposition, natur

Natur, tøraftsætning, aflæst af B.6, 6: $0,005 \text{ kg NO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Natur, vådafsætning, aflæst af B.9, 6: $0,0003 \text{ kg SO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Vand, tøraftsætning, aflæst af B.6, 6: $0,003 \text{ kg NO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Vand, vådafsætning, aflæst af B.9, 6: $0,0002 \text{ kg SO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

N-belastning til natur beregnet for lav vegetation:

Skalering, lav vegetation: 1,195

Skalering, emission: 25 ($250 / 10$)

Skalering, N: 0,304 ($14 / (14+16+16)$)

N-dep, tør = $0,045 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0,005 * 1,195 * 25 * 0,304$)

N-dep, våd = 0;

S-belastning til natur beregnet for lav vegetation:

SO_2 -emission: $231,5 \text{ mg s}^{-1}$ ($0,926 * \text{NO}_x\text{-emission}$)

Skalering, tøraftsætning, lav vegetation: 26,8

Skalering, emission: 23,2 ($231,5 / 10$)

Skalering, S: 0,5 ($32 / (32+16+16)$)

S-dep, tør = $1,55 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0,005 * 26,8 * 23,2 * 0,5$)

S-dep, våd = $0,0035 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0,0003 * 23,2 * 0,5$)

Afskæringsgrænser, natur

Den samlede N-belastning er worst-case $0,07 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Dette er klart under laveste tålegrænse på $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, men ikke med en faktor 100.

For forsuring anvendes en tålegrænse på $0,8 \text{ keq ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Forsuringsbelastningen er $0,054 \text{ keq ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0,07/14 + (1,55 + 0,0035)/32$), hvilket er under tålegrænsen, men ikke en faktor 100. Det vil her være afgørende, om området er forsøringsfølsomt.

Deposition, vand

Hg-belastning til vand:

Hg-emission: $0,0001165 \text{ mg s}^{-1}$ ($4,66\text{E-}07 * \text{NO}_x\text{-emission}$)

Skalering, tøraftsætning, vand: 24,4

Skalering, vådafsætning: 3,3

Skalering, Hg, tør: 4,36 ($32 / (32+16+16)$)

Skalering, emission: $0,00001165$ ($0,0001165 / 10$)

Hg-dep, tør = $8,528 \cdot 10^{-7} \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0,003 \cdot 24,4 \cdot 0,00001165$)
Hg-dep, våd = $7,689 \cdot 10^{-9} \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0,0002 \cdot 3,3 \cdot 0,00001165$)

Afskæringsgrænser, vand

Der sammenlignes med en baggrundsbelastning på $0,000057 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$
Den samlede belastning er $8,604 \cdot 10^{-7} \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket er en faktor 66 under baggrundsbelastningen.

Samlet

Samlet set vil der for den viste sag skulle foretages en mere konkret vurdering, der formentlig vil munde ud i, at projektet kan tillades. Eksemplet viser, at anvendelsen af worst-case betragtninger sammen med en sikkerhedsfaktor på 100 kan sætte en ret stram grænse. I det viste tilfælde ville anvendelse af den opgivne skorstenshøjde på 11,25 m formentlig bringe koncentrationer og afsætninger under 1 % af afskæringsgrænserne, undtagen for svovl. Det vil her være afgørende, om området er forsuringsfølsomt.

7 Referencer

Ashmore, M, et al., 2004, Further development of an effects (critical loads) based approach for cadmium, copper, lead and zinc, Final Report for Defra, November 2004

Bak, J., Jensen, J. og Larsen, M.M., 2017, Manual for vurdering af effekter af deposition af forurenende stoffer fra virksomheder på Natura 2000-områder, Miljøstyrelsen, intern rapport, april 2017.

Bak, J. (1996) Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Faglig Rapport fra DMU, nr. 159.

Bobbink, R., Loran, C. and Tomassen, H. (2022) 'Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe', p. 358.

Brown, S. et al. (2007) 'Calibration and evaluation of a mercury model for a western stream and constructed wetland', *Water, Air, and Soil Pollution*, 182(1-4), pp. 275-290. doi: 10.1007/s11270-007-9338-8.

De Vries, W., G. Schütze, S. Lofts, E. Tipping, M. Meili, P.F.A.M. Römkens and J.E. Groenenberg, 2005. Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. Wageningen, Alterra, Alterra-report 1104

Hicks, W.K., Whitfield, C.P., Bealey, W.J. and Sutton, M.A. (eds.), 2011, Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science & practice in determining environmental impacts. COST729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings, published by COST. Available at: <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>

Løfstrøm, P. (2014) 'Anbefaling af metoder til estimering af tør- og våddeposition af gasser og partikler i relation til VVM', Notat DCE. https://envs.au.dk/fileadmin/Resources/ENVS/Luft/OML/Notat_DCE_28.jan.2014.pdf

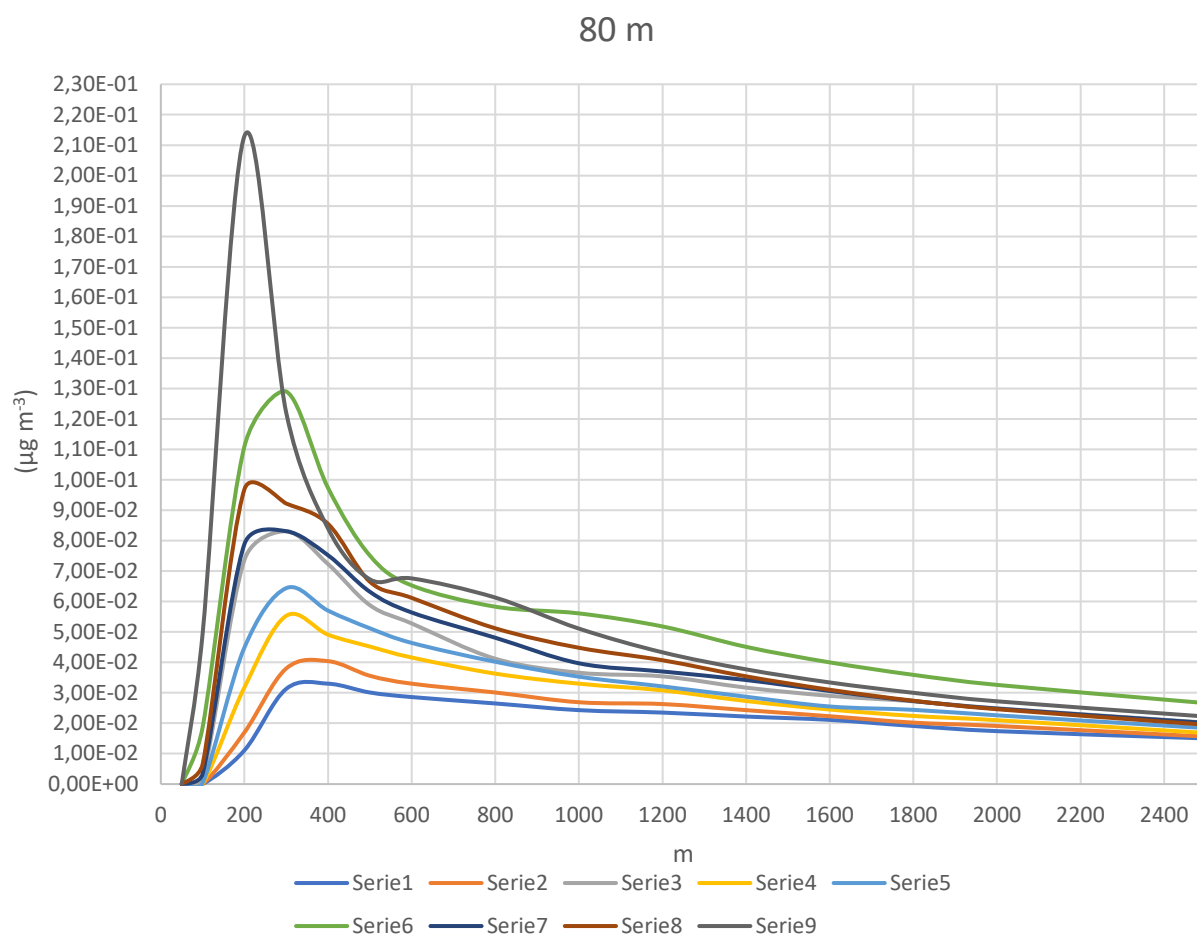
Løfstrøm, P. & Olesen, H.R. 2008: OML-beregninger på basis af 10 års meteorologi i relation til Luftvejledningen. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 35 s.- Faglig rapport fra DMU nr. 697. <http://www.dmu.dk/FR697.pdf>.

Slootweg, J. et al. (2007) 'European critical loads of cadmium, lead and mercury and their exceedances', *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 7(1-3), pp. 371-377. doi: 10.1007/s11267-006-9092-8.

8 Bilag 1

B1. Immission

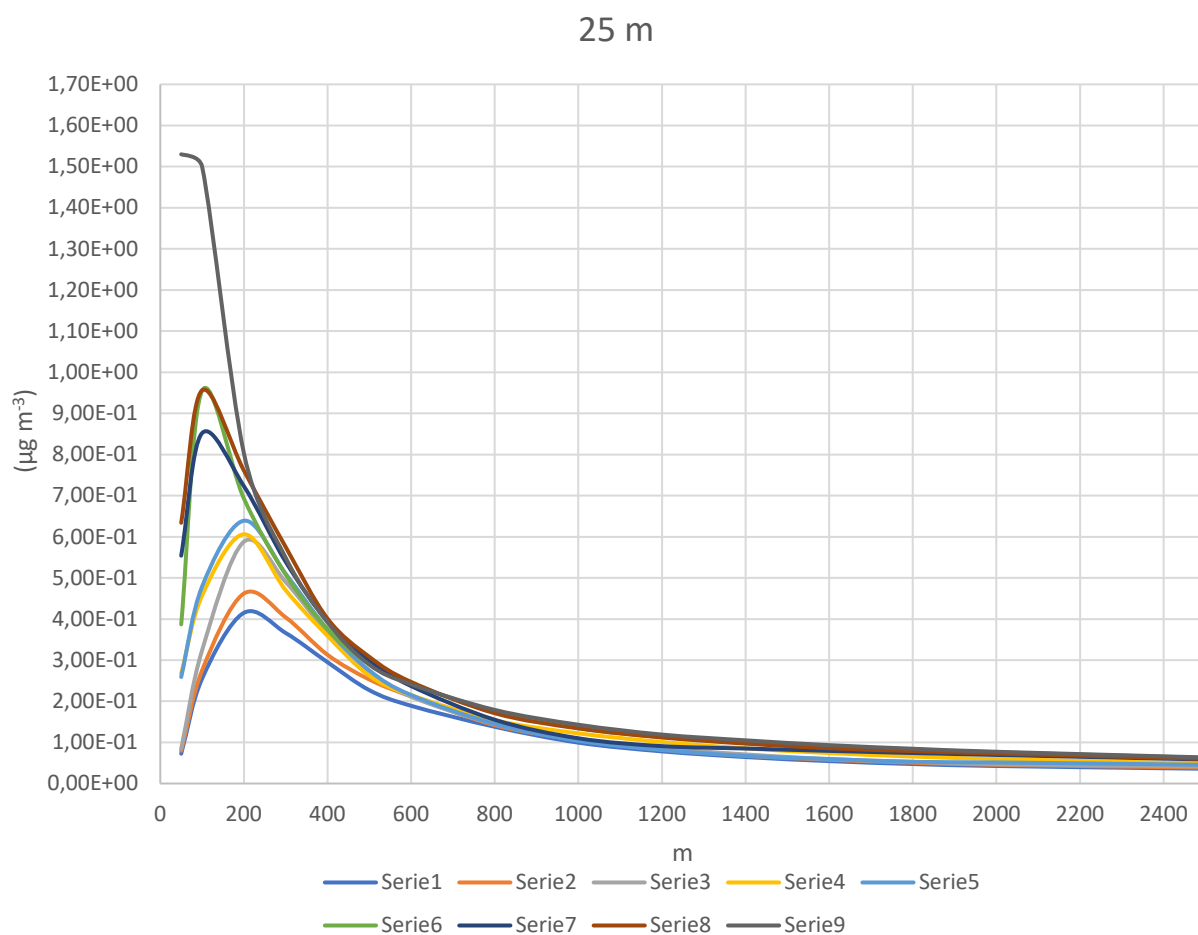
series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	80	80	80	80	80	80	80	80	80
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60



Kurverne er baseret på en emission af NO_2 på 10 mg s^{-1}

B2. Immission

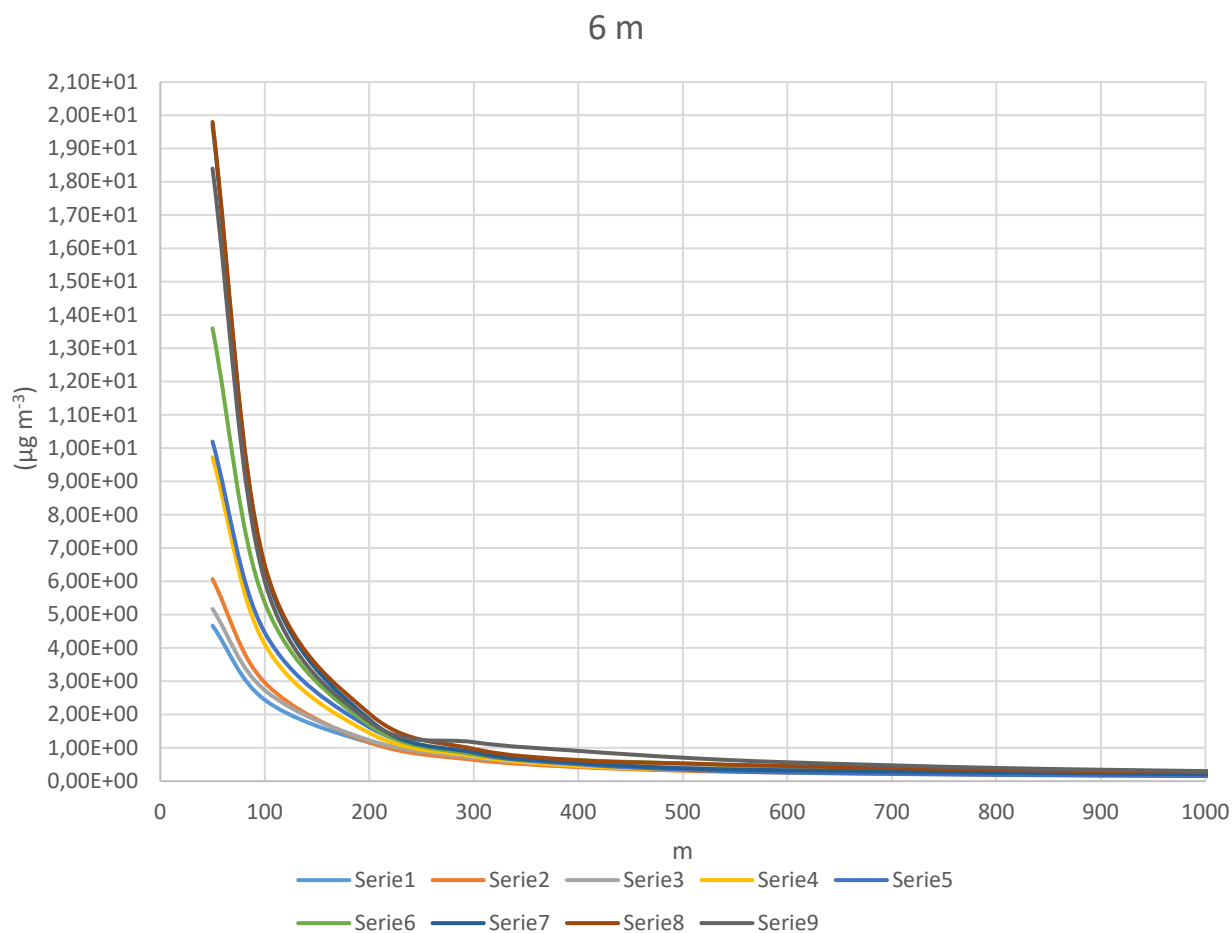
series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	25	25	25	25	25	25	25	25	25
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60



Kurverne er baseret på en emission af NO₂ på 10 mg s⁻¹

B3. Immission

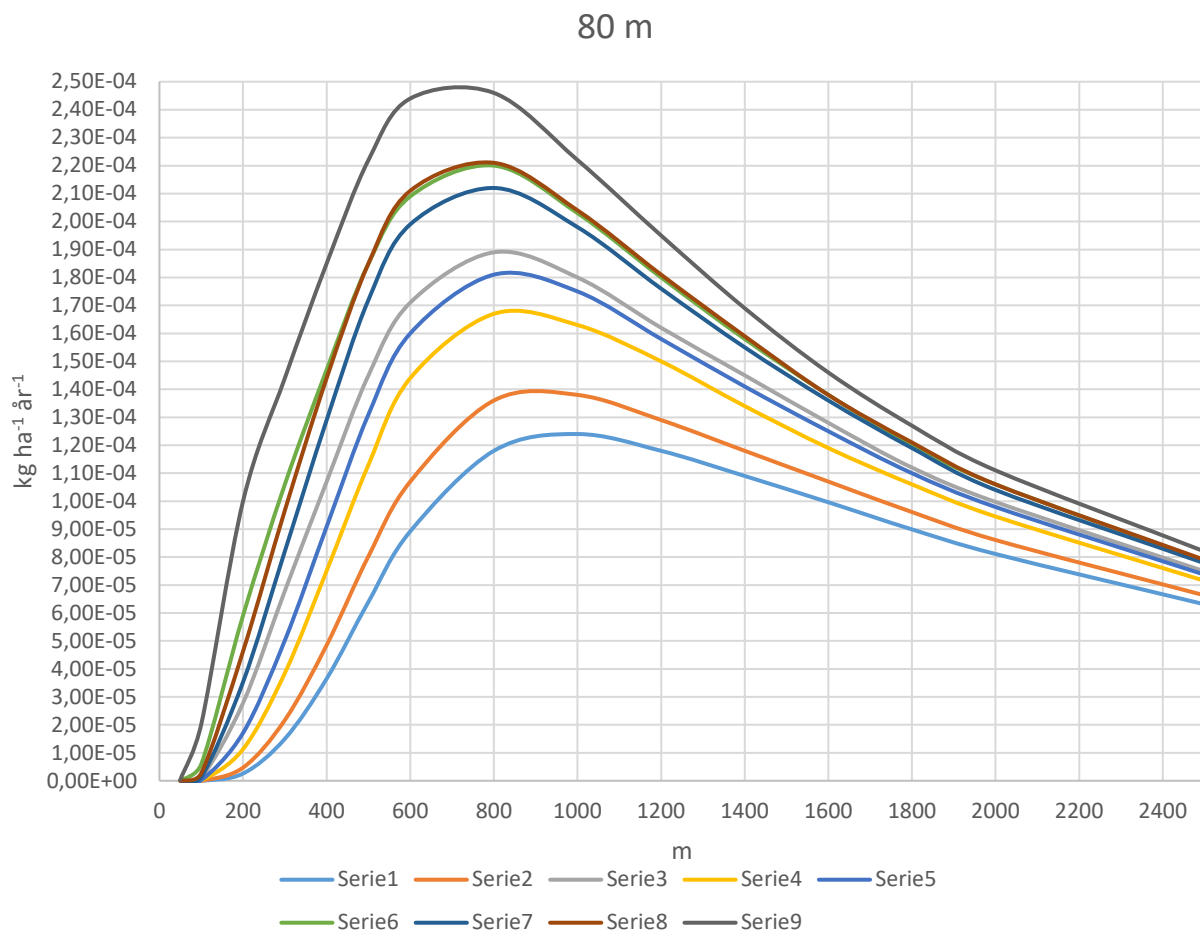
series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	6	6	6	6	6	6	6	6	6
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60



Kurverne er baseret på en emission af NO₂ på 10 mg s⁻¹

B4. Tørdeposition

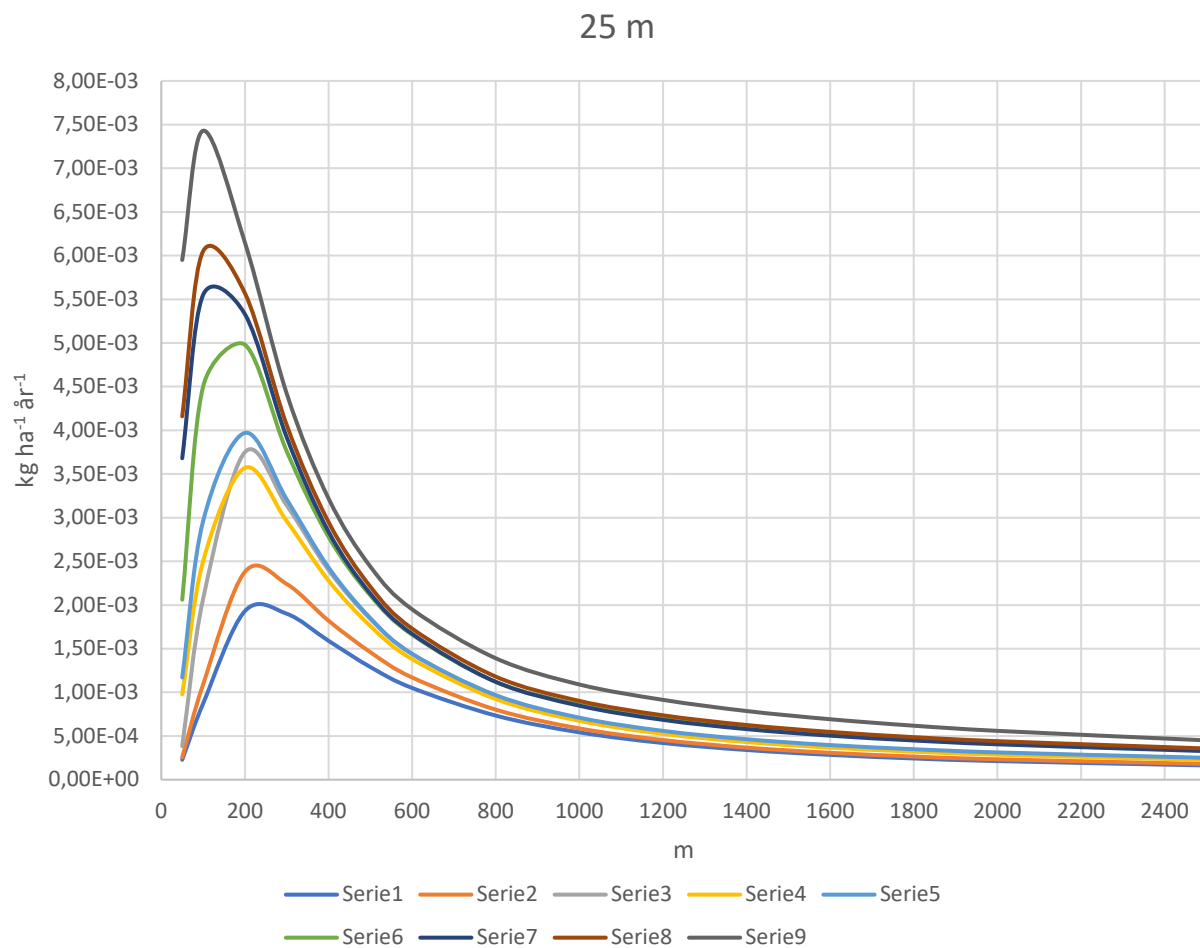
series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	80	80	80	80	80	80	80	80	80
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60



Kurverne er baseret på en emission af NO₂ på 10 mg s⁻¹ og afsætning på græs

B5. Tørdeposition

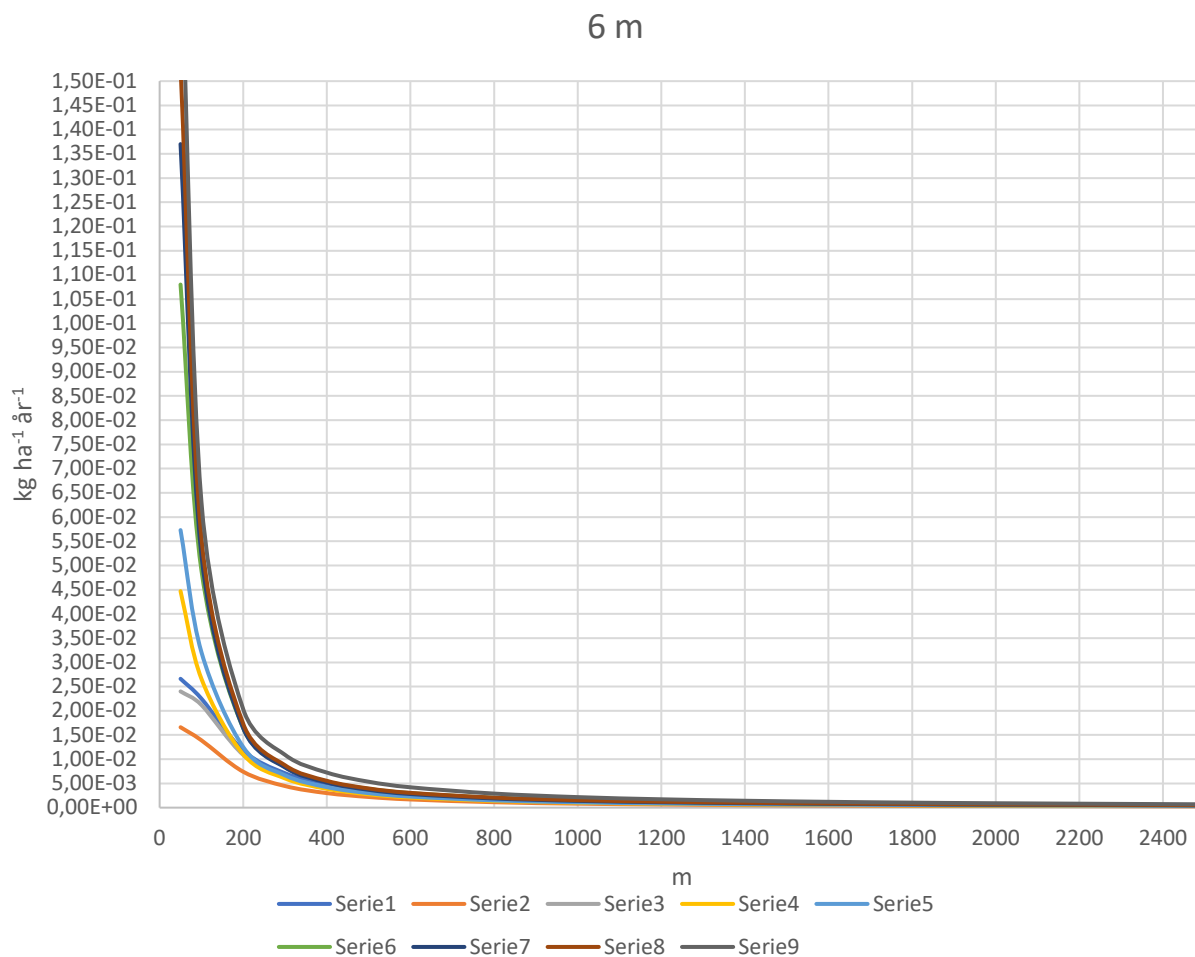
series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	25	25	25	25	25	25	25	25	25
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60



Kurverne er baseret på en emission af NO₂ på 10 mg s⁻¹ og afsætning på græs

B6. Tørdeposition

series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	6	6	6	6	6	6	6	6	6
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60

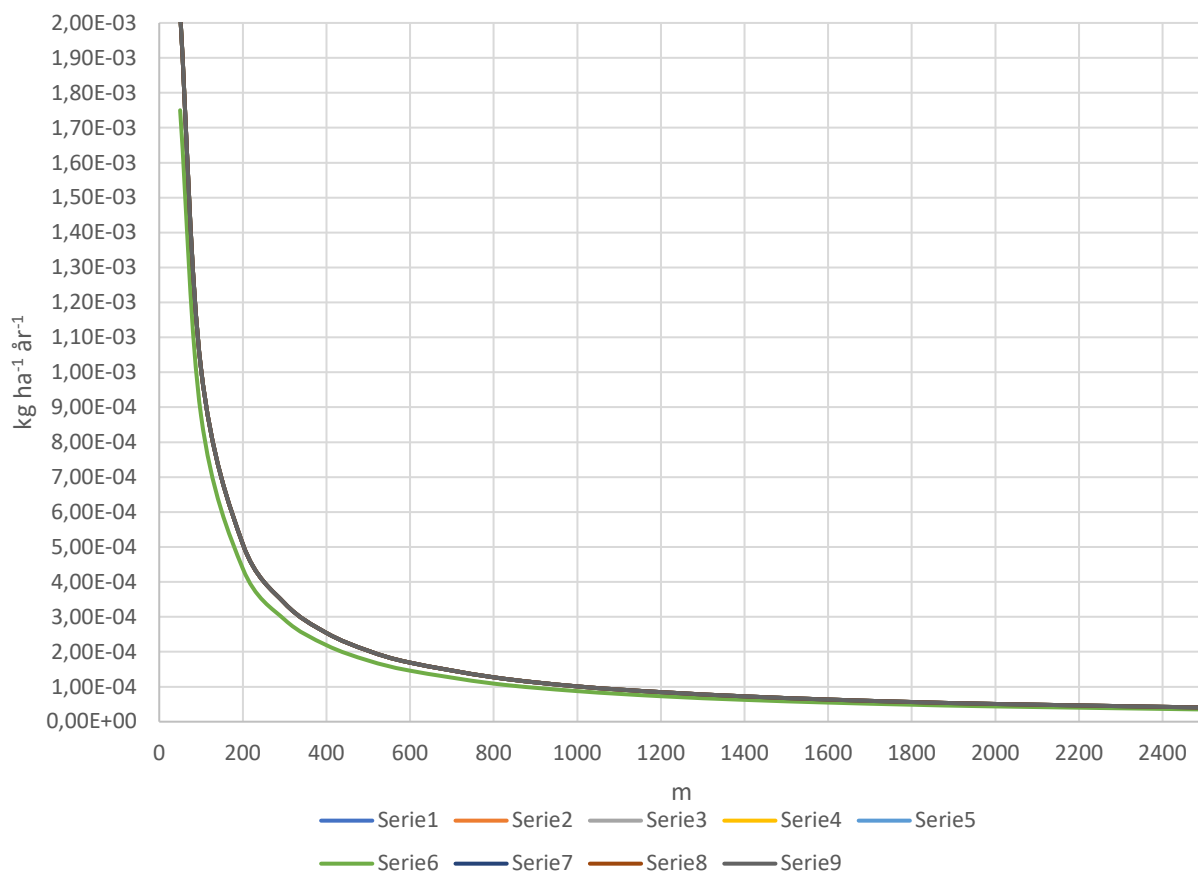


Kurverne er baseret på en emission af NO₂ på 10 mg s⁻¹ og afsætning på græs

B7. Våddeposition

series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	80	80	80	80	80	80	80	80	80
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60

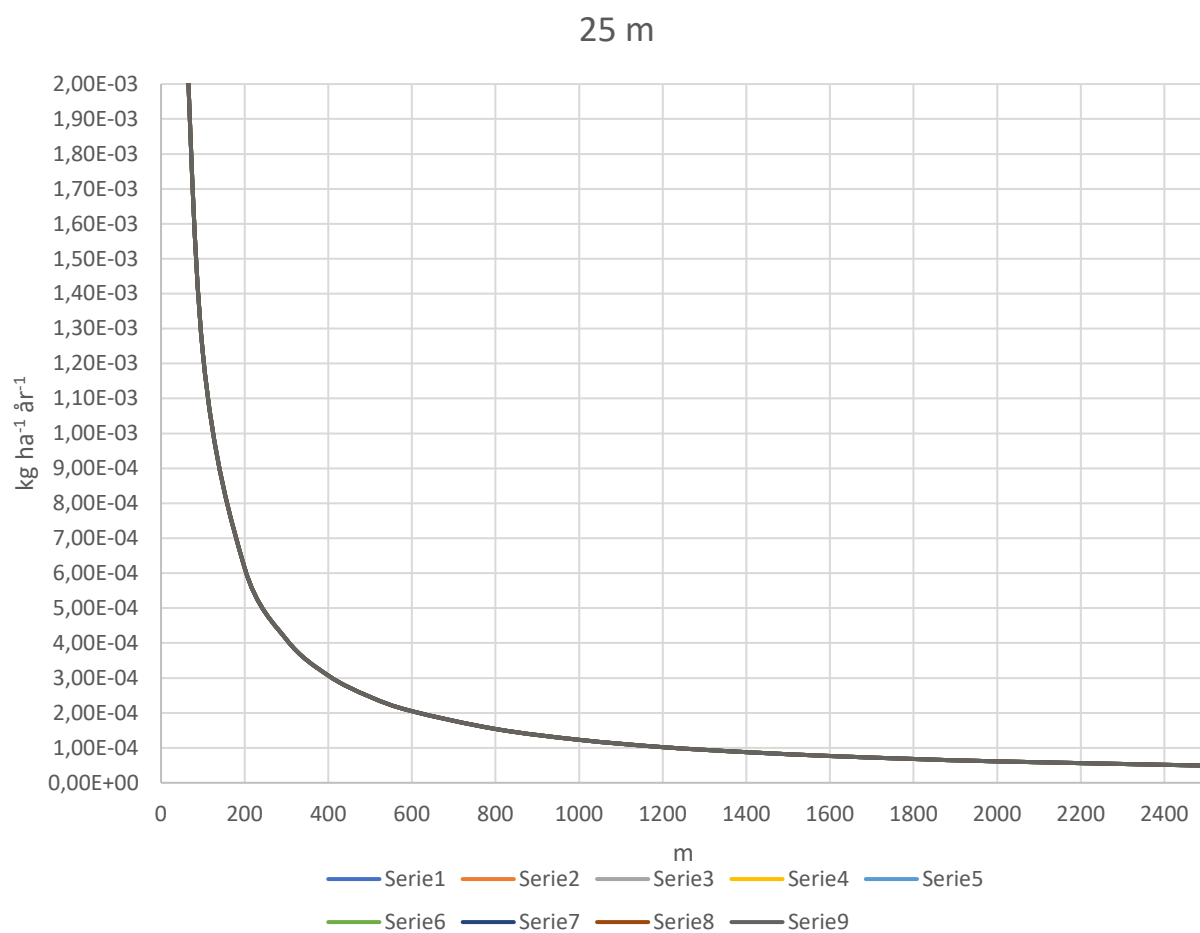
80 m



Kurverne er baseret på en emission af SO₂ på 10 mg s⁻¹

B8. Våddeposition

series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	25	25	25	25	25	25	25	25	25
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60

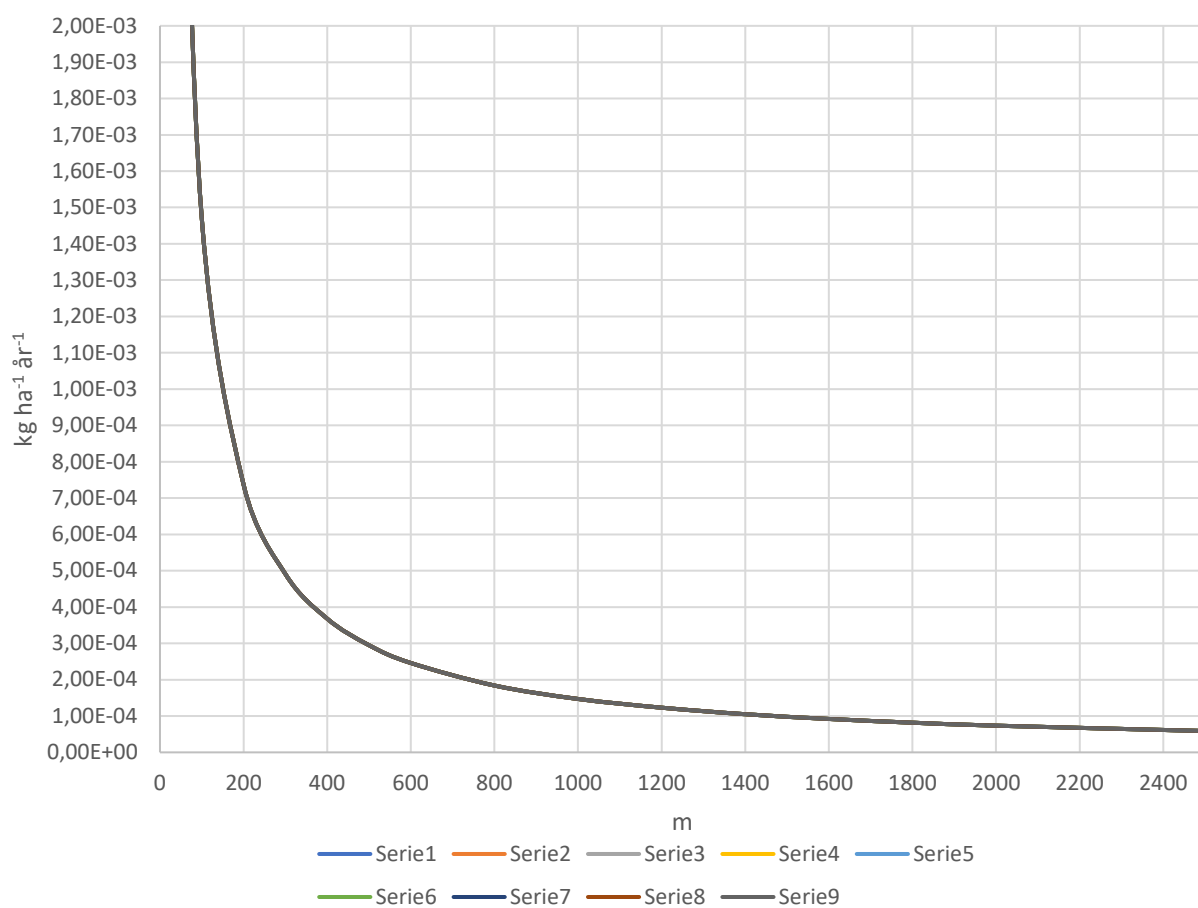


Kurverne er baseret på en emission af SO₂ på 10 mg s⁻¹

B9. Våddeposition

series	1	2	3	4	5	6	7	8	9
højde	6	6	6	6	6	6	6	6	6
temperatur	270	150	35	270	150	35	270	150	35
hastighed	23.75	23.75	23.75	8.57	8.57	8.57	2.60	2.60	2.60

6 m



Kurverne er baseret på en emission af SO₂ på 10 mg s⁻¹

9 Bilag 2



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Til virksomheder der søger om et brændselskifte til fyringsolie

Virksomheder
J.nr. 2022 - 17240
Ref. linha
Den 12. august 2022

Værdier for indhold af 5 tungmetaller i fyringsolie

Virksomheder, der søger om et brændselskifte fra naturgas til fyringsolie, kan nu spare tid i ansøgningsprocessen ved at bruge fastlagte værdier for indholdet af tungmetaller i fyringsolien i stedet for at vente på resultaterne fra en brændselsanalyse.

Der har hidtil været usikkerhed om indholdet af tungmetaller i fyringsolie, og ansøger har derfor særskilt skulle redegøre for indholdet af tungmetaller i den anvendte fyringsolie. Nu har Miljøstyrelsen i samarbejde med Drivkraft Danmark fået foretaget analyser af fyringsolie, således at der nu er enighed om indholdet af 5 tungmetaller i fyringsolie.

De fem tungmetaller er:

Stof	Indhold	Detektionsgrænse	Metode
Chrom (Cr)	0,01 mg/kg	0,01 mg/kg	ASTMD7111M
Nikkel (Ni)	0,01 mg/kg	0,01 mg/kg	ASTMD7111M
Tin (Sn)	0,01 mg/kg	0,01 mg/kg	ASTMD7111M
Zink (Zn)	0,03 mg/kg	0,01 mg/kg	ASTMD7111M
Kviksølv (Hg)	0,001 mg/kg	0,0001 mg/kg	UOP 938

Dette giver ansøger mulighed for at bruge disse værdier som grundlag for de beregninger, der skal anvendes i forbindelse med en ansøgningssituation om skift af brændsel fra naturgas til fyringsolie.

Alternativt kan ansøger stadig selv som hidtil få foretaget en brændselsanalyse af den relevante fyringsolie og udføre beregninger på baggrund af resultaterne. Hvis I allerede i forbindelse med en ansøgning har indsendt en analyse af det brændsel, der ønskes anvendt, vil Miljøstyrelsen som udgangspunkt lægge denne til grund.

Bemærk at der kan være krav om beregninger på baggrund af andre stoffer end tungmetaller (NOX, CO, svovl m.m.). Ret gerne henvendelse til din sagsbehandler, hvis du er i tvivl om, hvad ansøgningen skal indeholde.

Med venlig hilsen

Jan Reisz
Kontorchef