



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Veileder

Veileder. Beregning av skorsteinshøyde

TA
3038
2013



Utført av NILU-Norsk institutt for luftforskning og Norsk Energi



Forord

Klif (Klima og forurensningsdirektoratet) har gitt NILU - Norsk institutt for luftforskning og Norsk Energi (NE) i oppdrag å lage en veileder for bruk av spredningsberegninger til å beregne nødvendig skorsteinshøyde for utslipp av luftforurensning. Veilederen er lagt ut på informasjonssidene ModLUFT knyttet til nettstedet luftkvalitet.info.

Innhold

	Side
Forord	1
1. Innledning	3
2. Grenseverdier, målverdier og luftkvalitetskriterier	4
3. Retningslinjer for beregninger i andre land	6
3.1 Tyskland	6
3.2 Storbritannia	7
3.3 Sverige.....	7
3.4 Danmark	8
3.5 Andre veiledere	8
4. Praksis og krav i Norge.....	10
4.1 Dagens praksis	10
4.2 Om forskriften	10
4.3 Ikke-regulerte komponenter og lukt	11
5. Spredningsmodeller	12
6. Modelleringseksempel.....	13
7. Anbefalinger og begrunnelser for veileder	17
8. Veiledning for dimensjonering av skorsteinshøyde	19
8.1 Vurdering av utslippets sammensetning	19
8.2 Valg av modell	19
8.3 Bakgrunnskonsentrasjon	19
8.4 Nitrogenoksider og ozon	20
8.5 Kupert terreng	20
9. Ordliste.....	21

1. Innledning

Denne veilederen omhandler bruk av spredningsmodeller i forbindelse med beregning av forurensning fra utslipp for enkeltstående skorsteiner, samt hvordan annen informasjon bør benyttes sammen med beregningene for å gi anbefaling om nødvendig skorsteinshøyde.

Veilederen er tiltenkt følgende målgrupper:

- Brukere av spredningsmodeller i konsulentbransjen
- Myndigheter for regulering av utslipp til luft
- Interessegrupper i forhold til etablering av luftforurensende virksomhet.

Veilederen gir først en oppsummering av ulike grenseverdier, målverdier og luftkvalitetskriterier for luftforurensning i Norge og i noen andre europeiske land. Deretter gis det en oversikt over retningslinjer, anbefalinger eller veiledere i de samme landene. Det gis så et utdrag fra relevant norsk regelverk, og et eksempel på gjennomføring av spredningsmodellering ”trinn for trinn”. Til slutt gis det en punktvis veileder for gjennomføring av beregninger.

2. Grenseverdier, målverdier og luftkvalitetskriterier

Forurensningskomponenter som inngår i oversiktene gitt her er svevestøv (PM₁₀ og PM_{2,5}), nitrogendioksid (NO₂) og svoveldioksid (SO₂). Det finnes i tillegg grense- og målverdier for fluorforbindelser, tungmetaller, ulike hydrokarboner og andre forbindelser. Landene som inngår i denne sammenligningen er Tyskland, Sverige, Danmark, Storbritannia og Irland i tillegg til Norge. I samtlige av landene gjelder grenseverdier for luftkvalitet fastsatt av EU/EØS. Grenseverdier for EU/EØS er gitt i Tabell 1 nedenfor sammen med målverdier og luftkvalitetskriterier for Norge. Norske kriterier og målverdier er under revisjon, men dette arbeidet var ikke ferdig i desember 2012.

Tabell 1: Grenseverdier, målverdier og luftkvalitetskriterier i Norge.

Stoff	Grenseverdi	Virkning på	Midlingstid			
			1 time	24 timer	6 mnd	1 år
NO ₂	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser)	Helse	200 (18 tillatte overskridelser pr. år)			40
	Anbefalte luftkvalitetskriterier ¹⁾	Helse	100	75	50	30
	Nasjonalt mål	Helse	150 (8 tillatte overskridelser pr. år)			
NOX	EUs grenseverdi	Vegetasjon				30
SO ₂	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser)	Helse	350 (24 tillatte overskridelser pr. år)	125 (3 tillatte overskridelser pr. år)		
		Økosystemer			20 ²⁾	20
	Anbefalte luftkvalitetskriterier ¹⁾	Helse		90	40	
		Vegetasjon	150	50	25	
Nasjonalt mål			90			
PM ₁₀	EUs grenseverdier (antall tillatte overskridelser)	Helse		50 (35 tillatte overskridelser pr. år)		40
	Anbefalt luftkvalitetskriterium ¹⁾	Helse		35		
	Nasjonalt mål (antall tillatte overskridelser)			50 (7 tillatte overskridelser pr. år)		
PM _{2.5}	Målsettingsverdi (bindende fra 2015)	Helse				25
	Anbefalt luftkvalitetskriterium ¹⁾	Helse		20		

1) Utarbeidet av Folkehelseinstituttet og Klif

2) Vinterperiode 1. oktober – 1.april

For Irland, Danmark og Tyskland er det ikke funnet regelverk som er strengere enn EU/EØS regelverk. Heller ikke i den tyske delstaten Nordrhein-Westfalen er det funnet regler / målsetting som går ut over de felles EU-kravene. Denne delstaten ble undersøkt fordi den har mye tungindustri. Lenker til informasjon:

<http://www.epa.ie/downloads/legislation/air/quality/name,30823,en.html>
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=139544>
<http://www2.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/beurteilungsma/rechtswor.htm>

I Storbritannia er begrepet "limit value" knyttet til direktivet. Det er også definert "Objectives" som for noen komponenter og i noen regioner er mer ambisiøse enn de lovpålagte grenseverdiene. Dette gjelder følgende områder / komponenter:

Skottland har en målverdi for PM₁₀ som tilsvarer det norske Nasjonalt Mål (7 tillatte overskridelser av døgnverdi på 50 µg/m³ pr. kalenderår, en femtedel av antall døgn i direktivet).

For hele Storbritannia: 15 minutters middelvei for SO₂ skal ikke overstige 266 µg/m³ mer enn 35 ganger pr. år. I tillegg gjelder direktivets krav til timemiddelkonsentrasjon, maksimalt 24 timer med konsentrasjon over 350 µg/m³ pr. år. Målverdien er en klar innskjerping i forhold til direktivet.

<http://uk-air.defra.gov.uk/air-pollution/uk-eu-limits>

I Sverige har Naturvårdsverket definert "Miljøkvalitetsnormer i utomhusluft". Disse er beskrevet som grenseverdier. For svevestøv (PM₁₀ og PM_{2,5}) er disse identisk med EUs lovgivning. For NO₂ og SO₂ er det gitt normer som definitivt innebærer en skjerpning av EU-reglene.

Sverige har definert en døgnmiddelgrense for NO₂ på 60 µg/m³ med 7 tillatte overskridelser pr. år.

Videre har de definert en timemiddelgrense på 90 µg/m³ med 175 tillatte overskridelser pr. år, samtidig som det presiseres at EU-grenseverdien på maksimalt 18 timer over 200 µg/m³ også gjelder.

For SO₂ er det definert egne grenseverdier for time og døgn. For timeverdier er det gitt en grense på 200 µg/m³ som kan overskrides 175 ganger pr. år, mens det for døgnmiddelverdier er gitt en grense på 100 µg/m³ som kan overskrides 7 ganger pr. år.

<http://www.naturvardsverket.se/Start/Lagar-och-styrning/Miljokvalitetsnormer/Utomhusluft-miljokvalitetsnormer/>

I tillegg til miljøkvalitetsnormene har Sverige definert et "Miljømål frisk luft". Forurensningskomponentene NO₂, PM₁₀ og SO₂ har en målgrense for årsmiddelverdier i "bakgrunnsluft i tettsteder". Grensene er henholdsvis 20 µg/m³, 10 µg/m³ og 5 µg/m³ for de tre komponentene.

3. Retningslinjer for beregninger i andre land

Vi har gjennomgått bestemmelser og veiledninger vedrørende skorsteins-høydeberegninger/spredningsberegninger i Tyskland, Storbritannia, Sverige og Danmark.

Nedenfor følger en kort oppsummering med lenker til aktuelle nettsteder.

3.1 Tyskland

Bestemmelser vedrørende skorsteinshøydeberegninger/spredningsberegninger er gitt i TA Luft "Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft", http://www.bmu.de/english/air_pollution_control/ta_luft/doc/36958.php).

I TA Luft finnes nomogrammer for bestemmelse av skorsteinshøyde inklusiv bestemmelser vedrørende tillegg på skorsteinshøyden pga. nærliggende bygninger, vegetasjon og terreng.

Industrianlegg gis kun tillatelse hvis modellberegninger har vist at utslippene av den planlagte installasjonen ikke vil føre til overskridelse av tillatte nivåer i omgivelsesluft, nytt forurensningsbidrag samt bakgrunn sammenlignes med grenseverdien. TA Luft angir krav til modellberegninger med Lagrange partikkelspredningsmodellen Austal 2000 (<http://www.umweltbundesamt.de/luft-e/austal2000.htm>).

Et eget vedlegg i TA Luft er viet spredningsberegninger. Dette inneholder detaljerte bestemmelser vedrørende behandling av utslipp, overflateruhet, effektiv utslippshøyde, beregningsområde og grid, meteorologiske data, usikkerhet, samt hvordan terreng og bygninger skal hensyn tas.

De mest relevante bestemmelsene er at timemiddelkonsentrasjoner skal beregnes som tidsserier for ett år, mens årsmiddelkonsentrasjoner skal beregnes på bakgrunn av frekvensfordelinger for utslipps- og spredningsforhold basert på flere år. Bakgrunnskonsentrasjon er definert som eksisterende konsentrasjon uten anlegget, og skal også være definert som en tidsserie for ett år. Det er gitt eksternt referanse vedrørende konvertering av NO til NO₂, denne angir atmosfærisk levetid av NO fra 18 minutter for gode spredningsforhold til 2,5 timer for dårlige spredningsforhold. For meteorologiske data skal det benyttes en minimum vindhastighet på 0,7 m/s dersom observasjonene viser vindstyrke under stillegrense for instrumentet. Det er angitt en todelt behandling av bygninger. Dersom skorsteiner er minst 1,7 ganger høyere enn bygninger innenfor en horisontal avstand på 6 ganger skorsteinshøyden skal de simuleres ved hjelp av parameteren for overflateruhet. Dersom skorsteinen er lavere enn 1,7 ganger bygningshøyden skal det utføres vindfeltberegninger for lufttransport mellom bygningene. Terreng (bratt terreng) skal tas hensyn til hvis det er høyere enn 0,7 ganger skorsteinshøyden, og har stigningsgradient på mer enn 1:20. For stigningsgrad skal det benyttes en horisontal avstandsoppløsning på to ganger skorsteinshøyden. Dersom man må ta hensyn til bratt terreng skal det benyttes en mesoskala diagnostisk vindfeltmodell i beregningene.

3.2 Storbritannia

UK EA har utarbeidet en veileder for vurdering av utslipp til luft som en del av H1 Environmental Risk Assessment (<http://cdn.environment-agency.gov.uk/geho0410bsil-e-e.pdf>).

I veilederen er det angitt en trinnvis oppskrift for vurdering av utslipp til luft:

- Beskriv utslipp og reseptorer
- Beregn prosessbidrag (konsentrasjonen av utslippene av stoffer etter spredning i luft)
- Gjør evt. screening beregninger for å avgjøre om det skal utføres detaljerte spredningsberegninger
- Avgjør om du trenger detaljerte spredningsberegninger
- Vurder utslipp mot aktuelle grenseverdier/kriterier
- Oppsummer effekten av dine utslipp

Også for Storbritannia sammenlignes bakgrunn og bidrag fra anlegg direkte med grenseverdiene.

UK EA har gitt føringer for hvordan bakgrunnskonsentrasjon skal benyttes, antall år med meteorologidata som bør benyttes i spredningsberegningene, samt omdannelsesrate NO_x/NO_2 (http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Conversion_ratios_for__NOx_and_NO2_.pdf).

Bakgrunn fra målinger eller fra nasjonale beregninger bør benyttes. For timemiddelkonsentrasjoner bør 2 ganger bakgrunn årsmiddelkonsentrasjon anvendes, for årsmiddel benyttes årsmiddelverdi av bakgrunn. Meteorologiske målinger som anvendes bør inneholde minst fem år med data. Prosedyre for beregning av konsentrasjonsbelastning av NO_2 skal utføres ved å benytte utslippsverdi for NO_x regnet som NO_2 . Deretter skal 50 % av beregnet timemiddel NO_x -konsentrasjon adderes til 2 ganger årsmiddel bakgrunnskonsentrasjon for beregning samlet timemiddelkonsentrasjon. For beregning av samlet årsmiddelkonsentrasjon skal 100 % av beregnet bidrag adderes til årsmiddel bakgrunnskonsentrasjon. Hvis den samlede konsentrasjonen er over grenseverdien kan man benytte 35 % av NO_x for timemiddel og 70 % av NO_x for årsmiddel isteden.

UK EA angir ikke hvilke modeller eller type modeller som skal benyttes, men både AERMOD, CALPUFF og den engelske modellen ADMS benyttes i UK.

3.3 Sverige

Allmänna råd 90:3 ”Skorstenshöjd – Beräkningsmetod” ble publisert i 1990. Naturvårdsverket angir at metoden bør anvendes med forsiktighet i dag, og anbefaler at man heller gjør en spredningsmeteorologisk studie. Det vises til

”Vägverkets handbok för vägtrafikens luftföroreningar” og Luftguiden, Handbok 2011:1, Naturvårdsverket.

I ”Vägverkets handbok för vägtrafikens luftföroreningar” finnes en katalog for spredningsmodeller. Katalogen omfatter modeller for veitrafikk, byer, regioner samt CFD-modeller. I modeller for byer er punktkildemodeller ofte inkludert; f.eks. er AERMOD inkludert i to av bymodellene. Katalogen omfatter flere modeller som kan benyttes til punktkilder, så som Episode og TAPM.

<http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning-amnesvis/Forbranning/Forbranningsanlaggningar/Skorstenshojd/>

Veiledningen i dokumentet er imidlertid svært generell om hvordan modeller for luftkvalitet brukes og hva slags modeller som finnes. For krav til samlet belastning benyttes uttrykket ”ikke til ulempe”.

3.4 Danmark

Ifølge Miljøministeriet skal beregninger som hovedregel baseres på OML-modellen. Ved beregninger anvendes opplysninger om bl.a. utslipp, terrengforhold, bygninger samt en tidsserie av meteorologiske data gjeldende for Kastrup Lufthavn i referanseåret 1976.

Ved beregningene sammenholdes OML-beregningsresultatene med ”B-værdier”, som er grenseverdier for den enkelte virksomhets bidrag til luftforurensningen i omgivelsene. Det er gitt detaljerte anvisninger om bruk av modellen, begrensninger i modellen og tolkning av resultatene i ”Luftvejledningen” (http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Luft/Luftforurening_fra_virkso_mheder/luftvejledningen_bvaerdier_og_oml/Luftvejledningen_B-vaerdier_og_OML.htm)

Den danske veiledningen avviker vesentlig fra de øvrige veiledningene. Bakgrunnsbelastningen inngår ikke i beregningene fordi det allerede er gjort en vurdering av generelt konsentrasjonsnivå i fastsetting av B-verdiene. Det beregnede bidraget for 99-prosentil timemiddelkonsentrasjon fra utslippet skal derfor sammenlignes direkte med den angitte B-verdien (bidragsverdi for anlegget). For nitrogendioksider (NO_x regnet som NO₂) er B-verdien 125 µg/m³. For svoveldioksid er B-verdien 250 µg/m³.

3.5 Andre veiledere

US EPA har detaljerte bestemmelser og veiledninger knyttet til sine spredningsberegningsmodeller (AERMOD og CALPUFF).

EPA Irland har utgitt en veileder som henviser til/bygger på US EPAs og UK EAs veiledninger

(<http://www.epa.ie/downloads/advice/air/emissions/name,28087,en.html>). I denne veilederen nevnes AERMOD, ADMS og CALPUFF som modeller for detaljerte

spredningsberegninger. Veilederen er omfattende og detaljert og angir bl.a. metodikk vedrørende bakgrunnskonsentrasjoner og maksimalt tillatt tilleggsbelastning.

4. Praksis og krav i Norge

4.1 Dagens praksis

Praksis ved beregninger som dreier seg om nye anlegg eller ny skorstein ved eksisterende anlegg, har vært at maksimal belastning fra anlegget ikke skal bidra med mer enn halvparten av differansen mellom luftkvalitetskriteriet og bakgrunnskonsentrasjonen. For nitrøse gasser har det vært praksis å regne all NO_x som NO_2 i de fleste tilfeller.

Ved beregning av endrede utslipp eller endrede utslippsforhold i eksisterende anlegg, der det ikke gis anbefaling av skorsteinshøyde, har summen av bakgrunnskonsentrasjon og bidrag fra anlegget blitt sammenlignet både med grenseverdier, nasjonalt mål og luftkvalitetskriteriet.

4.2 Om forskriften

I forurensningsforskriftens paragraf 27-5 finnes det en 50%-regel basert på forskriftens grenseverdi: "Utslippshøyden skal beregnes slik at bidraget fra forbrenningsanlegget/fyringsenheten normalt ikke overskrider 50 % av differansen mellom bakgrunnsverdiene og maksimalt tillatte grenser for luftkvalitet, jf. forurensningsforskriftens kapittel 7."

Det er sendt endringsforslag av denne formuleringen på høring. Endringsforslaget innebærer at det refereres til anbefalt luftkvalitetskriterium istedenfor til maksimalt tillatt grense.

Forskriften gir ikke noen ytterligere definisjon av begrepet "bakgrunnsverdi". Det er trolig mange oppfatninger av dette begrepet, men en presisering av at det er en konsentrasjon av en forurensningskomponent som er tilstede i det gitte området før det nye utslippet gir bidrag synes å være allment gjeldende for forvaltning og brukere av luftkvalitetsmodeller.

Betydning av bakgrunnskonsentrasjon er svært forskjellig for de ulike forurensningskomponentene. For SO_2 og CO (og tungmetaller) vil bakgrunnskonsentrasjonen som regel være svært lav i forhold til luftkvalitetskriteriene, og tolkning av begrepet bakgrunn er lite avgjørende for å anbefale en riktig skorsteinshøyde. For svevestøv og NO_2 kan "bakgrunnsbelastningen" i noen områder være høy i forhold til luftkvalitetskriteriene, og i perioder kan den være høyere enn kriteriene.

I forhold til forurensning av NO_2 er det en ytterligere komplisering ved at utslipp av NO_x i form av NO kan oksideres svært raskt til NO_2 dersom konsentrasjonen av ozon (O_3) i omgivende luft er høy nok. Dermed kan det også være behov for informasjon om konsentrasjonsnivået av ozon.

4.3 Ikke-regulerte komponenter og lukt

Praksis ved beregning av utslipp som inneholder komponenter det ikke er grenseverdier eller kriterier for, er å benytte grenseverdier/normer fra andre land eller verdens helseorganisasjon (WHO) hvis de finnes. Dersom det ikke er funnet grenser for konsentrasjon i kildematerialet over, har en grense basert på administrative normer for arbeidsatmosfære blitt anvendt. Normene har blitt benyttet ved at den angitte grensen for 8-timers eksponering er redusert med en faktor på 30 og benyttet som grense for timemiddelkonsentrasjon.

Ved beregning av utslipp av luktende stoffer har det vært praksis å beregne en timemiddelkonsentrasjon og regne denne om til en minuttmiddelkonsentrasjon med en faktor på rundt 5. Det beregnede nivået har så blitt sammenlignet med lukt-terskler for det aktuelle stoffet.

5. Spredningsmodeller

En modell for spredning av luftforurensning knytter et utslipp til konsentrasjon i omgivelsene. Modellen kan eventuelt også inneholde atmosfærekjemi, vannfasekjemi, aerosolkjemi og avsetningsprosesser. Noen modeller for bruk til beregning av konsentrasjoner fra utslipp gjennom skorsteiner er vist her:

www.luftkvalitet.info/ModLUFT/Kildebidrag.aspx

De enkleste spredningsmodellene i bruk i dag er de stasjonære gaussiske modellene som bygger på antagelse om at massen fra et utslipp er normalfordelt horisontalt og vertikalt rundt transportretningen, og at spredningsprosessen kan beskrives ved ulike stabilitetsklasser (stabilt, nøytralt, ustabilt). Slike modeller kan anvendes til beregning av maksimale timemiddelkonsentrasjoner i bakkenivå, og kan også benyttes til å beregne konsentrasjoner med lengre midlingstid dersom representative data for spredningsforhold (vindretning, vindstyrke, blandingsevne) foreligger for beregningsområdet. Det finnes også mer avanserte stasjonære spredningsmodeller der inndelingen av spredningsprosessen i stabilitetsklasser er erstattet av formuleringer bygget på atmosfærisk grenselagsteori. Slike modeller krever bedre og mer omfattende inngangsdata enn de enklere modellene.

En annen type spredningsmodeller er de lagrangske puff-modellene der spredningen av utslippet representeres ved individuelle luftpakker (puff) hvis posisjon og egenskap beregnes av modellen for diskrete tidspunkt i en kontinuerlig prosess. Disse modellene er avhengige av en god tredimensjonal beskrivelse av luftbevegelsen for å fungere.

En tredje type spredningsmodell er de lagrangske partikkelmodellene der konsentrasjonen fra utslippet beregnes ved å telle ”partikler” i et brukerdefinert luftvolum (en luftpakke eller et regulært fast volum). Partiklene representerer en bestemt masse av en eller flere luftforurensningskomponenter fra et gitt utslipp. Tidsavhengige trajektorier (”baner”) for partiklene blir beregnet fra stokastiske differensial-ligninger som beskriver den atmosfæriske turbulensen. Disse modellene er avhengige av modellerte tredimensjonale felt for luftbevegelse og turbulens.

6. Modelleringsseksempel

I dette kapitlet er det vist et eksempel på hvordan spredningsmodellering utføres med modellen AERMOD. I tillegg er det også vist hvilke ytterligere operasjoner som må utføres for modellen CALPUFF som er en mer avansert spredningsmodell enn AERMOD.

Legg inn utslippskilden

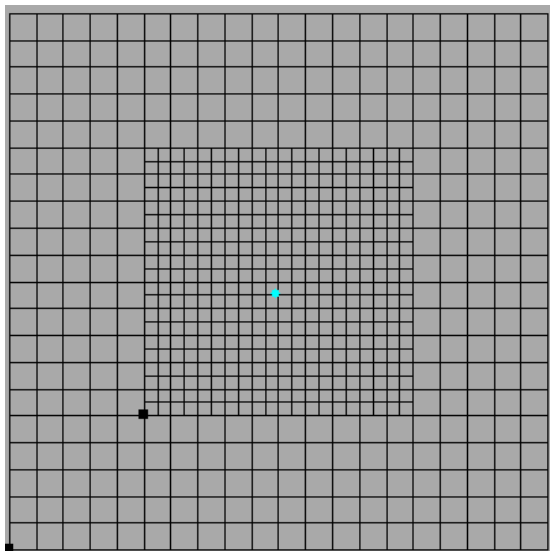
Koordinater

Utslippsdata:

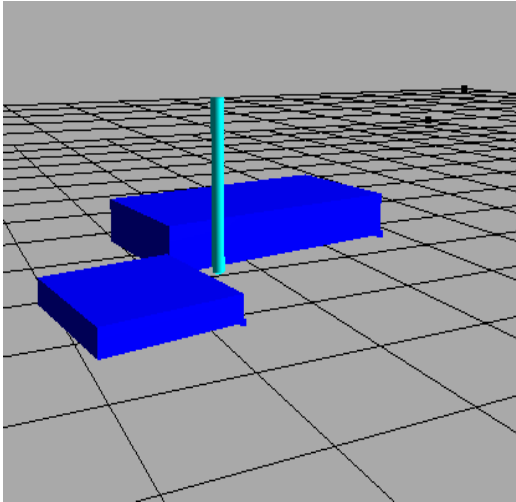
Eksempel: Forbrenningsanlegg	
NO _x -konsentrasjon (som NO ₂)	mg/Nm ³ , 3 % O ₂ (timemiddel)
Røykgassmengde	Nm ³ /time
NO _x -utslipp (som NO ₂)	g/s
Røykgasstemperatur	°C
Skorsteinsdiameter	m
Skorsteinshøyde	m
Røykgasshastighet	m/s

Legg på grid/reseptorer

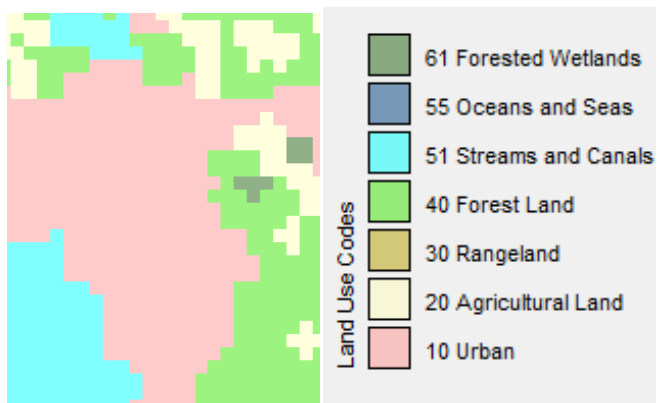
Velg gridoppløsning og beregningsområde



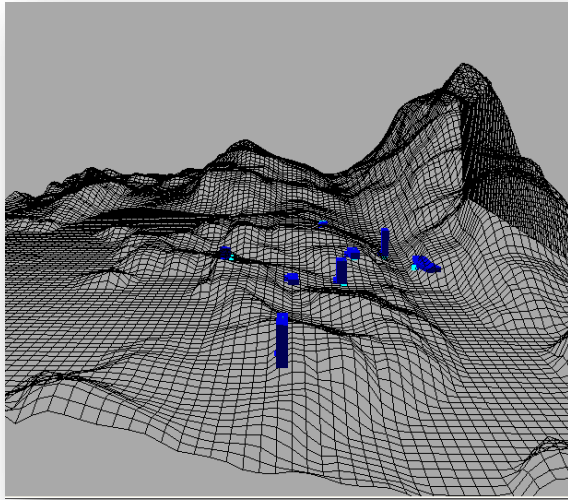
Legg inn nærliggende bygninger



Legg inn arealbruk/markslagsdata (CALPUFF)

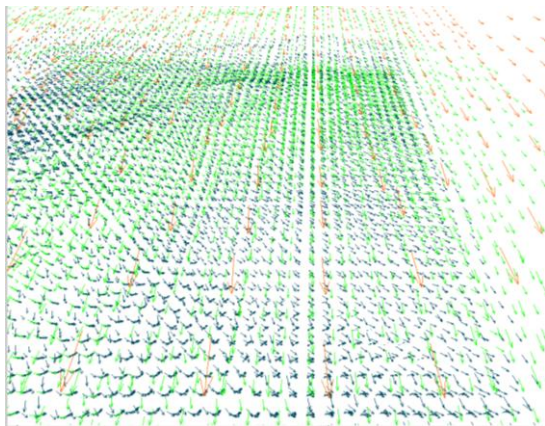


Legg inn terrengdata (AERMOD og CALPUFF)
 →Kjør AERMAP/Geoprocessor



Legg inn meteorologidata (et eller flere år, timedata)
 Velg beregningsperiode

(Legg inn markslagsdata - →Kjør AERMET/Kjør CALMET) (ikke nødvendig dersom AERMOD "ready" eller CALPUFF "ready" meteorologidata benyttes.)

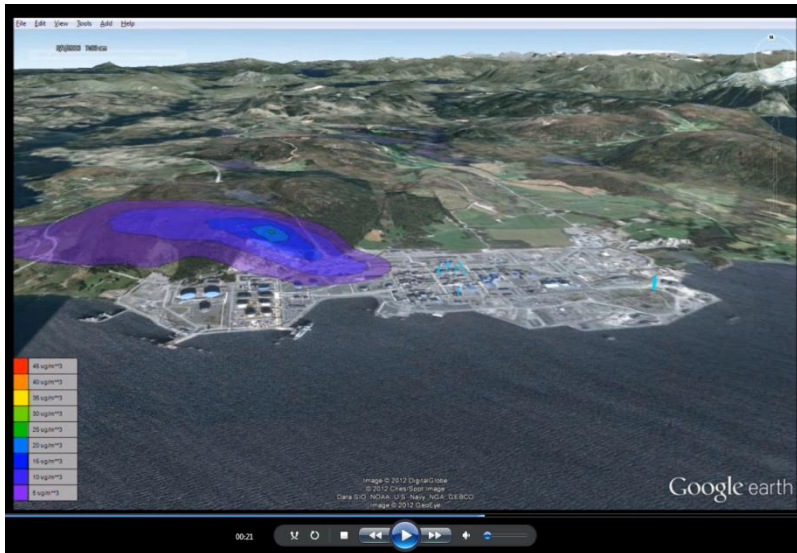


Kjør bygningsprocessor (BPIP)
 (Legg inn bakgrunnskonsentrasjoner, evt. ozon dersom det beregnes NO_x/NO_2).

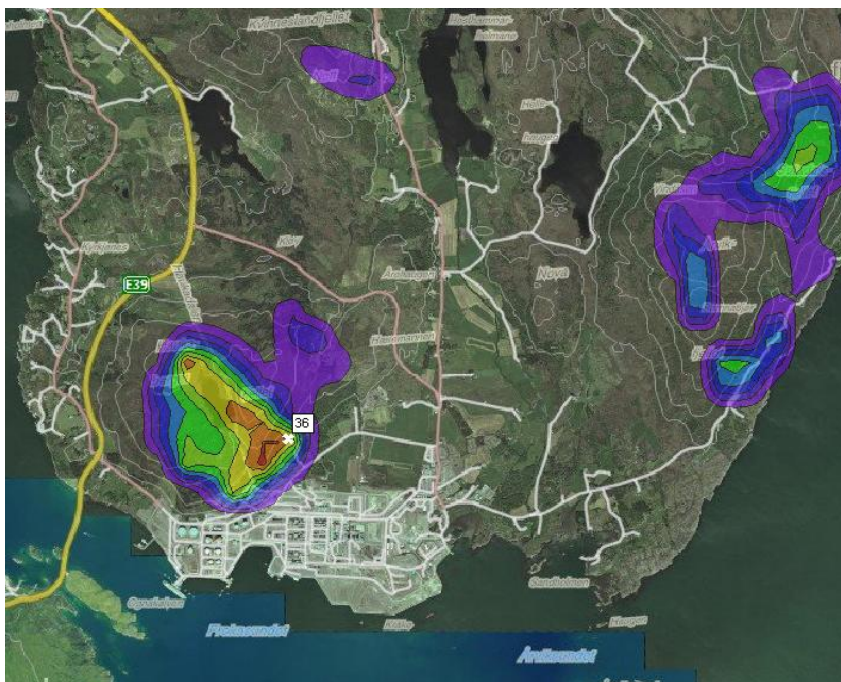
Velg output

*timemiddel/døgnmiddel/årsmiddel, høyeste eller x-te høyeste konsentrasjon, plot/tabell mm.

→Kjør AERMOD og 3DAnalyst / CALPUFF og CALPOST



Maksimalt timemiddelbidrag en utvalgt time i beregningsperioden.



Maksimalt timemiddelbidrag i hele beregningsperioden

7. Anbefalinger og begrunnelser for veileder

I neste kapittel er det gitt en trinnvis veiledning i anvendelse av spredningsmodeller for dimensjonering av skorsteinshøyde. Beregningene blir utført som grunnlag for å gi utslippstillatelse. Selve veiledningen er formulert som en trinnvis og sekvensiell beskrivelse. I dette kapitlet er noen av anbefalingene i veilederen begrunnet nærmere.

For oppgitte utslippskomponenter som ikke er omhandlet i de norske grenseverdiene bør man søke etter alternative kriterier. Både England, Tyskland og Danmark har grenser for utendørskonsentrasjoner som omfatter flere komponenter enn det norske regelverket. Eventuelt kan man benytte 1/30 av "Norm for arbeidsatmosfære" dersom man ikke finner andre relevante grenseverdier.

For bakgrunnskonsentrasjoner er det anbefalt en framgangsmåte basert på eksisterende verktøy som framstiller måling av luftkvalitet på en kompakt og likevel detaljert måte. Framstillingen viser årsmiddelkonsentrasjoner, og anbefalingen om å benytte 2 ganger årsmiddelverdi eller 5 ganger årsmiddelverdi som bakgrunnsestimat for timemiddelkonsentrasjon bygger på analysene av de midlere variasjonene av komponentene over døgn og år, samt forholdet mellom "episodekonsentrasjoner" og midlere konsentrasjonsnivå. Dersom det finnes tilgjengelige tidsserier av målinger nær det aktuelle beregningsområdet kan disse benyttes, men da må spredningsdataene for modellen være sammenfallende i tid med dataene for konsentrasjoner. I de største byene i Norge vil en romlig oppløsning på 10 x 10 km (slik som i bakgrunnskartet, <http://www.luftkvalitet.info/ModLUFT/Inngangsdata/Bakgrunnskonsentrasjoner/BAKGRUNNproj.aspx>) ikke være god nok til å dekke de reelle konsentrasjonsforskjellene i og nær byen. For slike områder bør man søke alternativ informasjon for bakgrunnsbidrag.

Ved bruk av modeller som gir konsentrasjoner time for time gjennom et år, kan man få enkelte høye verdier som ikke reduseres til akseptabelt nivå uten drastisk økning av skorsteinshøyde.

Dette gjelder for eksempel i tilfeller med bratt/høyereliggende terreng i nærheten av utslippsstedet. I slike tilfeller kan det utføres beregninger for n. høyeste bakkekonsentrasjonsbidrag i hvert enkelt punkt (for eksempel nest høyeste, 6. høyeste 18.høyeste...). Resultatene bør deretter vurderes opp mot respektive skorsteinshøyder.

Skorsteinshøyden skal beregnes slik at timemiddelbidraget normalt ikke overskrider "50%-regelen" (Forurensningsforskriftens kapittel 27-5). Begrepet normalt er ikke definert. Unormalt i denne sammenhengen kan være vesentlig forhøyde utslipp som følge av uvanlige driftsforhold. I flere tilfeller kan NO₂-kravene være vanskelige å følge opp når man vurderer skorsteinshøyden i henhold til luftkvalitetskriteriene, der maksimal timemiddelverdi for NO₂ er 100 µg/m³. I forskrift vedr. luftkvalitet (Forurensningsforskriftens kapittel 7) tillates 18 timer med overskridelser av grenseverdien for NO₂ på 200 µg/m³.

Forutsatt at de få timene med høy konsentrasjon ikke forekommer på steder der ”spesielt sårbare grupper” som barn, eldre eller syke har daglig opphold (barnehage, sykehus, aldershjem) vil det være rimelig å kunne akseptere et antall timer forekomst av timemiddelverdier høyere enn det maksimalt tillatte bidraget beregnet etter formuleringen i forskriftens paragraf 27-5. Hvor mange timer som kan aksepteres bør allikevel være lavere enn 18 timer knyttet til forskriften.

I bykjernene i Oslo, Trondheim og Bergen, kan bakgrunnsnivået i noen områder være nær opptil eller høyere enn luftkvalitetskriteriet. For slike situasjoner kan ikke formuleringen i paragraf 27-5 benyttes. Dersom det nye (utredede) utslippet utgjør en signifikant tilleggsbelastning bør det dokumenteres ved beregninger at det vil medføre en reduksjon i den samlede forurensningsbelastningen som følge av at andre utslipp opphører. I så fall kan beregning av skorsteinshøyde utføres med kriterium om at belastning fra anlegget og bakgrunnsverdien til sammen skal være lavere enn Nasjonalt mål for luftkvalitet.

8. Veiledning for dimensjonering av skorsteinshøyde

Veiledning er her gitt for de enkelte trinn i den generelle prosessen med bruk av modeller for å beregne samlet konsentrasjon og vurdere om en skorstein har tilstrekkelig høyde til at forurensningsbelastning ikke blir for høy.

8.1 Vurdering av utslippets sammensetning

Se på de forventede / oppgitte utslippkonsentrasjonene som er oppgitt. Hvilken av utslippskomponentene har høyest konsentrasjon i forhold til grenseverdier / kriterier vist i Tabell 1. For energianlegg / varmekjeler er det som regel utslippet av NO_x som vil være høyest i forhold til luftkvalitetskriteriet. Er det andre komponenter i utslippet enn de vanligste forurensningskomponentene? I så fall bør den totale årlige **utslippsmengden** beregnes og sammenlignes med øvrige utslipp av denne i den samme regionen som anlegget (www.norskeutslipp.no). For vurdering av beregnede konsentrasjoner av komponenter som det ikke finnes Norske luftkvalitetskriterier eller grenseverdier for kan det brukes vurderingskriterier basert på 1/30 av "Normer for arbeidsatmosfære" (<http://www.arbeidstilsynet.no/binfil/download2.php?tid=77907>), eller de danske B-verdiene, eller grenser som gjelder i andre land enn Norge.

8.2 Valg av modell

For små og mellomstore anlegg vil trolig størrelse og høyde av bygninger nær utslippet ha vesentlig betydning for spredningen av utslippet. For slike anlegg bør det benyttes en modell som tar hensyn til effekt av bygningsturbulens. Utover dette er ikke valg av modell kritisk. De enkleste modellene har som regel innebygget mer konservative anslag for elementene i spredningsprosessen enn mer kompliserte og virkelighetsnære modeller. Hvis en enkel modell gir som resultat at anbefalt skorsteinshøyde kommer i konflikt med andre samfunnsmessige forhold bør det vurderes å bruke en mer komplisert modell.

8.3 Bakgrunnskonsentrasjon

I forhold til forskriften skal et enkeltanlegg ikke bidra med høyere konsentrasjon enn halvparten av differansen mellom anbefalt luftkvalitetskriterium og bakgrunnskonsentrasjonen i området. Årsmiddelkonsentrasjon for NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} med romlig oppløsning på 10 x 10 km kan finnes på

www.luftkvalitet.info/ModLUFT

under Inngangsdata/Bakgrunnskonsentrasjoner/"Bakgrunnsapplikasjonen".

Som et estimat for bakgrunnsverdi for beregning av skorsteinshøyde bør man benytte følgende verdier for timemiddel bakgrunnskonsentrasjon:

For spredning med vindhastighet over 3 m/s og nøytral eller ustabil atmosfærisk sjiktning bør 2 x årsmiddelverdi benyttes.

For spredning med vindhastighet under 3 m/s og/eller stabil atmosfærisk sjiktning bør 5 X årsmiddelverdi benyttes.

Som bakgrunnskonsentrasjon for årsmiddelverdi kan verdiene anvendes direkte. Ved denne framgangsmåten oppnår man at beregnet bidrag fra utslippet og eksisterende konsentrasjonsbidrag i omgivelsene er sammenfallende i tid og rom.

I de største byene i Norge vil en romlig oppløsning på 10 x 10 km (slik som i bakgrunnskartet) ikke være god nok til å dekke de reelle konsentrasjonsforskjellene i og nær byen. For slike områder bør man søke alternativ informasjon for bakgrunnsbidrag i form av data fra de eksisterende måleprogrammene.

8.4 Nitrogenoksider og ozon

Dersom den anvendte modellen kan beregne oksidering av NO til NO₂ fra ozon (O₃) kan verdier for O₃ hentes fra

www.luftkvalitet.info/ModLUFT

Inngangsdata/Bakgrunnskonsentrasjoner/"Bakgrunnsverdier Ozon 2009"

Der finnes tidsserier for regionale ozonmålinger fra norske bakgrunnsstasjoner. Dersom modellen **ikke** inneholder fotokjemiske reaksjoner bør det benyttes fullstendig oksidering i beregningene fordi det i de aller fleste tilfeller vil være nok O₃ tilstede til å oksidere opp til 50 µg NO/m³.

8.5 Kupert terreng

Dersom man anvender en modell der terrenget rundt utslippet ikke er en del av inngangsdataene bør det utføres separate beregninger for de vindretningene der utslippet transporteres mot høyere terrengformasjoner, og det må utføres en vurdering av hvor stor reduksjonen i fortykning av utslippet vil bli. Dersom det foreligger meteorologiske målinger i nærheten av den aktuelle plasseringen kan disse benyttes som støtte til denne vurderingen idet noen kombinasjoner av vindretning, vindhastighet og spredningsforhold kanskje er uaktuelle.

I noen tilfeller vil modellberegningen kunne vise forekomst av for høy konsentrasjon (innslag) på terrengformasjoner der arealet hverken har bosetning eller vegetasjon. Det kan være rimelig å akseptere avvik fra dimensjoneringskriteriet i slike tilfeller.

9. Ordliste

Nedenfor er det gitt en forklaring på de ord og uttrykk i denne teksten som ikke inngår i daglig språkbruk, eller er benyttet i en sammenheng der betydningen kan avvike fra annen språkbruk.

Bygningsprosessor	Beregningsrutine i AirMod for å beregne bygningens påvirkning på luftstrømning.
Effektiv utslippshøyde	Dette er summen av den fysiske høyden av skorsteinen og den tilleggshøyden utslippet vil få på grunn av termisk energi og massefart det har ved skorsteinsmunningen.
Grenseverdi	En grense for hva som er lovlig konsentrasjon i luft av en definert forurensningskomponent.
Grid	Et (oftest) rektangulært sett av beregningspunkter som brukes i modellene til å løse de ulike ligningene. Disse er ofte definert med lik avstand mellom punktene horisontalt, men med ulik (og mindre) avstand mellom punktene vertikalt.
Komponenter	Ulike kjemiske forbindelser eller partikler i ulike klasser av størrelse.
Luftforurensning	Ikke-naturlige kjemiske forbindelser som forekommer i luft, ofte med mulig skadelige effekter.
Marklagsdata	Kode for terrengtype innenfor et gitt klassifiseringsskjema (for eksempel sjø, skog, bebygget).
Middelverdier	Time, døgn, år : En konsentrasjon med tidsoppløsning tilsvarende den oppgitte midlingstiden.
Nomogram	En figur som viser en enkel sammenheng mellom to størrelser under gitte forutsetninger.
Overflateruhet	Et uttrykk for bakkens ujevnhet skalert i forhold til hvordan friksjon mot bakken virker på luftbevegelsen.
Spredningsmodeller	Et sett av matematiske formler som gjennom forenklinger brukes til å beskrive forholdet mellom utslipp og forekommende konsentrasjon som følge av utslippet.
Svevestøv	Partikler med så liten diameter at virkning av luftas turbulens er større enn virkningen av tyngdekraften på deres bevegelse i lufta.
Stabilitet	Et uttrykk for atmosfærens blandingsevne, stabilt – liten blandingsevne, ustabil – stor blandingsevne.
Turbulens	Uordnet luftbevegelse, knyttet til stabilitet ved at det er mindre uordnet bevegelse under stabile enn under ustabile forhold.
Reseptor	”Mottager” – I modellsammenheng et definert beregningspunkt, bestemt på forhånd av spesifikke årsaker.

Utførende institusjon NILU – Norsk institutt for luftforskning	ISBN-nummer 978-82-425-2546-8 (t) 978-82-425-2547-5 (e)
---	---

Oppdragstakers prosjektansvarlig Dag Tønnesen	Kontaktperson i Klif Inger Karin Hansen	TA-nummer 3038-2013
--	--	------------------------

	År 2013	Sidetall 21	Klima- og forurensningsdirektorat ets kontraktnummer 2012/1131
			SPFO-nummer

Utgiver NILU – Norsk institutt for luftforskning NILU OR 42/2012 Prosjekt nr. O-112116	Prosjektet er finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet
---	--

Forfatter(e) Dag Tønnesen
Tittel - norsk og engelsk Veileder. Beregning av skorsteinshøyde
<p>Sammendrag – summary NILU og Norsk energi har på oppdrag fra KLIF skrevet denne veilederen for bruk av modeller til beregning av nødvendig skorsteinshøyde. Veilederen er rettet mot brukere av spredningsmodeller samt brukere av resultater fra spredningsmodeller.</p> <p>This guideline is written primarily for the users of dispersion models and the users of dispersion model results. It contains guidelines for the dimensioning of stack height using dispersion models.</p>

4 emneord Luftkvalitet Industriforurensning Miljøundervisning og kommunikasjon	4 subject words
---	-----------------

Klima- og forurensningsdirektoratet
Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@klif.no
www.klif.no

Om Klima- og forurensningsdirektoratet

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) er fra 2010 det nye navnet på Statens forurensningstilsyn. Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 325 ansatte på Helsefyrtårnet i Oslo. Direktoratet arbeider for en forurensningsfri framtid. Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

Våre hovedoppgaver er å:

- redusere klimagassutslippene
- redusere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer
- oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning
- øke gjenvinningen og redusere utslippene fra avfall
- redusere skadevirkningene av luftforurensning og støy

TA-3038 /2013