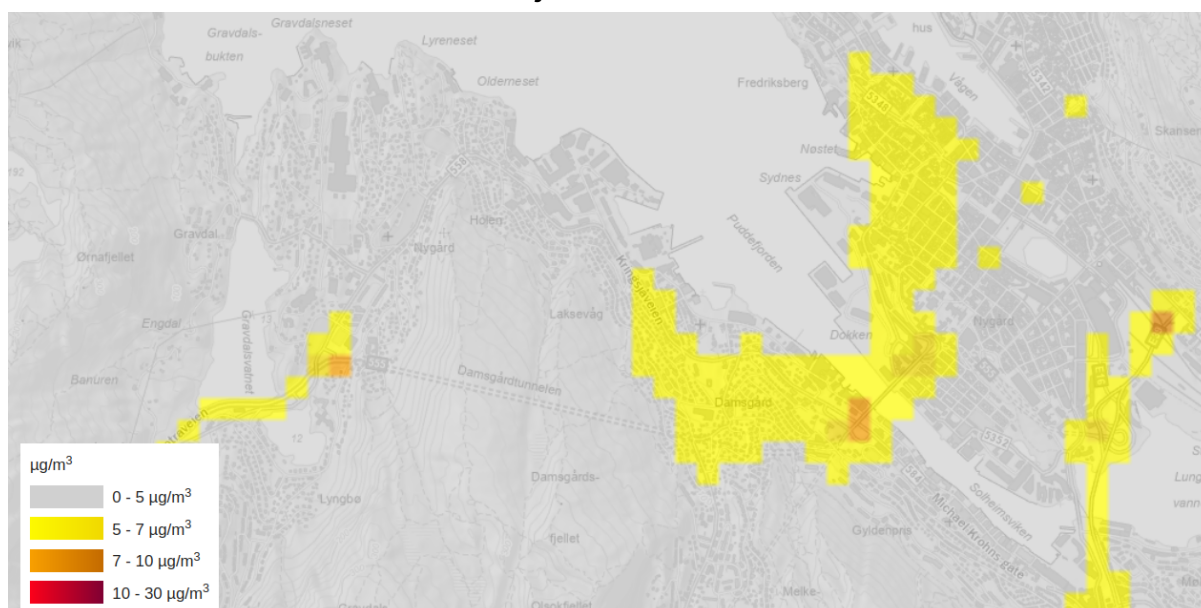


Dokumentasjon av beregnet luftkvalitet til Luftkvalitet i Norge

Eivind Grøtting Wærsted, Bruce Rolstad Denby

Meteorologisk institutt
juli 2025



Versjon:

Utkast, sist oppdatert 3. juli 2025

Innhold

1 Introduksjon	4
1.1 Beregninger til tjenesten "Luftkvalitet i Norge - Varsling"	4
1.2 Beregninger til tjenesten "Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data"	4
2 Spredningsberegninger	6
2.1 Storskala spredningsberegninger	6
2.2 Lokale spredningsberegninger	6
2.3 Usikkerheter og forutsetninger i spredningsberegningene	7
3 Utslippsdata	8
3.1 Veitrafikk	8
3.1.1 Trafikkmengde av lette og tunge kjøretøyer	8
3.1.2 Eksosutslipp	10
3.1.3 Veistøv	12
3.1.3.1 Vei-, dekk- og bremseslitasje	12
3.1.3.2 Driftsaktiviteter	14
3.1.3.3 Modellering av veiforhold og oppvirvling	16
3.1.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra veitrafikk	17
3.2 Vedfyring	18
3.2.1 Vedforbruk, utslippsfaktorer og romlig fordeling	18
3.2.2 Skalering av vedfyringsutslipp	21
3.2.3 Fordeling i tid	22
3.2.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra vedfyring	23
3.3 Skipstrafikk	23
3.3.1 Utslippsmodell	23
3.3.2 Landstrøm	24
3.3.3 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra skip	25
3.4 Industri	25
3.4.1 Metode for estimert industriutslipp	25
3.4.2 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra industri	26
4 Assimilering av måledata i 2021	27
5 Beregning av statistikk og kildebidrag	28
5.1 Luftkvalitet i Norge – Varsling	28
5.1.1 Forurensningsklasser	28
5.1.2 Aggregering til grunnkretser, delområder og kommuner	28
5.1.3 Kildebidrag: 10x10 km	28
5.2 Luftkvalitet i Norge – Verktøy og data	29
5.2.1 Årsmidler, korttidsmidler og luftsonekart	29
5.2.2 Befolkningseksposering	29
5.2.3 Kildebidrag: 10x10 km eller kommunegrensa	29
6 Validering av beregningene	31
6.1 Målinger av luftkvalitet	31
6.2 Beregnet luftforurensning på målestasjoner	31
6.3 Metode for sammenligning av målt og beregnet luftforurensning	32
6.4 Tilgjengelige valideringsplott	32

6.4.1 Valideringsrapporter	32
6.4.2 Figurer for enkeltstasjoner gjennom API	33
6.4.3 Fortløpende validering av varslingen	33
6.5 Oppskrift for uthenting av figurer for enkeltstasjoner gjennom API	33
7 Referanser	35

1 Introduksjon

Denne metodebeskrivelsen dokumenterer hvordan luftforurensning er beregnet i lufttjenestene til [Luftsamarbeidet](#), spesielt hvilke utslipp som er brukt. Mye av teksten er basert på den første versjonen av dokumentasjon av varslingstjenesten (Miljødirektoratet og Meteorologisk institutt, 2019). Dette dokumentet er planlagt å oppdateres jevnlig, hver gang lufttjenestene blir oppdatert med nye beregninger. Dokumentasjonen har to vedlegg med tabeller som er for store til å inkluderes i selve dokumentet: Vedlegg A gir piggekkandeler per kommune, og Vedlegg B gir kommunespesifikke parametere for vinterdriftsaktiviteter, som går inn i NORTRIP-modellen for veistøv (se kapittel 3.1.3).

Beregninger av luftforurensning brukes inn i to ulike tjenester:

- [Luftkvalitet i Norge - Varsling](#) viser varslet luftforurensning nå og for hver time de neste to døgn, oppdateres hver 6. time, og retter seg mot den generelle befolkningen.
- [Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data](#) viser årsmidlet luftforurensning med befolkningseksponering, luftsonekart og statistikk på døgnmidler for PM₁₀ og timesmidler for NO₂ for hver kommune i Norge, for siste 5 år, oppdateres årlig med data for fjoråret, og retter seg mot kommuner og andre fagbrukere.

Meteorologisk institutt leverer beregninger til begge disse tjenestene. Selv om overordnet metodologi er den samme, er det også noen vesentlige forskjeller, og disse vil bli beskrevet i dette dokumentet. Den viktigste forskjellen er at beregningene til varslingstjenesten må bruke sanntidsdata, mens beregningene til tjenesten “Verktøy og data” gjøres i etterkant for et helt historisk kalenderår om gangen, og kan dermed bruke mer konsistente og bearbeidede data. Disse beregningene for et helt år vil bli kalt “rekjøringer” nedenfor.

1.1 Beregninger til tjenesten “Luftkvalitet i Norge - Varsling”

Varslingstjenesten Luftkvalitet i Norge har til hensikt å informere befolkningen om luftkvaliteten der de bor og ferdes. Tjenesten viser målt luftkvalitet siste 14 dager på målestasjoner for lokal luftkvalitet, og beregnet luftkvalitet over hele landet for hver time de neste 2 dagene. Beregningene dekker hele landet og gjøres på 50 m oppløsning i de tetttest bebygde områdene, og på 125 m eller 250 m i mindre tettbygde strøk. En forurensningsklasse (grønn, gul, rød eller lilla) beregnes basert på konsentrasjonene av PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ og bakkenær ozon (se kapittel 5.1 for mer detaljer). Beregningene oppdateres hver sjette time, når et oppdatert todagers værvarsel blir tilgjengelig.

1.2 Beregninger til tjenesten “Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data”

De beregnede konsentrasjonene har til hensikt å støtte kommuner og andre aktører i arbeidet med lokal luftkvalitet. Tjenesten viser beregnet luftforurensning på 100 m oppløsning for alle kommuner i Norge i tillegg til kvalitetskontrollerte måledata for kommuner med målestasjoner. Både modellberegninger og måledata er presentert opp mot grensene som brukes i [forurensningsforskriften](#) og [luftkvalitetskriteriene](#).

Konsentrasjoner av PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂ blir beregnet på 100 m oppløsning for hver time i året. Dette danner grunnlaget for beregning av årsmidler som vises i kart. I forurensningsforskriften er det også en grense på 50 µg/m³ for døgnmiddelkonsentrasjon av

PM₁₀ med 25 tillatte overskridelser per år, og en grense på 200 µg/m³ for timesmiddelkonsentrasjon av NO₂ med 18 tillatte overskridelser per år. Derfor beregnes også kart for 26. høyeste døgnkonsentrasjon av PM₁₀ og 19. høyeste timeskonsentrasjon av NO₂ for å indikere hvor disse korttidsgrensene kan være overskredet. Det er også beregnet luftsonekart som definert i [Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging \(T-1520\)](#). Se kapittel 5.2.1 for mer detaljer.

Ved lansering i 2020 hadde tjenesten beregninger for årene 2016-2018. Siden har senere år blitt beregnet, opp til 2023. Et nytt kalenderår blir vanligvis lagt til i løpet av høsten påfølgende år. Siden variasjoner i vær fra år til år kan gi relativt store utslag i luftforurensning, anbefales det å bruke gjennomsnittet av de siste fem årene fra tjenesten, for eksempel ved bruk av luftsonekart. Dette dokumentet fokuserer derfor på å dokumentere beregningene for årene 2019-2023.

Hvert nye kalenderår som beregnes kan ha forbedringer i modellene eller utslippsdataene, men resultatene som er beregnet for tidligere år blir ikke oppdatert når det nye kalenderåret publiseres. Dermed bør ikke modellresultatene brukes til å studere endringer i nivå av luftforurensning over tid, siden metoden ikke er konsistent gjennom hele tidsserien. Grunnen til at tidligere kalenderår ikke modelleres på nytt er både at det er ressurskrevende og at det er ønsket at de publiserte kartene i tjenesten ikke skal endres, for å være en permanent referanse.

Kartene er laget for samtlige 357 kommuner i Norge¹ og er basert på nasjonale datasett for utslipp og aktivitetsdata. For mange kommuner vil det være mulig å finne bedre lokale datasett eller gjøre andre tilpasninger som gir mer korrekte beregninger av luftforurensning. Hvis kommunen ønsker å bruke luftsonekartet i denne tjenesten må kommunen selv vurdere om dette er tilstrekkelig for å ivareta luftkvalitet i arealplanlegging i kommunen. Kommunen bør selv sette seg inn i hvilke utslipps- og aktivitetsdata som ligger til grunn for kartet. For eksempel årsdøgntrafikk (ÅDT)-data for de viktigste veiene og piggdekkandel. Og vurdere om kartene stemmer basert på det kommunen har av lokalkunnskap. For eksempel om "hotspots" som tunnelmunnninger er korrekt plassert. Hvis det skal lages et eget luftsonekart bør kommunen koordinere dette arbeidet i tråd med anbefalingene i retningslinje T-1520. Ved areal- og transportplanlegging må kommunen selv vurdere om det er behov for å utarbeide luftsonekart med høyere oppløsning og/eller andre forutsetninger, og for andre komponenter enn PM₁₀ og NO₂. Det kan for eksempel være aktuelt å gjennomføre spredningsberegninger som inkluderer bygninger og/eller som angir spredning av luftforurensning i utvalgte scenarier eller for andre plannivåer.

¹ Data for alle årene er gitt for kommuneinndeling per 1.1.2024. Noen av de eldre beregningene ble gjort for et litt annet sett med kommuner, men disse modellresultatene har blitt kombinert slik at de inndeles etter nye kommunegrenser.

2 Spredningsberegninger

2.1 Storskala spredningsberegninger

Luftforurensningen blir først beregnet for hver time med [EMEP-modellen](#) (Simpson et al., 2012), som er en kjemi- og transportmodell. Modellen tar romlig fordelte utslipp og meteorologiske data fra en værmodell som input og beregner hvordan forurensningene spres seg fra utslippspunktene, både horisontalt og vertikalt, og de resulterende konsentrasjonene nær bakken beregnes. EMEP-modellen har 20 vertikale lag, der nederste lag har en tykkelse på ca. 45 m, og den beregner vertikal spredning mellom disse lagene og horisontal spredning mellom firkantede ruter i et horisontalt rutenett. Modellen beregner også hvordan forurensningene reagerer kjemisk i atmosfæren og avsettes på bakken. Det kjøres først en beregning med grov horisontal oppløsning på $0,125^\circ \times 0,25^\circ$ (ca. 15 km) for Europa, drevet av meteorologiske data fra det europeiske senteret for værvarsling ECMWF (ECMWF, 2020). Deretter kjøres modellen på 2,5 km oppløsning for Skandinavia, drevet av meteorologiske data fra værvarslingsmodellen [AROME-MetCoOp](#) (Müller et al., 2017). Utslippsdataene blir nærmere beskrevet i kapittel 3.

2.2 Lokale spredningsberegninger

Siden luftforurensning varierer betydelig lokalt, særlig nær utslippskilder som veitrafikk, beregnes bidraget fra lokale kilder på nytt med tilleggsmodellen [uEMEP](#) (Denby et al., 2020). uEMEP er en mye enklere modell, som simulerer spredningen fra hvert enkelt utslipp som en Gaussisk plume, dvs. at forurensningen transporteres i vindretningen mens den utvider seg (og dermed fortynnes) både vertikalt og horisontalt. Egenskapene til den Gaussiske plumen avhenger av værdata, særlig vindhastighet, vindretning og atmosfærisk stabilitet, som kommer fra AROME-MetCoOp på 2,5 km oppløsning. uEMEP beregner de lokale bidragene fra utslippssektorer som har høyoppløste utslippsdata. Dette er veitrafikk, vedfyring, skip og industri. For vedfyring, skip og industri er utslippsdataene på 250 m oppløsning (se detaljer i kapittel 3.2-3.4). For hver 250 x 250 m rute som har utslipp, beregnes en Gaussisk plume nedvinds fra denne ruta, som brukes til å beregne konsentrasjoner i 2 m høyde over bakken i alle ruter i et 10 x 10 km område rundt utslippspunktet. Veitrafikk modelleres på samme måte, men oppløsningen kan gjøres høyere siden utslippsdataene er for veglenker, som er linjekilder: utslippene fordeles til et rutenett på 100 m oppløsning i rekjøringene, ned til 50 m for varslingen, og 25 m i validering mot måledata. De modellerte bidragene fra andre kilder enn veitrafikk interpoleres deretter til dette rutenettet.

uEMEP beregner altså kun bidrag til luftforurensningen fra utslipp innenfor et 10 km x 10 km område rundt hvert beregningspunkt. Den andelen av forurensningen som skyldes utslipp utenfor dette området hentes fra EMEP-modellen, som har en egen metode som sporer hvor stor andel av forurensningen som kommer fra de nærmeste modellrutene ("Local Fraction", Wind et al. 2020). Denne metoden brukes til å trekke fra bidragene til EMEP-konsentrasjonen fra utslipp innenfor 10x10 km, og dermed unngå dobbelttelling av disse bidragene. Local-Fraction-metoden brukes også for å beregne bidraget fra utslipp innenfor kommunen som ligger utenfor 10x10 km (se kapittel 5.2.3).

For de lokale bidragene som uEMEP beregner, tas det ikke hensyn til avsetning eller kjemiske reaksjoner, med unntak av for NO₂: Reaksjonen mellom NO og O₃ (ozon) som produserer NO₂, samt den motsatte reaksjonen der sollys spalter NO₂ tilbake til NO og O₃, går så raskt at de er tatt hensyn til også i uEMEP, ved bruk av en vektet spredningstid (se seksjon 3.4 i Denby et al., 2020). O₃-konsentrasjonene fra EMEP-modellen ble skalert ned med -15 % før de ble brukt i uEMEP i rekjøringen for år 2022, fordi O₃-konsentrasjonene var for høye sammenlignet med målinger på bakgrunnsstasjoner dette året. O₃ dannes i atmosfæren fra ozonforløpere og er i Norge dominert av langtransportert luftforurensning. På grunn av interaksjonen mellom NO_x og O₃ vil en overestimert av O₃ også gi overestimert NO₂.

2.3 Usikkerheter og forutsetninger i spredningsberegningene

Både utslippsdataene og spredningsmodellene er en forenklet representasjon av virkeligheten. Det er noen begrensninger og forutsetninger som gir usikkerhet og som gjør at modellert luftforurensning vil kunne avvike fra virkeligheten. Her gis en oppsummering av de generelle usikkerhetene:

- Utslipp som benyttes er basert på dagligdagse "vanlige" aktiviteter. Unormale aktiviteter eller hendelser fanges ikke opp i modellen, for eksempel midlertidig graving eller brann. Likeledes er heller ikke avvik i aktivitet pga. fridager som faller på hverdager eller inneklemt hverdager inkludert.
- Utslipp fra andre sektorer enn veitrafikk, vedfyring, skip og industri har grov romlig oppløsning. Dette er av særlig betydning for anleggsarbeid, som kan gi betydelige lokale støvutslipp.
- uEMEP-modellen tar ikke hensyn til bygninger, og spredningen beregnes derfor som om bygninger ikke var tilstede.
- Topografi er lagt inn med en oppløsning på 2,5 km. Påvirkning fra topografi med finere oppløsning enn 2,5 km fanges ikke opp i modellen (unntatt skyggeeffekter på veier, se kapittel 3.1.3.3). Dette kan spesielt ha effekt i kupert terreng der vindfeltene i virkeligheten vil påvirkes av topografien.

Det er også usikkerheter knyttet til metodikken for beregning av utslipp fra hver av de nedskalerte sektorene. En oppsummering av disse gis på slutten av hvert underkapittel i kapittel 3.

3 Utslippsdata

EMEP-modellen simulerer utslipp og spredning av 7 ulike komponenter (CO, SO_x, NO_x, NMVOC, NH₃, og partikler (PM_{2,5} og PM_{10-2,5})) fra menneskeskapte og naturlige kilder. De menneskeskapte kildene er inndelt i 13 GNFR-sektorer (kodet A-M, se f.eks. [CEIP sine retningslinjer for utslippsrapportering](#)).

I modelleringen for Norge med uEMEP benytter vi høyoppløste utslippsdata for partikkel- og NO_x-utslipp fra de fire GNFR-sektorene veitrafikk (F), vedfyring² (C), skip (G) og industri (B), som er blant de viktigste kildene til lokal luftforurensning i Norge. Disse høyoppløste utslippene beskrives i detalj i hvert sitt underkapittel nedenfor, og hvert underkapittel avsluttes med en oppsummering av usikkerheter og forutsetninger. De høyoppløste utslippene brukes også i EMEP-modellkjøringen for Skandinavia, men aggregert opp til modellopløsningen på 2,5 km.

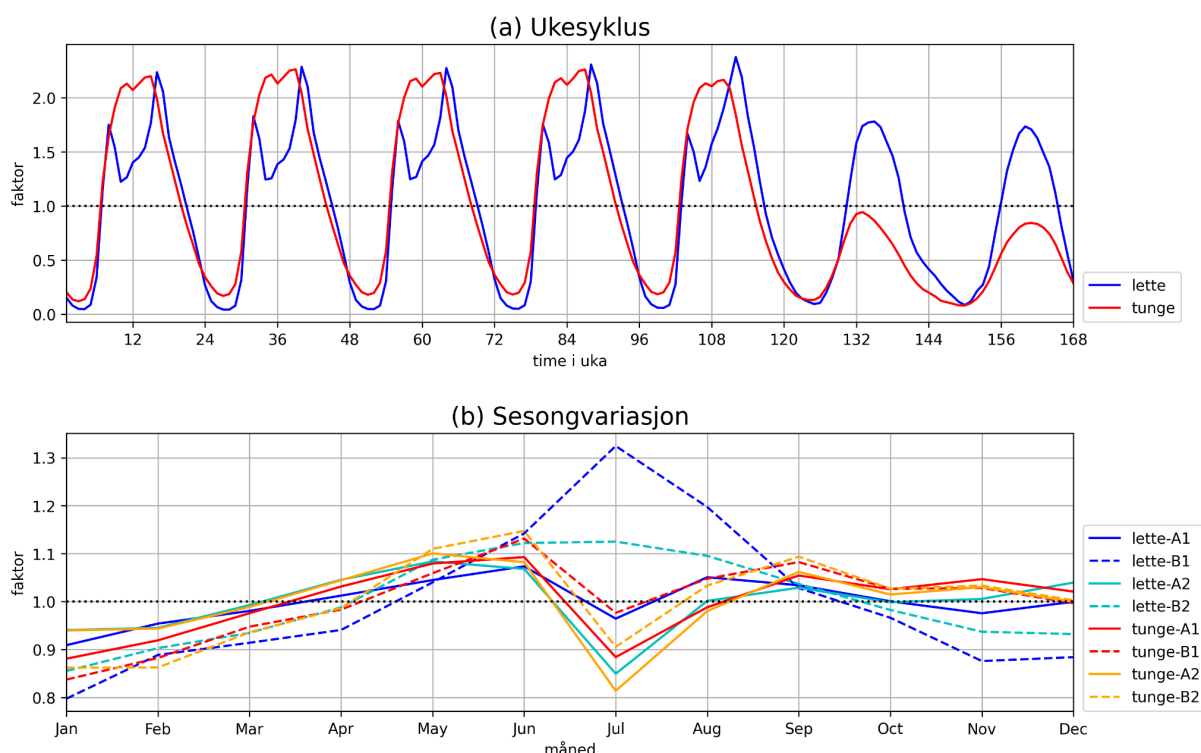
For øvrige kilder til luftforurensning, inkludert alle utslipp i utlandet, naturlige kilder (f.eks. sjøsalt, skogbrann, ørkensand), samt utslipp i Norge fra andre sektorer og komponenter, brukes europeiske datasett med lavere detaljnivå. I rekjøringene brukes utslipp rapportert av hvert land gjennom konvensjonen om langtransportert luftforurensning ([EMEP-utslipp](#)), med samme rom- og tidsfordeling som i siste tilgjengelige år i den nyeste EMEP status-rapporten. Dette gir vanligvis ett års avvik mellom utslippsår og modellert år. For eksempel har rekjøringen for 2023 brukt utslipp for 2022 som i [EMEP statusrapporten 2024](#). I varslingen brukes i stedet [CAMS-utslipp](#), som er tilgjengelige i sanntid. CAMS-utslipp for sektoren "offroad" i Norge skaleres ned med 80 %, fordi disse har en romlig fordeling basert på befolkning, som fordeler for mye utslipp til byene.

3.1 Veitrafikk

3.1.1 Trafikkmengde av lette og tunge kjøretøyer

Grunnlagsdata for trafikkmengde i rekjøring og varsling er oppsummert i de tre øverste radene i tabell 1. [Nasjonal vegdatabank \(NVDB\)](#) er en database som produseres av Statens Vegvesen (SVV) og gir info om alle offentlige veier i Norge. Veinettet inndeles i veglenker, og for hver av disse gis blant annet fartsgrense, kvaliteten på veien, et estimat for antall motorkjøretøyer som passerer per dag i gjennomsnitt (årsdøgntrafikk, ÅDT), og hvor stor andel av kjøretøyene som er lette og tunge kjøretøyer. Data for trafikkmengde er basert på en kombinasjon av trafikkmodellering og [automatiske trafikktelestasjoner fra Statens Vegvesen](#). Trafikktellingene kategoriserer kjøretøyene basert på lengde, og inndelingen i lette og tunge kjøretøyer er derfor definert med en grense på 5,6 meter. I NVDB er det stort sett kun riks- og fylkesveier som har data for trafikkmengde, mens de fleste kommunale veier ikke har dette. En [trafikkmodell fra SSB](#) (Nordbeck og Langsrud, 2015) laget for støyberegninger er brukt for å fylle inn trafikk på veglenker som mangler dette. Denne trafikken fordeles mellom døgnetts timer og dagene i uka ved å bruke en nasjonal gjennomsnittlig timefordeling for lette og tunge kjøretøyer, basert på trafikktellinger i hele landet (figur 1a). Sesongvariasjoner i trafikken er også tatt høyde for: basert på telldata er det estimert skaleringsfaktorer per måned som er ulike for lette vs. tunge kjøretøyer, små vs. store kommuner, og Europa-/riksveier vs. fylkes-/kommuneveier (se figur 1b).

² Sektoren GNFR-C inkluderer egentlig alle ikke-mobile forbrenningsanlegg utenom industri og kraftverk, men i Norge er dette nesten utelukkende vedfyring.



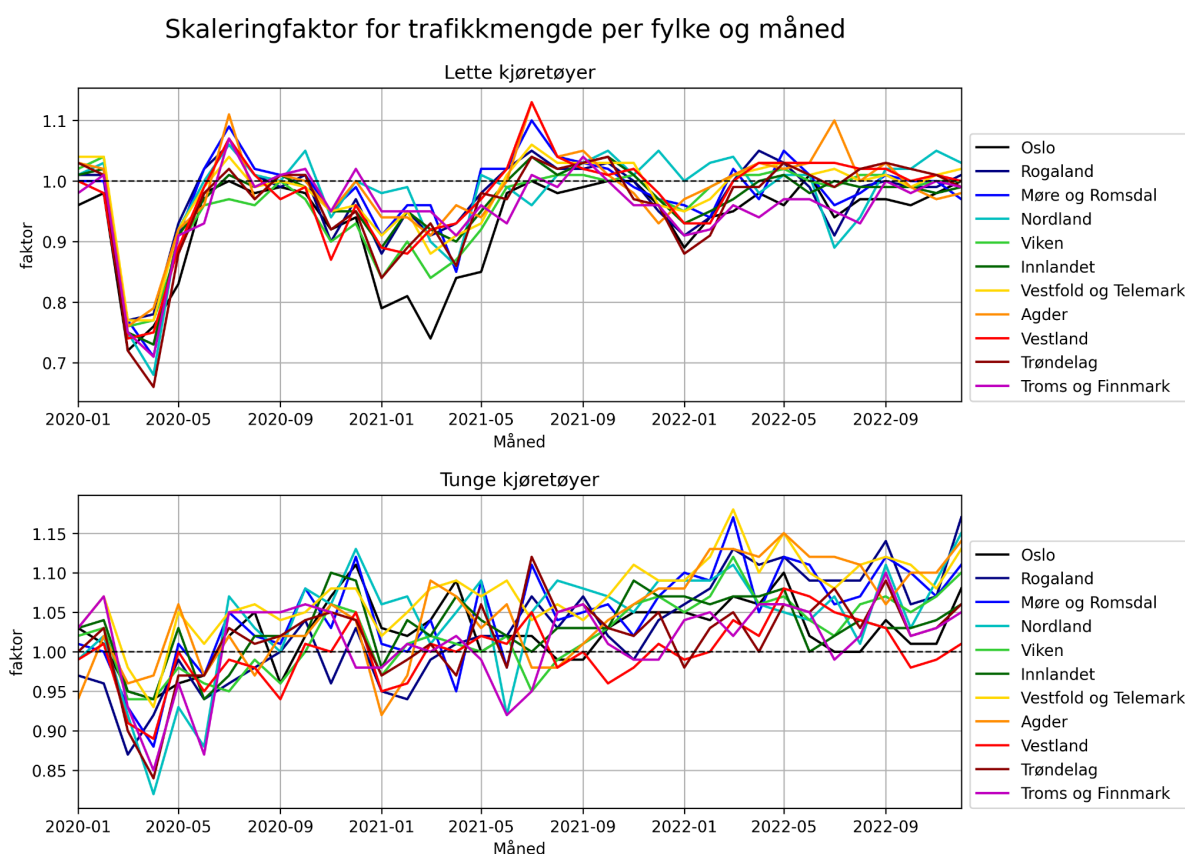
Figur 1: Antatt tidsvariasjon i trafikk, basert på telldata fra ca. år 2017: (a) Variasjon i trafikk gjennom en uke, separat for lette og tunge kjøretøyer. (b) Måned-til-måned-variasjon i trafikk. Denne skiller mellom lette og tunge kjøretøyer, mellom kommuner med flere enn 20 000 innbyggere (A, heltrukket) og færre (B, stiplet), og mellom Europa-/rikveger (A1, B1) og fylkes-/kommuneveger (A2, B2).

Tabell 1: Oversikt over data som er benyttet for trafikkvolum, bilpark og utslippsfaktorer for eksos for rekjøringene 2019-2023 og i varslingstjenesten etter oppdatering november 2024.

	2019	2020	2021	2022	2023	Varsling fra nov. 2024
Veinett og ÅDT	NVDB 2020 + data fra Oslo kommune				NVDB 2024	
ÅDT for kommunale veier	SSB støyberegninger (Norbeck & Langsrud 2015)					
Trafikkskalering	Nei	Ja (se Fig. 2)			Nei	
Bilpark & utslippsfaktorer for eksos	SSB nasjonale data 2018	NERVE 2019 data per kommune		NERVE 2021 data per kommune		
Skalering eksos PM (Oslo i parentes)	1,0	0,8	0,7	0,9	0,85 (0,8)	0,775 (0,7)
Skalering eksos NO _x (Oslo i parentes)	0,925	0,85	0,775	0,91 (0,71)	0,85 (0,75)	0,775 (0,625)
Temperaturkorreksjon av NO _x -utslipp	Se figur 3					

I rekjøringen for 2023 har vi brukt veglenkedata hentet ut fra NVDB våren 2024. Totalt kjørte kilometer for sum av lette og tunge kjøretøyer er 47 690 millioner km når alle veilenker summeres. Dette er ca 4 % høyere enn [kjørelengder estimert av SSB](#) på 45 699 millioner km for år 2023. Disse veglenkedataene brukes også i varslingstjenesten (f.o.m. nov. 2024). I rekjøringene for årene 2019-2022 har vi brukt eldre veglenkedata som ble hentet ut fra NVDB i 2020. Disse dataene ble kombinert med data for trafikkmengde for veglenker i Oslo tilsendt fra Oslo kommune i 2020, som på daværende tidspunkt ikke var innrapportert til NVDB.

For å ta hensyn til redusert trafikkmengde på grunn av nedstengninger under koronapandemien, gjorde vi en sammenligning mellom telt og modellert trafikkmengde på alle trafikktelestasjoner hver måned i 2020 og samme måned i 2019. Forskjellen mellom 2019 og 2020 i gjennomsnittlig bias for tellestasjonene i hvert fylke ble brukt til å skalere trafikkmengde av lette og tunge kjøretøyer i rekjøringen for 2020. Samme metode ble også brukt for å skalere i rekjøringene for 2021 og 2022. Disse månedlige, fylkesvise skaleringsfaktorene er plottet i figur 2.



Figur 2: Faktor for skalering av trafikkmengde per måned og fylke for årene 2020-2022, basert på sammenligning av bias i trafikkteledata med samme måned i 2019.

3.1.2 Eksosutslipp

Biltrafikken fører til utslipp i to sektorer: eksos fra forbrenning og slitasjepartikler (veistøv). Eksosen slippes rett ut i lufta og kan dermed håndteres direkte av spredningsmodellen, mens veistøvet er mer komplisert og beskrives i neste underkapittel.

Mengden eksosutslipp av NO_x og PM per kilometer kjørt, såkalt utslippsfaktor, avhenger av bilmodellen og påvirkes også av faktorer som utetemperatur, helning på veien og hastighet. Kun en relativt liten andel av NO_x-utslippet er NO₂ på utslippstidspunktet, men NO vil reagere med bakkenær ozon i atmosfæren slik at andelen NO₂ øker. I uEMEP er det antatt at 15 % av NO_x-utslippet fra veitrafikk er NO₂ ved utslippstidspunktet. De nederste fire radene i tabell 1 oppsummerer hvilke data som er brukt for eksosutslippsfaktor og korreksjonene som er gjort for hvert av årene.

Rekjøringen for 2019 brukte nasjonale utslippsfaktorer basert på SSBs estimat for totale kjørelengder og utslipp for 2018, som ga utslippsfaktor på 0.01 (0.1) g/km PM_{2,5} og 0.44 (4.4) g/km NO_x for lette (tunge) kjøretøyer.

For 2020-2023 har vi tatt i bruk resultater fra [NERVE](#)-modellen (Norwegian Emissions from Road Vehicle Exhaust, Weydahl et al., 2024), som tar høyde for ulik bilpark i hver kommune. NERVE-modellen er en «bottom-up» modell som bygger på fire detaljerte datasett; (1) Veinettet (NVDB), (2) trafikkmengde fra Regional Transport Model (RTM), (3) kjørelengdestatistikken for norskregistrerte kjøretøy fra SSB, og (4) utslippsfaktorer fra HBEFA (Hand Book of Emission FActors for Road Transport). NERVE beregner totalt antall kjørte kilometer og gjennomsnittlige utslippsfaktorer for hver kjøretøykategori i hver kommune i Norge. Disse kjøretøykategoriene er overordnede og kategoriserer bilene etter kjøretøytype (lastebiler, varebiler, personbiler, busser) og drivstofftype, og hver kategori består av mange ulike bilmodeller. Dermed kan utslippsfaktorene for samme kategori variere fra en kommune til en annen.

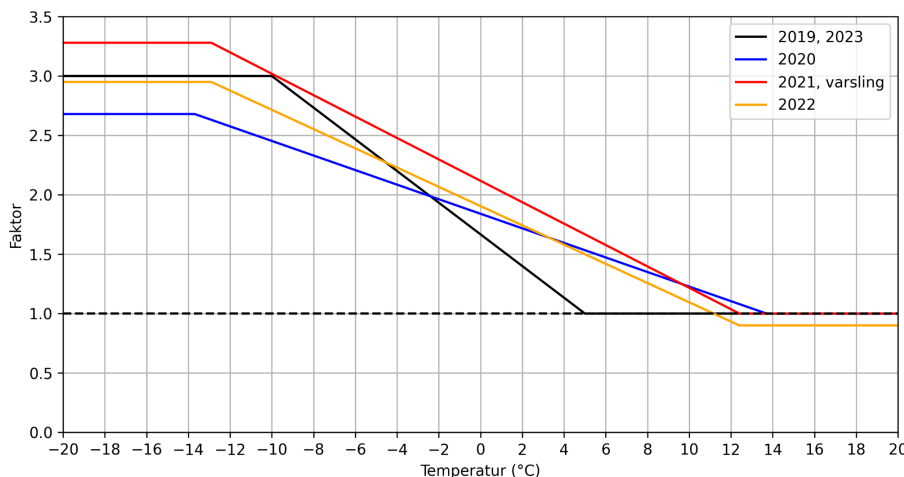
Kjørelengdene fra NERVE blir skalert slik at det blir konsistent med kjørelengdene for lette og tunge kjøretøyer man får ved å summere trafikken på veglenkene (se kapittel 3.1.1) i kommunen. I denne skaleringsen antar vi at alle busser og lastebiler er tunge, mens personbiler og varebiler er lette³.

NERVE beregner trafikk tall og utslipp for hvert år, men disse dataene blir vanligvis ikke klare i tide til å brukes i rekjøringen for det aktuelle året. Derfor har NERVE-data for året 2019 blitt brukt for både år 2020 og 2021. Vi fikk senere tilsendt en oppdatert versjon av NERVE som var beregnet for år 2021, som er brukt i rekjøringene for 2022 og 2023 og i varslingen. Siden utslippsfaktorer for eksos går raskt nedover, har vi korrigert for at vi ikke bruker siste år ved å legge på en skalering (se tabell 1) basert på en nasjonal trend i eksosutslipp som er estimert fra SSB tabell [08941](#) og [08942](#). Denne skaleringsfaktoren er den samme for alle kommuner, bortsett fra i Oslo, der vi har lagt inn en noe sterkere reduksjon de siste årene basert på trend i målte NO_x-konsentrasjoner.

Utslippsfaktorene for NO_x blir i tillegg økt ved lave utetemperaturer ved å gange med en temperaturfaktor. Denne utslippsøkningen er relatert til rensesystemer som ikke fungerer optimalt ved lave temperaturer i tillegg til kaldstart-effekter og økt drivstofforbruk. Korreksjonen er i alle modellberegningene implementert som en gradvis økning i NO_x-utslippet fra veitrafikk i et gitt temperaturintervall, men parameterne i formelen er litt forskjellige mellom de ulike kjøringene (se figur 3). I rekjøringen for 2019 ble det brukt en midlertidig formel, der utslippet er 3 ganger høyere ved de laveste temperaturene og utslippsøkningen skjer mellom +5 og -10 °C (svart linje i figur 3). Vi har siden gjort en grundigere analyse av temperatureffekten publisert i [Wærsted et al. \(2022\)](#). Konklusjonen fra denne artikkelen er rød linje i figur 3, der utslippet er 3,3 ganger høyere ved de laveste temperaturene og økningen skjer mellom +12.4 og -12.9 °C. Denne korreksjonen ble brukt i

³ Siden trafikk tall av lette og tunge kjøretøyer i NVDB er basert på tellinger der grensen er 5,6 m, vil en del av varebilene inngå i tunge kjøretøyer i NVDB. Andelen tunge kjøretøyer kan derfor ventes å være høyere fra veglenkedata enn fra NERVE, noe vi også har funnet. Vi vil derfor legge inn en antagelse om at 25 % av varebilene er tunge i fremtidige beregninger.

rekjøringen for 2021. I rekjøringen for 2020 ble en litt annen formel brukt, siden analysen ikke var helt ferdig ennå. Da vi tok i bruk de oppdaterte NERVE-data i rekjøringen for år 2022, hadde utslippsfaktorene i NERVE inkludert en effekt av kaldstart som tidligere ikke var med, som ga ca. 10 % høyere NO_x-utslipp. Vi valgte derfor å nedjustere temperaturfaktoren med 10 % ved alle temperaturer (oransje kurve i figur 3). Den sistnevnte kurven burde også ha vært brukt i rekjøringen av 2023 og i varslingen, siden samme NERVE-data brukes, men ved en feiltakelse ble ikke reduksjonen på 10 % tatt med i varslingen, og den gamle formelen fra 2019 ble brukt i rekjøringen for 2023.



Figur 3: Temperaturkorreksjon av NO_x-utslipp fra veitrafikk som har vært brukt i rekjøringen for hvert av årene og i varsling fra november 2024. NO_x-utslippet fra veitrafikk blir ganget med denne faktoren basert på modellert lufttemperatur hver time.

3.1.3 Veistøv

Veistøvet (også kalt “veitrafikk, ikke-eksos”) består av slitasjepartikler fra vei, dekk og bremses, i tillegg til partikler fra salt og sand/grus benyttet til vinterdrift av veiene. Til forskjell fra eksos, blir veistøvet ofte liggende på veien lenge før det virvles opp i luften. Derfor brukes en egen veistøvmodell NORTRIP (NON-exhaust Road Traffic Induced Particle emissions model, Denby et al., 2013a,b) til å modellere prosessene for dannelse og oppvirvling av veistøv på hver veglenke i Norge. Dette inkluderer både modellering av vei-, dekk- og bremseslitasje (beskrevet i kapittel 3.1.3.1), driftsaktiviteter på veiene (brøyting, salting, sanding og rengjøring, beskrevet i kapittel 3.1.3.2), og prosessene som påvirker massebalansen av støv og salt på veien, inkludert utslipp til luften (beskrevet i kapittel 3.1.3.3).

3.1.3.1 Vei-, dekk- og bremseslitasje

Tabell 2 viser slitasjefaktorene som brukes i NORTRIP-modellen, dvs. massen av vei-, dekk- og bremseslitasjepartikler som genereres per kjørte kilometer. Veislitasje er 30 ganger høyere for piggdekk enn piggfrie dekk og 5 ganger høyere for tunge enn lette kjøretøyer. Slitasjefaktorene er betydelig lavere for dekk- og bremseslitasje enn for veislitasje, men andelen av støvet som består av partikler mindre enn 10 µm (PM₁₀) og 2,5 µm (PM_{2,5}) er også forskjellig for de ulike typene partikler. Disse andelenene er mye høyere for bremseslitasje enn de andre to, slik at bidraget fra bremseslitasje likevel ikke er helt uvesentlig, særlig for PM_{2,5}.

Tabell 2: Til venstre: Slitasjefaktorer for PM antatt i NORTRIP-modellen per kjørte km, separat for piggdekk og piggfrie dekk, ved 70 km/t (fartsavhengighet vises i figur 4). Til høyre: Andelen av partikkelmassen som er mindre enn 200, 10 og 2,5 µm for hver type slitasje og for sand og salt brukt i vinterdrift. Tallene som vises i tabellen er det som brukes i 2023-rekjøringen, og i varslingen fra november 2024. Noen av faktorene var annerledes i eldre rekjøringer (se merknader).

	Slitasjefaktorer for total PM (g/km)				Massefraksjoner (%)		
	Lette		Tunge		PM ₂₀₀	PM ₁₀	PM _{2,5}
	Pigg	Piggfri	Pigg	Piggfri			
Veislitasje***	2,88	0,096*	14,4	0,48*	100	28	2,2
Dekkslitasje	0,1		1,0**		100	10	1
Bremseslitasje	0,0056		0,056**		100	80	50
Sand (strøgrus)					5	0,8	0,2
Salt (veisalting)					100	28	2,2

*Slitasjefaktorene for veislitasje for piggfrie dekk var 25 % lavere i rekjøringene for 2019–2021.

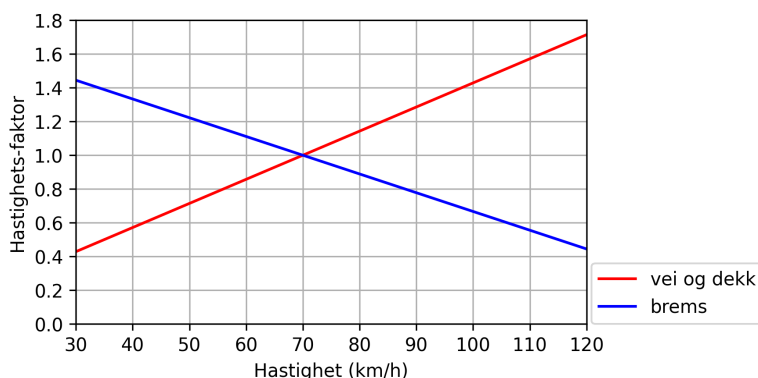
**Slitasjefaktorene for dekk- og bremseslitasje for tunge kjøretøyer var 50 % lavere i rekjøringene for 2019–2021.

***Slitasjefaktorene for veislitasje gjelder for et referanseveidekke med spesielt høy kvalitet. Veislitasjen som faktisk brukes i NORTRIP skaleres opp basert på antatt veikvalitet (se tabell 3).

Tabell 3: For ulike trafikkmengde (ÅDT) antas det forskjellig kvalitet på veidekket: Veislitasjen i tabell 2 ganges med en faktor basert på veikvaliteten. ÅDT-grensene for de ulike veikvalitetene er basert på krav spesifisert i [veileder for vegbygging N200](#).

ÅDT	Veikvalitet	Faktor
<1500	NBM19_SS11	3,6
1500-5000	NBM14_SS11	2,9
5000-15,000	NBM10_SS11	2,32
>15,000	NBM7_SS11	1,9

Veislitasjen påvirkes også av kvaliteten på veidekket. Veislitasjefaktorene i tabell 2 er basert på en veislitasjemodell (Jacobson & Wågberg, 2007) og gjelder for et veidekke med høy kvalitet som brukes på svenske veier (se Denby et al., 2013a for detaljer). Veislitasjen er høyere for veier med dårligere kvalitet på veidekket. Tabell 3 viser de fire ulike veidekkene som er antatt brukt på veiene i Norge, og faktoren som veislitasjen ganges med i NORTRIP for å ta høyde for dette. Veidekket med høyest kvalitet og som er antatt brukt på veier med ÅDT > 15,000 har faktor 1.9. Dermed er veislitasjen i modellen vanligvis ca. det dobbelte av det som vises i tabell 2.



Figur 4: Hastighetsavhengighet av vei-, dekk- og bremseslitasje i NORTRIP, relativt til slitasjefaktor ved 70 km/t gitt i tabell 2.

Slitasjefaktorene i tabell 2 blir også påvirket av hastigheten på kjøretøyene (figur 4), som antas å være lik fartsgrensen på veien. Vei- og dekkslitasje øker lineært med hastigheten; bremseslitasje blir derimot lavere ved økt hastighet; dette er fordi veier med høyere hastighet generelt har mindre oppbremsing (Denby et al. 2013a).

Skiltet fartsgrense og trafikkmengden av lette og tunge kjøretøyer er tilgjengelig for hver veglenke (se kapittel 3.1.1). Andelen av lette og tunge kjøretøy som bruker piggdekk om vinteren er estimert for hver kommune basert på romlig Kriging-interpolasjon av [piggdekkte tellinger fra Statens vegvesen i 13 byområder](#)⁴. Rekjøringen for 2019 brukte tellinger fra 2017, mens senere kjøringene har brukt tellinger fra år 2019-2020, i noen tilfeller med oppdateringer fra senere tellinger. Piggdekkene antas brukt i perioden ca. november–april, og noe lenger i Nord-Norge enn Sør-Norge. Fra og med rekjøringen for 2022 antas det også at i kommuner der piggdekkandelen er over 25 % bruker en liten andel av bilene også piggdekk om sommeren (ca. 4 % av piggdekkandelen på vinteren). Tabell 4 viser piggdekkandelene som er brukt for noen utvalgte kommuner. Se Vedlegg A for piggdekkandeler og piggdekk sesong for alle kommunene. Merk at rekjøringene har brukt ulike kommuneinndeling, som reflekteres i tabellene i Vedlegg A.

3.1.3.2 Driftsaktiviteter

I NORTRIP-modellen blir driftsaktiviteter på veiene modellert basert på regler knyttet til meteorologiske forhold og med begrensninger for hvilke måneder de kan skje og hvor ofte. Ekte data på driftsaktiviteter er bare brukt i et prøveprosjekt der vi fikk tilgang til detaljerte driftsaktivitetsdata på hovedveiene i Trondheim kommune. Disse dataene ble bare brukt i rekjøringen av år 2021 og bare for disse veiene i Trondheim.

Veisaltning gjøres på alle veier over 5000 ÅDT⁵, basert på regler for temperatur, nedbør og luftfuktighet. En saltmengde på 30 g/m² antas brukt per salting, og maksimalt to saltinger per dag. Årlig totalt saltbruk summert over alle veier i modellen har blitt sammenlignet med nasjonalt rapportert totalt saltforbruk, og både totalmengden og variasjonen fra år til år er relativt lik.

⁴ Nylig har piggdekkte tellinger blitt erstattet med spørsmål om piggdekkbruk i den nasjonale reisevaneundersøkelsen, men dette har ennå ikke blitt tatt i bruk i NORTRIP-modellen.

⁵ Fra 2022 er det ikke salting i Narvik. Dette ble slått av i modellen etter kommunikasjon med kommunen og erfaring med at veiene tørket for raskt opp i modellen ved målestasjonen i Narvik.

Tabell 4: Piggdekkandeler (%) om vinteren (i piggdekk sesongen) for lette og tunge kjøretøyer som er brukt i rekjøringen av hvert år, for noen utvalgte kommuner (en kommune i hvert fylke). Varslingen fra november 2024 bruker samme piggdekkandeler som 2023-rekjøringen. Vedlegg A gir piggdekkandelene for alle kommuner: for hvert år, gis piggdekkandeler antatt for vinter og sommer, samt datoene for piggdekk sesongen (det antas piggdekkbruken øker gradvis fra "piggsesong_start" til "piggsesong_start_full" og reduseres gradvis fra "piggsesong_slutt_full" til "piggsesong_slutt").

Kommune	Lette					Tunge				
	2019	2020	2021	2022	2023	2019	2020	2021	2022	2023
Alta	89	78	78	78	78	65	81	81	81	81
Bergen	18	23,5	23,5	12	12	1	16,3	16,3	6	6
Bodø	75	74,7	74,7	74,7	74,7	38	47,4	47,4	47,4	47,4
Bærum	16	12,2	12,2	12,2	12,2	2	3,4	3,4	3,4	3,4
Drammen	19	16,5	16,5	16,5	16,5	4	1,7	1,7	1,7	1,7
Fredrikstad	21	14	14	14	14	12	2,8	2,8	2,8	2,8
Hamar	46	40,9	40,9	40,9	40,9	7	7,3	7,3	7,3	7,3
Kristiansand	44	29,9	29,9	25	25	15	26,4	26,4	12	12
Oslo	11	9,6	9,6	9,6	9,6	1	1,7	1,7	1,7	1,7
Skien	32	27,2	27,2	27,2	27,2	14	15,1	15,1	15,1	15,1
Stavanger	24	12,2	12,2	10	10	12	6,6	6,6	5	5
Tromsø	86	82	82	82	82	73	79	79	79	79
Trondheim	35	16	16	19	19	27	10,2	10,2	10,2	10,2
Tønsberg	21	14,8	14,8	14,8	14,8	20	5,9	5,9	5,9	5,9
Ålesund	43	49	49	49	49	12	30,2	30,2	30,2	30,2

Sanding (strøgrus) er inkludert for alle fylkes- og kommuneveier med under 5000 ÅDT. Total påført masse er 200 g/m² per strøing (men svært lite av dette er PM₁₀, se tabell 2), og det kan ikke strøs oftere enn hver 14. dag.

Brøyting er modellert å skje når det er minst 3 mm fuktighet (dvs. ca. 3 cm nysnø) på veibanen, og 80 % av snøen fjernes ved brøyting, men bare 10 % av vann i væskeform.

Rengjøring av veiene er også implementert ut fra regler om hvilken del av året det gjøres, hvor ofte og ved hvilken lufttemperatur. Fylkes- og kommuneveier antas å bli rengjort i april-mai, mens Europa- og riksveger kan også rengjøres tidligere. Rengjøring antas å fjerne bare en andel av veistøvet fra en skitten veibane, avhengig av typen rengjøringsutstyr som er antatt brukt. Denne andelen avtar når veien har lite støv i utgangspunktet. På de fleste veier er andelen satt til maksimalt 0.25, men den er satt høyere for Europa- og riksveger i

enkelte kommuner, basert på mottatt informasjon fra disse om hvilket rengjøringsutstyr som benyttes.

Støvbinding med $MgCl_2$ kan også modelleres i NORTRIP. Dette er salt som holder veien fuktig til et lavere nivå av luftfuktighet enn vanlig veisalt og dermed hindrer oppvirvling av støv. Reglene som trigger støvbinding er mer kompliserte og sjekker om veien er tørr i tillegg til meteorologiske variabler. Støvbinding ble bare inkludert i modellen i rekjøringene av 2019-2021 og bare for kommunene Moss, Sarpsborg, Fredrikstad, Bærum, Oslo, Lillehammer, Porsgrunn, Skien, Bamble, Stavanger, Bergen, Narvik, Rana, Tromsø, Harstad og Trondheim⁶.

De kommunespesifikke parameterne for vinterdrift for varslingsperioden 2024–2025 er gitt i Vedlegg B.

3.1.3.3 Modellering av veiforhold og oppvirvling

Partiklene som genereres ved vei-, dekk- og bremseslitasje kan enten slippes direkte ut i lufta eller bli liggende på veibanen. Ved tørr vegbane er andelen som slippes direkte ut i lufta høy⁷, mens ved tilstrekkelig våt eller snødekt veibane blir alt veistøv liggende på veibanen, der det kan bygge seg opp et stort lager av støv. Dette er grunnen til at de høyeste PM_{10} -konsentrasjonene ofte forekommer på våren når snøen smelter og veiene tørker opp.

Ved tilstrekkelig tørr vegbane, vil veien gi utslipp til luft både gjennom direkteutslipp av nygenererte slitasjepartikler og gjennom oppvirvling av opplagret støv på veibanen. Effektiviteten for oppvirvling øker med farten, og tunge kjøretøy virvler opp betydelig mer enn lette. For rekjøringene av 2019-2021 genererer et tungt kjøretøy 10 ganger mer oppvirvling enn et lett kjøretøy. Fra og med rekjøringen av 2022 er oppvirvlingen halvert for lette og doblet for tunge kjøretøyer slik at tunge kjøretøyer nå gir 40 ganger mer oppvirvling enn lette. I virkeligheten vil også vinden kunne føre til oppvirvling, men dette er ikke inkludert i modellen. Salt og sand som ligger på veibanen kan også virvles opp. Av de totale PM_{10} -utslippene fra veistøv i rekjøringen for 2023, utgjør salt 1,5 % og sand/grus 5 % nasjonalt.

Fuktigheten på veibanen er tett knyttet til temperatur og luftfuktighet, gjennom prosesser som stråling, fordamping, frysing og smelting. NORTRIP modellerer derfor både temperatur og fuktighet på veibanen, i tillegg til mengden støv, salt og støvbinder på veien. Dette inkluderer mange prosesser, oppsummert i figur 5. Veisaltet er viktig å modellere fordi det påvirker både frysepunktet og fordamping av fuktigheten på veien. Fuktighet kommer til veien gjennom nedbør, duggdannelse og påført saltløsning ved salting/støvbinding, og fjernes ved fordamping, brøyting, sprut fra bilene og avrenning. Ved sprut og avrenning vil også salt og støvbinder forsvinne fra veien, og også noe av sand- og slitasjestøvet (men en betydelig mindre andel enn for salt, siden det er mindre vannløselig). Brøyting vil også fjerne

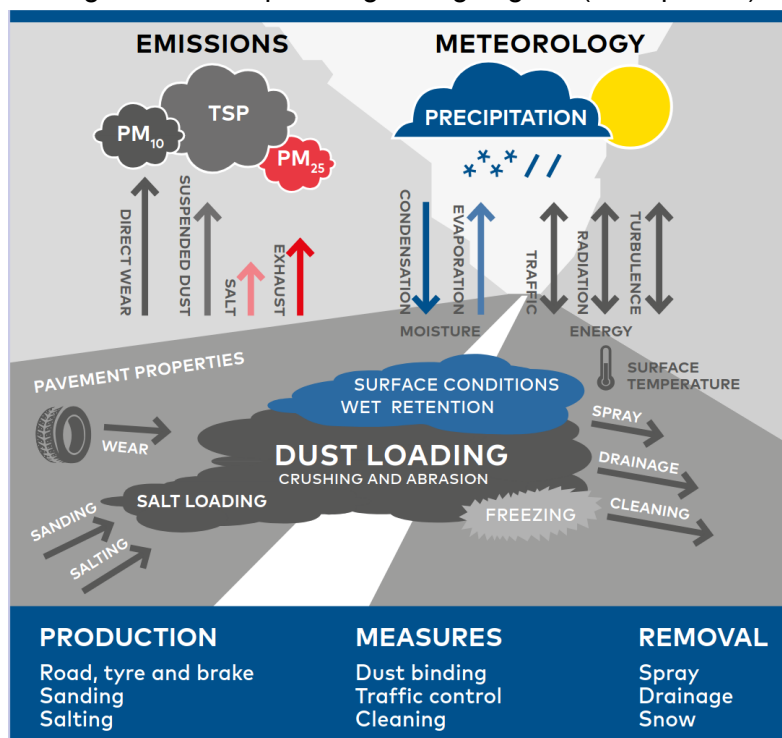
⁶ Disse kommunene inkluderte støvbinding fordi vi hadde fått informasjon om at slike tiltak ble brukt. Fra 2022 ble støvbinding slått av i modellen fordi vi vurderte at det er for stor usikkerhet knyttet til tid og sted for støvbinding, når vi ikke har detaljerte driftsdata.

⁷ Andelen av nygenererte slitasjepartikler som slippes ut direkte til lufta ved tørr vegbane var 100 % for rekjøringene 2019-2021, men har siden blitt endret til 50 %, som gjør at en større andel av utslippene kommer gjennom oppvirvling. Denne endringen ble gjort basert på observerte tidsvariasjoner i PM_{10} fra veistøv.

en del av saltet og støvet sammen med fuktigheten. Når støvet først er fjernet fra veien på denne måten, er det borte fra modellen og kan ikke senere virvles opp fra veikanten, selv om dette kan skje i virkeligheten.

Solstråling er en viktig faktor for temperaturen på veien, og dermed også for smelting og fordamping. For å ta høyde for skyggeeffekter av topografi (bakker/åser/fjell), brukes et detaljert topografisk kart over Norge på 50 m oppløsning.

Alle de meteorologiske variablene som NORTRIP trenger for å beregne driftsaktiviteter og prosessene på veibanen, tas fra værmodellen AROME-MetCoOp på 2,5 km oppløsning, som også brukes i spredningsberegningene (se kapittel 2).



Figur 5: Skjematisert fremstilling av prosessene som modelleres i NORTRIP-modellen (Nordic Council of Ministers., 2017)

3.1.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra veitrafikk

- Utslipp fra alle kjøretøy er antatt 1 m over bakkenivå, inkludert broer.
- Sanntidsdata for trafikk er ikke benyttet i beregningene, med unntak av de månedlige og fylkesvise korreksjonene som ble benyttet i 2020-2022 (se kapittel 3.1.1). Derfor vil avvik fra de antatte trafikkmengdene ikke bli fanget opp i beregningene.
- Konstante utslippsfaktorer for eksos for lette og tunge kjøretøyer er brukt for hver kommune for hvert år, og NO₂-andelen i NO_x-utslippet er satt til 15 %. I virkeligheten kan utslippsfaktorene variere pga. variasjon i bilparken innad i kommunen, eller som følge av kaldstarter, tekniske problemer med forbrenningsmotorer m.m.. Dette er kun tatt høyde for gjennom temperaturkorreksjonen av NO_x-utslipp (se kapittel 3.1.2), som er en overforenkling av mange forskjellige temperatureffekter for ulike bilmodeller (Wærsted et al., 2022).
- Antagelser for tunneler: Det antas at mesteparten av utslippet inni tunneler kommer ut gjennom tunnelmunningene. Tunnelutslippet fordeles på en ca. 100 m lang linje

utenfor hver tunnelmunning (for tunneler kortere enn 200 m er denne linja kortere), og det starter med en større vertikal spredning i uEMEP enn vanlige veiutslipp, siden det antas at utslippet allerede har blitt spredt vertikalt inni tunnelen. Effekten av ventilasjonstårn er ikke inkludert. En liten andel av utslippet antas å forbli i tunnelen gjennom avsetning på tunnelveggene, og denne andelen øker med lengden av tunnelen. Tunneler er antatt å alltid være tørre, slik at veistøv-beregningene fra NORTRIP alltid gir utslipp fra tunneler, selv om veiene er våte utenfor tunnelen pga. nedbør.

- Det er lite informasjon om veidrift tilgjengelig, noe som gjør det utfordrende å ta hensyn til driftstiltak i NORTRIP-modellen. Brøyting, sanding, salting og rengjøring av veier er lagt inn etter enkle regler, og det er sannsynlig at både tidspunkt og total mengde av disse aktivitetene avviker fra virkeligheten på mange veier.
- NORTRIP modellerer kun veistøvet så lenge det ligger på veien. Når det er fjernet ved avrenning, sprut eller brøyting, vil støvet i virkeligheten kunne bli liggende på veikant, veiskulder, langs fortauskant eller andre steder nær veien. Dette støvet kan senere bli oppvirvlet i tørre perioder og gi økt PM₁₀-konsentrasjon, som ikke fanges opp av modellen. Oppvirvling av vinden er heller ikke tatt med i modellen.
- NORTRIP modellerer hver veilenke uavhengig av alle andre. I virkeligheten kan dekkene på bilene trekke med seg både fuktighet, støv og salt fra en vei til en annen. Dette fanges ikke opp av modellen.

3.2 Vedfyring

Vedfyring er estimert til å være den største enkeltkilden til PM-utslipp i Norge (SSB, 2024). Utslipp fra vedfyring er avhengig av mange faktorer som type ovn, type ved og fyringsteknikk.

3.2.1 Vedforbruk, utslippsfaktorer og romlig fordeling

SSB estimerer totalt vedforbruket for hvert fylke⁸ i åpen peis, vedovn med gammel teknologi og ny teknologi (ovner laget etter 1998) ([SSB tabell 09703](#)). MetVed-modellen utviklet av NILU (Grythe et al., 2019) beregner et "vedfyringspotensial" for hele Norge i et rutenett på 250 m oppløsning, som brukes til å fordele vedforbruket innad i hvert fylke. MetVed bruker mange ulike datakilder, blant annet informasjon om boligtyper, tilgjengelige ildsteder, utetemperatur og energiforbruk i boligene. Utslippet er deretter beregnet ved å bruke utslippsfaktorene for åpen peis, gamle og nye ovner (tabell 5); disse utslippsfaktorene vektet med andelen av vedforbruket i hvert type ildsted for det aktuelle fylket. Variasjoner i disse andelenene innad i fylket er ikke estimert, men for Bergen er det i MetVed antatt at 100 % av veden er brent i nye ovner, på grunn av forbudet mot gamle vedovner som Bergen hadde innført. Når utslippene brukes i uEMEP, er det antatt at 10 % av NO_x-utslippet er NO₂ på utslippstidspunktet.

⁸ I 2020 ble antall fylker redusert fra 19 til 11. SSBs tall for vedforbruk gis dermed på lavere romlig oppløsning for sammenslåtte fylker fra og med 2020. MetVed-modellen bruker likevel data om fordeling av vedforbruk mellom de 19 fylkene fra tidligere år til å fordele innad i sammenslåtte fylker.

Tabell 5: Utslippsfaktorer (g utslipp per kg ved) i MetVed versjon 1 (brukt i rekjøring 2019) og versjon 2 (brukt i rekjøring 2020-2023 og varsling).

Komponent	MetVed v.1			MetVed v.2		
	Åpen peis	Gammel ovn (-1998)	Ny ovn (1998-)	Åpen peis	Gammel ovn (-1998)	Ny ovn (1998-)
PM _{2,5}	16,4	16,5	11,6	16,4	20,86	7,85
PM ₁₀	17,0	17,1	12,0	17,0	23,13	8,3
NO _x	2,0*	2,0*	1,4*	1,3	0,97	0,97

*MetVed v.1 hadde ikke utslippsfaktorer for NO_x, men vi antok at utslippsfaktoren var 12,4 % av PM_{2,5}.

Tabell 6 oppsummerer hvilke data som er brukt i rekjøringen av hvert år og i varslingen per november 2024. I rekjøringen av 2019 ble MetVed v.1 brukt, som kun hadde utslipp estimert for året 2016. For senere rekjøring har MetVed v.2 (Grythe & Lopez-Aparicio, 2020) blitt brukt, som har oppdaterte utslippsfaktorer (tabell 5) som for de fleste kommuner gir en svak reduksjon i utslippene. MetVed v.2 angir også utslippshøyde i hver rute, basert på høyden på bygningene (15 m for mindre hus, 30 m for leiligheter), som vil påvirke konsentrasjonene siden utslipp i større høyde gir mer fortykning før røyken når bakken. MetVed v.1 hadde ikke angitt utslippshøyde, så i rekjøringen av 2019 ble en konstant utslippshøyde på 15 m brukt. MetVed v.2 har også egne beregninger for vedforbruk i fritidsboliger, basert på separate tall fra SSB, men disse er ikke tatt med i spredningsberegningene. Dette er fordi de har en egen tidsvariasjon, som ville krevd implementering som separat kilde i modellen, og dette er ikke prioritert siden fritidsboligene for det meste er i grigrente områder.

MetVed v.2 blir oppdatert med utslipp for nye år når data fra SSB blir klare. Dette er ofte ikke i tide til å bli brukt i rekjøringen for samme år. Derfor er utslippsår 2019 brukt for 2020 og 2021, og utslippsår 2021 er brukt for 2022 og 2023 (tabell 6). Hvilket utslippsår som brukes har relativt stor påvirkning på utslippet fra vedfyring pga. variasjoner fra år til år i dataene fra SSB (se figur 6a).

Tabell 6: Inngangsdata brukt for beregning av vedfyringsutslipp

	2019	2020	2021	2022	2023	Varsling fra nov. 2024
Utslippsår (SSB)	2016	2019		2021		2019
År brukt for HDD	2016	2019		2022	2023	2019
Utslippsfaktorer og romlig fordeling	MetVed v.1	MetVed v.2				
Skalering	Nei			Ja (se tabell 7)		

3.2.2 Skalering av vedfyringsutslipp

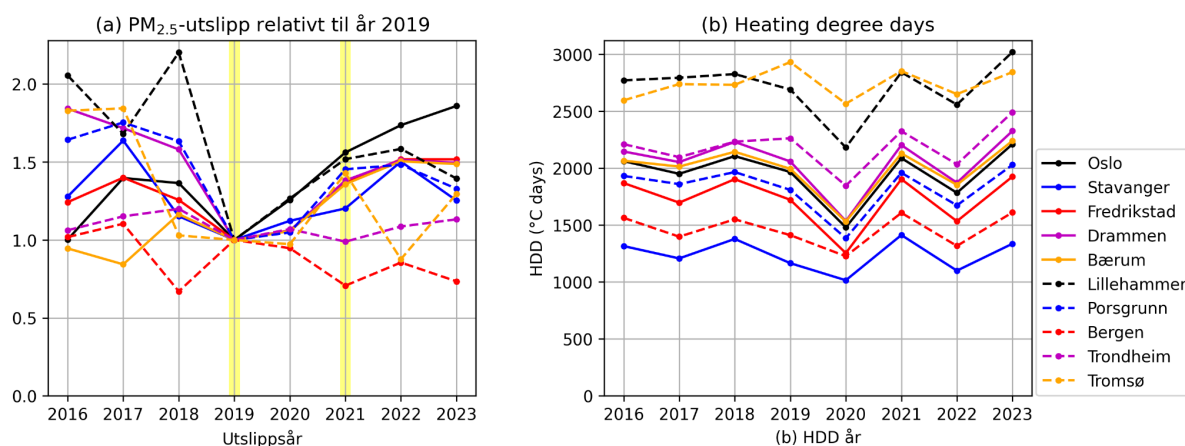
Etter flere år med modellkjøringer for Norge, ble det registrert at $PM_{2,5}$ -konsentrasjonene var under- eller overestimert systematisk på en del målestasjoner, og tidsprofilen tydet på at vedfyring kunne være årsaken, pga. karakteristisk bias om vinteren og på kveldstid. For å redusere bias har det i kommunene med måledata for $PM_{2,5}$ blitt utført en multilineær regresjonsanalyse for året 2021 for å identifisere under- eller overestimert bidrag fra vedfyring, bl.a. ved å sammenligne det karakteristiske tidsprofilen for vedfyring med måledata. Ut fra denne analysen har utslippene fra vedfyring blitt skalert opp eller ned i enkelte kommuner som angitt i tabell 7. F.eks. for Oslo er faktoren 0,8, som betyr at Oslo har fått 20 % lavere utslipp.

Tabell 7: Skaleringsfaktorer for vedforbruk i enkelte kommuner. Disse benyttes i rekjøring av 2022 og 2023 og i varslingen. For kommuner som ikke er oppført i tabellen har en skalering på 1,055 blitt brukt i 2022 (dvs. 5,5 % økning), basert på økning i nasjonalt vedforbruk fra 2021 til 2022 fra SSB, og ingen skalering i 2023.

Kommune	Skalering
Bergen	1,5
Drammen	2,0
Harstad	2,0
Kristiansand	1,3
Lillestrøm	0,7
Narvik	2,0*
Oslo	0,8
Porsgrunn	0,7
Skien	0,7
Stavanger	1,5
Trondheim	0,8

*Skalering ble ved en feil ikke gjort for Narvik i rekjøring av 2023.

Som angitt i tabell 6, brukes også disse skaleringsfaktorene i varslingen, men med utslippsår 2019. Grunnen til at år 2019 brukes i varslingen er at det ble observert stor overestimert av $PM_{2,5}$ da utslippsår 2021 ble tatt i bruk høsten 2023, særlig på Østlandet. Vi gikk derfor tilbake til utslippsår 2019, som har lavere utslipp enn 2021 for mange kommuner (figur 6a), som også stemte bedre med målinger av $PM_{2,5}$ i vintersesongen 2023-2024. En mulig årsak kan være at det ble fyrte mer med ved under pandemien.

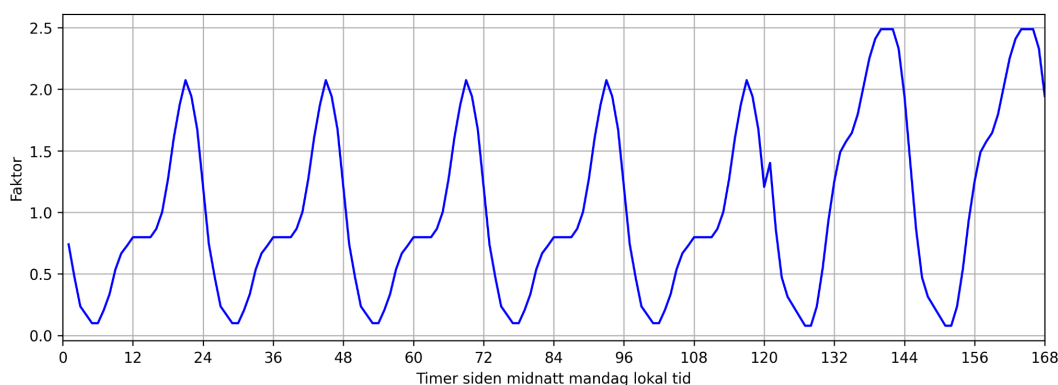


Figur 6: (a) Totalt årlig utslipp av PM_{2.5} fra vedfyring i utvalgte kommuner beregnet av MetVed v.2 basert på vedforbruk fra SSB for ulike år, normalisert med utslippet i 2019. De to utslippsårene fra MetVed v.2 som er benyttet i rekjøringene er markert i gult (NB: utslippet i 2021 er før skaleringen i tabell 7). (b) Heating degree days (HDD) beregnet for hvert år for de samme kommunene (kommunegjennomsnitt av HDD er beregnet ved å vekte rutene i kommunen med PM_{2.5}-utslippet for samme år).

3.2.3 Fordeling i tid

For å fordele vedfyringen mellom årets dager, brukes døgnmiddeltemperaturen. Vedfyring starter ved døgnmiddeltemperatur på 11 °C og øker lineært med synkende temperatur. For hver 250-m rute i MetVed beregnes derfor en størrelse kalt "heating degree days" (HDD), som er lik antall grader døgnmiddeltemperaturen er under 11 °C (eller 0 hvis den er over 11 °C) summert over alle årets døgn. Utslippet for et gitt døgn beregnes ved å gange totalt årsutslipp for denne ruta med antall grader døgnmiddeltemperaturen er under 11 °C for det aktuelle døgnet, og deretter dele på HDD. Dersom samme temperaturdata som ble brukt til å beregne HDD også brukes i selve modellen, vil totalutslippet for hele året være uendret.

HDD blir beregnet for hvert år ved å interpolere døgnmiddeltemperaturen fra Meteorologisk Institutt sin landsdekkende temperaturanalyse på 1 km oppløsning (Lussana et al., 2019) til hver 250-m rute som har vedfyringsutslipp. Tabell 6 viser hvilket års HDD er brukt i hver av rekjøringene og i varslingen. I rekjøringene av år 2019-2021 ble samme år brukt for HDD og utslipp. Det betyr at hvis modellert år er kaldere enn utslippsåret (i betydning høyere HDD), vil totalt årsutslipp i modellen bli høyere enn utslippet beregnet av MetVed (og motsatt dersom modellert år er varmere). For rekjøringene av 2022-2023 har vi i stedet valgt å bruke HDD fra det modellerte året. Da blir totalt årsutslipp det samme som i utslippsåret i MetVed, uansett om det er et kaldere eller varmere år. Figur 6b viser variasjonen i HDD fra år til år for utvalgte kommuner. HDD kan typisk være minst 20 % høyere i et kaldt enn et varmt år, som vil gi tilsvarende utslag i utslippene dersom HDD tas fra utslippsåret i stedet for modellert år. For de fleste kommuner var 2020 et varmere år og 2021 et kaldere år, relativt til utslippsåret 2019 som ble brukt for begge disse rekjøringene, og det kan dermed forklare forskjell i modellert utslipp mellom disse to årene. For varslingen kan vi naturligvis ikke bruke det modellerte året for å beregne HDD, siden temperaturdata for hele resten av året ikke er tilgjengelig ennå, så der er HDD tatt fra utslippsåret. I varslingen brukes dessuten ikke døgnmiddeltemperaturen, men i stedet temperaturen for hele 2-dagersperioden det varsles for, for å beregne utslippet.



Figur 7: Antatt døgnvariasjon i vedfyringsutslipp for hver ukedag.

En døgnsyklus for hver dag i uka er også lagt inn for å simulere når folk er hjemme og tenner opp i ildstedene sine, med 50 % høyere antatt vedforbruk i helgen (figur 7), basert på Aasestad (2010).

3.2.4 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra vedfyring

- Fordelingen av vedovnstyper er kun tilgjengelig på fylkesnivå. Antagelig varierer andelen gamle og nye ovner betydelig innad i et fylke, men det er ikke funnet gode nok proxy-data for å ta høyde for dette i MetVed.
- Reelle utslippsfaktorer vil variere kraftig på grunn av ulike fyringsforhold og fyringsteknikk, og at utslipp er høyest i begynnelsen av en fyring (e.g. Skreiberg et al., 2023).
- Tidsvariasjon i vedfyring er antatt å følge utetemperaturen gjennom HDD og en fast døgn- og ukesyklus (se underkapittel 3.2.3).
- 10 % av NO_x -utslippet antas å være NO_2
- Utslipp fra fritidsboliger som beregnes i MetVed v.2 er ikke brukt i uEMEP.

3.3 Skipstrafikk

Utslipp fra skipstrafikk er i noen tilfeller et viktig bidrag til lokal luftforurensning (NO_2 -konsentrasjoner og noen ganger fint svevestøv $\text{PM}_{2.5}$), særlig for sentrumsnære havner. Tabell 8 oppsummerer hvilke skipsutslipp som er benyttet i modelleringen.

3.3.1 Utslippsmodell

Utslipp fra skipstrafikk er tilgjengelig fra Kystverket, beregnet ut fra "Automatisk Identifikasjons System" (AIS)-data. AIS-data finnes for de fleste skip som ferdes i norske farvann. Den internasjonale sjøfartsorganisasjonen (IMO) krever at fartøyer over 300 brutto registertonn (GT), passasjerskip og/eller fartøy som frakter farlig eller forurensende last må ha AIS-sendere. AIS-data rapporteres hvert 6. minutt slik at Kystverket har grunnlagsdata om skipstype og -posisjoner i høy rom- og tidsoppløsning. I tillegg registreres data om skipstørrelse og motortype slik at utslipp kan beregnes for hvert skip med kjente utslippsfaktorer. I spredningsberegningene brukes utslippstallene for $\text{PM}_{2.5}$ og NO_x , og det antas at 10 % av NO_x -utslippet er NO_2 på utslippstidspunktet.

Tabell 8: Skipsutslipp som er brukt i rekjøringen for hvert år, og i varslingen fra november 2024

	2019	2020	2021	2022	2023	Varsling fra nov. 2024
Utslipp per måned	Havbase for år 2017, aggregert i 250m x 250 m ruter			Havbase for år 2021, aggregert i 250m x 250 m ruter		
Døgnvariasjon i utslipp	Havbase for år 2017, aggregert i 2,5 x 2,5 km ruter					
Korrigert for landstrøm	Nei			Korreksjon for 7 havner basert på rapportert landstrømbruk i 2021 (se tabell 8)		

Inntil nylig ble utslippene beregnet med en modell utviklet og eid av DNV-GL og publisert via en nettside (Havbase). I løpet av 2024 har imidlertid Kystverket utviklet sin egen tilsvarende modell [MarU](#) (Kystverket, 2024). Data fra denne modellen vil etter hvert bli tatt i bruk i Luftkvalitet i Norge, men alle eksisterende modellkjøringer til nå har brukt Havbase.

Grunnlagsdata fra Havbase er i for høy rom- og tidsoppløsning, og må aggregeres opp til en grovere oppløsning. Utslipsdata er oppskalert fra spesifikke AIS-punkter opp til 250 m ruter. Data med tidsoppløsning på hvert 6. minutt blir også oppskalert til timesdata. Månedlige totalutslipp ble laget ut fra timesdata for disse 250 m rutene, mens døgnvariasjoner er utviklet på grovere ruter med 2,5 km oppløsning. Utslippstall og samsvarende tidsvariasjoner er utviklet ut fra 2017-data i Havbase. Fra og med rekjøringen for 2022 er utslippstallene per måned oppdatert med data fra 2021, mens tidsprofilene for døgnvariasjon er uendret.

Utslipp fra skip skjer fra høye piper, men verken Havbase eller andre kjente datakilder har informasjon om høyden av pipene til hvert enkelt skip eller skipstyper. Siden skipene med de største utslippene også har de høyeste pipene, har effektiv utslippshøyde (dvs. høyden av pipen pluss termisk løft) blitt satt til 70 m over havnivå for alle skipsutslipp.

3.3.2 Landstrøm

De siste årene har det i mange havner blitt installert infrastruktur som kan gi strømforsyning til skip som ligger til kai, slik at de kan slå av sine dieselgeneratorer. I dataene fra Havbase tas det ikke høyde for bruk av landstrøm. Når AIS-data viser at et skip ikke flytter seg er det antatt at fartøyet ligger i havn og at motoren til fartøyet er på og har utslipp. I forbindelse med oppdatering til Havbase-data for 2021 ble det gjort en manuell gjennomgang av energiforbruket fra landstrøm i 2021 (i GWh) som noen offentlige havner hadde rapportert frivillig til Miljødirektoratet. Det ble antatt at 1 GWh landstrøm erstatter 230 tonn drivstoff (MGO) (Nikolai Rivedal, Miljødirektoratet, personlig kommunikasjon), og utslippene fra de aktuelle havneområdene ble redusert tilsvarende. Tabell 9 oppsummerer endringen i årstotaler av utslipp for disse kommunene, både som følge av endret år fra Havbase og fra korreksjonen for landstrøm. I fremtidige rekjøringer vil estimert bruk av landstrøm være inkludert i dataene fra MarU for alle havner med landstrømanlegg.

Tabell 9: Endring i årlig NO_x-utslipp fra skip som følge av oppdateringen gjort mellom 2021-rekjøring og 2022-rekjøring. Endringen er en kombinasjon av endret utslippsår og landstrømkorreksjon av det nye utslippsåret. Øvrige kommuner har også fått endret utslipp, men kun pga. endring av utslippsår.

Kommune	Landstrøm 2021 (GWh)	Utslippsår Havbase 2017 → 2021	Reduksjon fra landstrøm 2021	Total endring utslipp
Oslo	20,7	+74 %	-47 %	-7 %
Bergen	19,7	+11 %	-11 %	-1 %
Stavanger	1,6	-10 %	-2 %	-11 %
Kristiansand	18,9	+39 %	-16 %	+17 %
Sandefjord	12,7	+15 %	-16 %	-4 %
Haugesund	2,0	-26 %	-5 %	-30 %
Risør	4,2	+183 %	-29 %	+100 %

3.3.3 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra skip

- Tidsvariasjonene er basert på 2017-data. Det er usikkert om 2017 var et representativt år.
- Manglende AIS-data forekommer i Havbase, men er vanligvis kun for reiseruter utenfor havneområder.
- Bruk av landstrøm er kun inkludert for de syv havnene som rapporterte dette i 2021. Dette er bare en liten del av total landstrømbruk. Det har også antagelig vært en økning i landstrømbruk siden 2021.
- Effektivhøyden av utslipp fra alle skipsfartøy i alle skipskategorier er antatt å være 70 m over havnivået.
- 10 % av NO_x-utslippet antas å være NO₂
- I EMEP-modellen vil en del av skipsutslippet legges direkte i nederste modellnivå (ca. 0–50 m), som gjør at forurensningen når bakken for fort. Bidraget fra skipsutslipp mer enn 5 km unna (der uEMEP ikke brukes) kan derfor være overestimert.

3.4 Industri

Utslipp fra industri stammer fra forskjellige prosessorer som forbrenning, kjemisk- og metallurgisk produksjon i tillegg til aktiviteter som pukkverk, olje- og gassvirksomhet.

3.4.1 Metode for estimert industriutslipp

Totale årlige utslipp er tilgjengelig for ca. 300 industrivirksomheter i Miljødirektoratets database [Norske utslipp](#). Databasen inneholder årlige rapporterte utslippstall fra virksomheter med utslippstillatelse fra Miljødirektoratet og Statsforvalteren, som er iht. krav om nasjonale utslippsregistre ([PRTR](#)). Utslippsmengden er beregnet av virksomhetene enten basert på målinger, massebalanse eller utslippsfaktorer. Modellen bruker de rapporterte totalutslippene av PM og NO_x for året 2016. PM-utslipp er rapportert som "total PM", og modellen antar at alt dette er PM_{2,5}. Det antas at 10 % av NO_x-utslippet er NO₂ på utslippstidspunktet.

Utslippene er oppgitt som punktutslipp, men det tilsvarer ofte ikke til eksakt lokasjon for utslippet fordi de oppgitte koordinatene i databasen er til hele virksomheten, dvs. senterpunktet eller administrasjonsbygningen til virksomheten, og ikke nødvendigvis til pipene eller bygningene hvor utslippene skjer. I tillegg finnes det ingen metadata i databasen om utslippshøyder, gasstemperatur eller -hastighet, og slike data er nødvendig for å kunne plassere utslipp i riktig høyde i modellen. Derfor brukes en konstant effektiv høyde av utslipp fra industrikilder på 100 m over bakkenivå.

Miljødirektoratet sendte en spørreundersøkelse til ca. 75 industrivirksomheter våren 2019 for å få informasjon for å forbedre metadata, rom- og tidsoppløsninger. Undersøkelsen ble sendt til virksomhetene med de høyeste NO_x- og/eller PM-utslippene. Basert på svarene, har det blitt implementert utslipp fra separate piper med nøyaktig høyde og posisjon for 5 av virksomhetene.

Industri kan også ha diffuse utslipp, dvs. utslipp som ikke går gjennom pipene, for eksempel støving fra kjøring, lagring og lasting/lossing av råvarer. Slike utslipp kan være viktige for lokal luftkvalitet siden de skjer i lavere høyde over bakken. De rapporterte utslippstallene inneholder per nå ingen separate estimater for diffuse utslipp, så det er antatt at alle utslippene skjer gjennom pipene. Det er sannsynlig at luftforurensning nær industrianlegg er underestimert på grunn av dette.

Det er ikke implementert detaljert tidsvariasjon av industriutslipp. Det er antatt konstante utslipp gjennom døgnet og gjennom året, bortsett fra at utslippene er antatt halvparten så store i helgen som på hverdager.

3.4.2 Usikkerheter og forutsetninger i utslipp fra industri

- Romoppløsningen til industrikildene er grov: utslipp fra hver virksomhet, inkludert dem med mange prosesser og utslippspunkter, er vanligvis definert fra senterpunkt (eller administrasjonsbygningen) til hele virksomheten, med unntak av de 5 virksomhetene der mer detaljerte data er brukt.
- Det finnes lite metadata for virksomhetene, og utslipp er definert med effektiv høyde av 100 m over bakken i modellen, med unntak av de 5 virksomhetene der mer detaljert informasjon er brukt. Spesielt er det ikke tatt hensyn til diffuse utslipp, som kan skje i lavere høyde og dermed gi underestimering av lokal luftforurensning nær utslippet.
- Tidsvariasjon i utslippene er ikke tatt høyde for, bortsett fra lavere utslipp i helgen. I virkeligheten vil ulike industrianlegg ha ulik tidsvariasjon i produksjonen og dermed utslippene.
- Utslippene er ikke oppdatert siden 2016
- All PM er antatt å være fint svevestøv (PM_{2,5})
- 10 % av NO_x-utslippet antas å være NO₂

4 Assimilering av måledata i 2021

Under forberedelsene til rekjøringen for 2021, observerte vi at det var betydelig underestimering av PM_{10} , særlig i mai–juni i sørlige deler av Sør-Norge. Årsaken lot til å være en storskala/langtransportert kilde. For å korrigere for dette, tok vi i bruk assimilering av måledata. Målte konsentrasjoner av PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_2 og O_3 fra alle regionale bakgrunnsstasjoner ble assimilert hver time med en *3D-Var-metode*. Forenklet fungerer assimilering slik at konsentrasjonen justeres i EMEP-modellen i et område rundt målestasjonen for å komme tettere på målt konsentrasjon, på en måte som tar hensyn til usikkerhet både i de målte og modellerte konsentrasjonene og romlig representativitet av en punktmåling. Det er kun bidraget fra de storskala spredningsberegningene som er påvirket av assimileringen, mens bidragene fra utslipp innenfor 10 km x 10 km som er beregnet med uEMEP ikke er påvirket.

Siden metoden med dataassimilering har svakheter, særlig at den ikke identifiserer hvilke utslippskilder som skal justeres og justerer alle like mye, har vi ikke brukt denne metoden i noen andre rekjøringer enn 2021. Hovedeffekten av dataassimileringen er at kategoriene “Bakgrunn” og “Sjøsalt” er høyere enn de ellers ville ha vært for år 2021, i årsmiddel opptil 40 % høyere for PM_{10} og 15 % høyere for $PM_{2,5}$ sør i Sør-Norge, mens effekten på NO_2 er liten.

5 Beregning av statistikk og kildebidrag

Dette kapittelet beskriver hvordan kartene og grafene som vises i tjenesten "Luftkvalitet i Norge" har blitt beregnet ut fra modellresultatene fra uEMEP.

5.1 Luftkvalitet i Norge – Varsling

5.1.1 Forurensningsklasser

Varslingstjenesten fokuserer på korttidseksposering (time og døgn). Basert på helsefaglige vurderinger er det utarbeidet forurensningsklasser som definerer eksponering for ulike nivåer av times- og døgnmidlede konsentrasjoner av PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_2 og O_3 som "lite" (grønt), "moderat" (gult), "høyt" (rødt) og "svært høyt" (lilla). Disse fargene brukes på varslingskartene og har tilhørende helseråd for befolkningen, inkludert sårbare grupper. Les mer her:

https://luftkvalitet.miljodirektoratet.no/artikkel/artikler/helserad_og_forurensningsklasser/

Disse forurensningsklassene blir fastsatt for hver komponent i hver rute i det modellerte rutenettet. Varslet forurensning for "I morgen" er for døgnmidlet konsentrasjon og bruker forurensningsklassen for døgn. Ellers brukes forurensningsklassen for time for varslet forurensning nå, for resten av dagen og for grafen som viser hver time. "Samlet forurensning" viser komponenten som gir den høyeste forurensningsklassen.

5.1.2 Aggregering til grunnkretser, delområder og kommuner

Varslingstjenesten presenterer et forurensningsnivå for ulike nivåer av geografiske områder: grunnkretser, delområder og kommuner, som definert av SSB her:

<https://www.ssb.no/klass/klassifikasjoner/1>. Forurensningsklassen til en grunnkrets avgjøres av 90%-percentilen av rutene som faller innenfor grunnkretsen, og tilsvarende aggregeres det til delområder ved å bruke 90%-percentilen av grunnkretsene i et delområde.

Kommunens forurensningsklasse bestemmes av delområdet med den høyeste forurensningsklassen. En mer detaljert forklaring er gitt her:

<https://luftkvalitet.miljodirektoratet.no/artikkel/artikler/slik-varsles-og-males-luftkvalitet/>

5.1.3 Kildebidrag: 10x10 km

Siden uEMEP-modellen beregner bidragene fra hver kilde innenfor 10x10 km som en separat gaussisk plume (se kapittel 2.2), kan den også lagre informasjon om hvor mye av PM_{10} -, $PM_{2,5}$ - og NO_x -konsentrasjonen i en rute som skyldes lokale utslipp (dvs. fra innenfor 10x10 km) fra hver av de nedskalerte sektorene (eksos, veistøv, vedfyring, skip, industri). I tillegg sporer EMEP-modellen hvor stor del av PM_{10} - og $PM_{2,5}$ -konsentrasjonene som er fra sjøsalt. Dette brukes i varslingstjenesten til å oppgi hva som er hovedkilden(e) til forurensningen. Kildebidragene til NO_2 og O_3 blir også estimert basert på kildebidragene til NO_x ⁹.

⁹ Det er ikke trivielt å definere kildebidragene til NO_2 og O_3 siden de har en ikke-lineær sammenheng med NO_x -konsentrasjonen. I uEMEP blir først lokalt bidrag til NO_2 og O_3 regnet ut som forskjellen mellom totalkonsentrasjonen av NO_2 og O_3 og det man får ved fotostasjonær likevekt når bidrag fra alle lokale NO_x -utslipp er fjernet. Dette fordeles deretter på hver av de lokale sektorene ved å sammenligne hvor mye NO_2 reduseres og O_3 økes når de lokale NO_x -utslippene fra én sektor om gangen fjernes.

5.2 Luftkvalitet i Norge – Verktøy og data

5.2.1 Årsmidler, korttidsmidler og luftsonekart

Som beskrevet i kapittel 1.2, brukes rekjøringene til å presentere konsentrasjoner opp mot grensene i forurensningsforskriften kapittel 7. Vi trenger derfor årsmidlet konsentrasjon av PM_{10} , $PM_{2.5}$ og NO_2 , og det 26. høyeste døgnmiddel av PM_{10} , og det 19. høyeste timesmiddel av NO_2 (kalt korttidsmidler). For luftsonekartet i T-1520 trenger vi også vintermiddel av NO_2 og det 8. høyeste døgnmiddel av PM_{10} .

I rekjøringene beregner uEMEP konsentrasjonen på 100 m oppløsning for hver time i hele landet. For å unngå for store datamengder, skriver modellen bare ut døgnmidler. Disse døgnmidlene blir brukt til å beregne årsmiddel av PM_{10} , $PM_{2.5}$ og NO_2 , vintermiddel av NO_2 til bruk i luftsonekart (gjennomsnitt av januar, februar, mars, april, november og desember samme år), og den 8. og 26. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} , for hver 100x100 m rute. Siden timesmidler ikke lagres, brukes en parametrisering til å estimere de høyeste timeskonsentrasjonene av NO_2 i et døgn fra døgnmiddelkonsentrasjonen. Parametriseringen ble laget i 2019 og er basert på måledata i 2018 for døgn der døgnmiddel er over $50 \mu g/m^3$. Denne parametriseringen gjensker det 19. høyeste NO_2 timesmiddel godt for måledataene i årene 2016-2018.

Kildebidraget som vises i kartet for korttidsmiddel av PM_{10} er et gjennomsnitt av kildebidraget over de 26 døgnene med høyest konsentrasjon av PM_{10} . Kildebidraget i kartet for korttidsmiddel av NO_2 er et gjennomsnitt av døgnmidlet kildebidrag for de døgnene der minst 1 av årets 19 høyeste timeskonsentrasjoner av NO_2 forekommer.

5.2.2 Befolkningseksposering

Detaljerte data om bostedsadresser i Norge for 2017 fra SSB har blitt brukt til å regne ut antall bosatte i hver 100x100 m rute. Dette kombineres med årsmiddelkonsentrasjonen for å beregne antall personer som er eksponert over ulike terskler. Det regnes også ut et kildebidrag for hver av disse tersklene. Dette er et gjennomsnitt av kildebidraget for de rutene som har konsentrasjon over terskelen, vektet med antall bosatte per rute.

5.2.3 Kildebidrag: 10x10 km eller kommunegrensa

Akkurat som i varslingstjenesten (se kapittel 5.1.3), kan det i rekjøringene også spores hvor stor del av konsentrasjonene som kommer fra lokale utslipp i hver av de nedskalerte sektorene og fra sjøsalt. Dette brukes til å presentere kildebidraget for hver rute i kartene, for befolkningsvektet gjennomsnittskonsentrasjon, og for ulike nivåer av eksponering, som beskrevet ovenfor. Kildebidragene danner også grunnlaget for tiltakskalkulatoren, der man kan teste effekten av å endre de lokale utslippene i hver sektor.

For rekjøringene 2016-2022 ble kildebidraget regnet ut direkte fra uEMEP og svarer derfor til bidraget fra utslipp i nedskaleringsområdet på 10x10 km rundt hvert beregningspunkt (unntatt sjøsalt som kommer fra EMEP), akkurat som i varslingen. Særlig for anvendelse i tiltakskalkulatoren, er det ønskelig at kildebidraget i stedet tilsvarer det som kommer fra utslipp innenfor kommunen. Derfor ble det i 2024 implementert i uEMEP en ny metodikk som sporer bidraget fra innenfor kommunegrensa fra hver sektor. Dette gjøres for hver sektor ved

å legge sammen (1) det nedskalerte bidraget fra utslipp innenfor 10x10 km som også er innenfor kommunegrensa og (2) bidraget fra utslipp utenfor 10x10 km som faller innenfor kommunegrensa (estimert med "Local Fraction"-metoden i EMEP, Wind et al., 2020). Denne nye definisjonen av kildebidrag ble brukt i rekjøringen for 2023 og er dermed også brukt i tiltakskalkulatoren. For tidligere rekjøring og i varslingen er kildebidraget fortsatt definert som kilder innenfor 10x10 km rundt hvert beregningspunkt.

Det presiseres at endringen i metodikk for kildebidrag *ikke* påvirker totalkonsentrasjonen, bare fordelingen mellom hva som er bakgrunn og hva som er lokale kildebidrag. Endringen har størst effekt i store bykommuner som Oslo der utslipp fra motsatt side av kommunen ikke er innenfor 10x10 km, og langs grensa mellom to urbane kommuner der utslipp fra andre siden av grensa er innenfor 10x10 km. Utslaget er større for korttidsmidler enn for årsmidler.

6 Validering av beregningene

6.1 Målinger av luftkvalitet

Siden både utslippsdataene og spredningsmodellen bygger på mange forenklinger og forutsetninger, er det viktig å bruke målte konsentrasjoner av luftforurensning til å validere beregningene. Kommuner, Statens vegvesen, fylkeskommuner, industribedrifter og Miljødirektoratet finansierer målinger. Dataene lagres i sentral database for luftkvalitetsmålinger hos Miljødirektoratet, og er blant annet gjort tilgjengelig gjennom et API ([Målt luftkvalitet](#)). Nasjonalt referanselaboratorium for luftkvalitetsmålinger (NRL) har i oppgave å påse at kvaliteten på måldataene følger kravene i lovverket (mer info på [denne siden](#)). De fleste målingene som gjøres leverer data nær sanntid, og vises frem i varslingsstjenesten ([Luftkvalitet i Norge](#)). Disse målingene sammenlignes time for time med beregnet luftkvalitet (se kapittel 6.3). Det er per 2024 ca. 60 målestasjoner for PM₁₀ og PM_{2,5} og ca. 50 for NO₂ og NO_x, som er plassert for det meste i de større byene. Flertallet av målestasjonene er plassert nær en hovedvei, men det er også målestasjoner som ligger mer tilbaketrukket for å måle bybakgrunnskonsentrasjon eller nær større industrianlegg. I tillegg måler ca. 12 stasjoner ozon, de fleste utenfor byene der det er lite lokale utslipp, siden ozon er en langtransportert forurensning som reduseres nær lokale NO_x-utslipp.

Selv om måldata vanligvis vil være en bedre indikasjon for virkelig luftkvalitet enn beregnede konsentrasjoner, er det også feilkilder i målemetodene som benyttes som gir en relativt stor usikkerhetsmargin, særlig for lave konsentrasjoner. De automatiske måleinstrumentene må dessuten jevnlig vedlikeholdes og kalibreres for å gi pålitelige målinger (se f.eks. Marsteen & Hak, 2021).

Det gjøres automatisk kvalitetskontroll av målingene fortløpende, men før målingene brukes som grunnlag for å vurdere brudd på grenseverdier, gjennomgår de også en manuell kvalitetskontroll som filtrerer bort målinger med for lav kvalitet. Dette er beskrevet i kvalitetshåndboka for luftmålinger (Miljødirektoratet, 2014). Nasjonalt referanselaboratorium for luftkvalitetsmålinger (NRL) gjennomgår måldataene for fjoråret hver vår. Dataene pleier å være ferdig kvalitetssikret rundt juni hvert år.

Fortløpende validering av varslingen gjøres derfor med foreløpig luftkvalitetsmåldata som ikke har gjennomgått denne kvalitetskontrollen ennå. Rekjøringen av et kalenderår gjøres vanligvis etter sommeren i påfølgende år. På dette tidspunktet er kvalitetskontrollen av måldataene vanligvis ferdig.

6.2 Beregnet luftforurensning på målestasjoner

Siden en målestasjon representerer et punkt, mens de beregnede konsentrasjonene gjelder for et rutenett med 100x100 m oppløsning (evt. ned til 50x50 m i varslingen), kan noe av avviket fra målt luftforurensning skyldes variabilitet innad i en rute. Særlig gjelder dette for veinære målestasjoner, der konsentrasjonene kan være betydelig høyere enn et titalls meter fra veien. For å få en mer relevant validering av veinære målestasjoner, blir separate kjøringer med uEMEP-modellen utført for de spesifikke lokasjonene til målestasjonene der veitrafikk modelleres på 25 m oppløsning. Dermed kan modellerte konsentrasjoner som vises i valideringen være noe høyere (eller lavere) enn konsentrasjonen i den ruta der

stasjonen ligger i rutenettet av modellresultater. Høyden over bakken for luftinntaket til målestasjonen tas også hensyn til i disse beregningene. Denne er 3 m for de fleste målestasjoner, men noen ganger høyere, f.eks. står noen bybakgrunnsstasjoner på taket av en bygning. Til sammenligning gjøres de ordinære beregningene for konsentrasjonen i 2 m høyde. En større høyde vil typisk gi lavere bidrag fra lokal veitrafikk og høyere bidrag fra lokal vedfyring.

6.3 Metode for sammenligning av målt og beregnet luftforurensning

Målt og beregnet konsentrasjon av PM_{10} , $PM_{2.5}$, NO_x , NO_2 og O_3 på hver målestasjon sammenlignes time for time og døgn for døgn. Kun timer der både beregnet og målt konsentrasjon er tilgjengelig inkluderes når døgnmiddel og årsmiddel beregnes, slik at forskjeller mellom målt og beregnet middelerverdi ikke skal skyldes at man sammenligner data fra ulike tidspunkter. I tillegg kreves 75 % datadekning i beregning av døgn- og årsmiddel.

Siden luftkvalitetsvarselet oppdateres hver 6. time og varsler drøyt to døgn frem i tid, finnes det mange ulike varsler for samme tidspunkt. Valideringsfigurene som lages for en hel varslingssesong gjøres for det såkalte 00-varselet, dvs. modellkjøringen som bruker værvarselet som ble initialisert ved midnatt UTC. Dette er varselet som blir tilgjengeliggjort for brukerne rundt kl. 07 UTC (08:00 lokal vintertid). De første 24 timene av dette varselet blir validert (dvs. fra 07 UTC dag 1 til 06 UTC dag 2). Dersom dette varselet ikke ble laget eller har gått tapt fra disken i tiden mellom det ble laget og valideringen skal gjøres, brukes forrige tilgjengelige varsel.

Alternativt kan man også validere det nyeste varselet. Dersom alle varslene produseres som normalt, vil det da bare være de første 6 timene av hvert varsel som valideres. Dette gjøres i den fortløpende valideringen (se nedenfor).

I tillegg til å sammenligne totalkonsentrasjonen i modell og måling, viser også mange av valideringsplottene en inndeling av modellert konsentrasjon i kildebidrag som fargede segmenter. Kildebidragene følger definisjonene i kapittel 5.1.3 og 5.2.3. Altså er de definert som bidrag fra utslipp innenfor 10x10 km rundt målestasjonen i varslingen og i rekjøringene for 2016-2022, mens de er definert som bidrag fra utslipp innenfor kommunegrensa i rekjøringen for 2023. Sjøsalt er i alle tilfeller definert som det totale sjøsaltbidraget og er ikke romlig avgrenset.

6.4 Tilgjengelige valideringsplott

6.4.1 Valideringsrapporter

Når rekjøringen for et kalenderår er ferdig, lages et dokument med statistisk modellvalidering som tilgjengeliggjøres [her](#). Et tilsvarende dokument lages også for varslingen etter hver varslingssesong (november–april). Disse dokumentene inneholder en validering av års-/sesong-midlet konsentrasjon for hver målestasjon, og statistiske parametre som korrelasjon og root-mean-square-error. Det vises også tidsserier av døgnmidlet konsentrasjon for gjennomsnittet av alle målestasjoner. Siden disse rapportene lages kort tid etter den aktuelle tidsperioden, er det vanligvis en del målinger som ikke er ferdig kvalitetssikret, spesielt for varslingssesongene, men disse tas vanligvis med likevel.

6.4.2 Figurer for enkeltstasjoner gjennom API

Mer detaljerte valideringsfigurer for hver målestasjon har nylig blitt gjort tilgjengelig gjennom samme API som sender data til “Luftkvalitet i Norge - Verktøy og data”. For en gitt stasjon, kan man hente ut tidsserier for døgnmidler for hvert kalenderår 2016–2023 og for hver varslingssesong tilbake til 2018. Det er også mulig å hente ut en sammenstilling av årsmidler av alle komponenter og korttidsmidler av PM₁₀ for hvert kalenderår (disse plottene kan brukes til å sammenligne årene, men husk at forskjeller i modellert konsentrasjon mellom år også kan skyldes endringer i metode mellom årene). Figurene som hentes gjennom API-et har kun brukt målinger som har gjennomgått manuell kvalitetskontroll, bortsett fra varslingssesongen 2024-2025 fordi det er så nylig at endelig kvalitetskontroll ikke er ferdig ennå. Kapittel 6.5 gir en oppskrift på hvordan disse figurene hentes gjennom API.

6.4.3 Fortløpende validering av varslingen

For varslet luftforurensning lages det fortløpende figurer som sammenligner målte og modellerte konsentrasjoner på timesoppløsning på hver målestasjon for siste ca. 3 døgn, sammen med varslet konsentrasjon for de neste 2 døgn fra det mest oppdaterte varselet. Dette er tilgjengelig fra dashboardet til Luftkvalitet i Norge for kommuner og krever en innlogging ([Bruke varslingstjenesten Luftkvalitet i Norge - miljodirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no/varslingstjenesten)): Disse figurene henter modellert konsentrasjon for hver time fra det nyeste varselet, og valideringen vil dermed bare være for de første 6 timene av hvert varsel, gitt at alle varslene blir produsert som normalt.

Dashboardet kan ikke vise varslet og målt luftforurensning lenger tilbake i tid enn 3 dager. Derimot er det mulig å finne tilsvarende figurer på vegvær-nettsiden til Meteorologisk institutt: <https://roadweather.met.no/>. Dette er en nettside hovedsakelig til internt bruk for å studere resultater fra NORTRIP-modellen, men den er åpent tilgjengelig. Ved å trykke på en målestasjon på kartet, får man se faner med tidsserier av ulike målte og modellerte variabler på stasjonen. Hvis man velger en av luftkvalitetsstasjonene (markert i blått på kartet), vil fanen “Air quality” bli tilgjengelig, som viser sammenligning av målte og varslede konsentrasjoner. Med menyen i hjørnet av kartet kan man deretter velge hvilken tidsperiode man vil se på, tilbake til november 2020.

6.5 Oppskrift for uthenting av figurer for enkeltstasjoner gjennom API

Figurene har blitt lagt ut på serveren til Meteorologisk institutt i png-format, men det er ikke implementert et grafisk brukergrensesnitt for uthenting. Men figurene kan enkelt uthentes fra API ved å skrive korrekt URL-adresse med ønsket målestasjon og år. Eksempelene nedenfor er for målestasjonen Sofienbergparken i Oslo, som har ID-kode “NO0073A”. ID-kodene er “EOI” som definert i NILUs API: <https://api.nilu.no/lookup/stations>¹⁰. Dersom en figur ikke finnes, vil man få feilmelding “404”. Dette skjer hvis man velger et år det ikke er laget rekjøring for eller en varslingssesong som ikke (ennå) har blitt validert, eller hvis valgt målestasjon ikke har målinger eller ikke inngikk i beregningene for valgt år/sesong.

¹⁰ Noen midlertidige målestasjoner fikk ikke EOI. Disse har fått en ID laget ut fra de første 7 bokstavene i navnet: Breivoll (Breivol), Hønefoss skole (Honefos), Kirkegata (Kirkega), og Åkebergveien (Akeberg). For målestasjonen i Narvik, som ble flyttet litt nærmere veien i desember 2022, har vi valgt å vise alle figurene med nyeste ID (NO0148A), siden forflytningen var liten sammenlignet med modellens oppløsning.

For uthenting av valideringsplott for årsmidler, bruk følgende URL (erstatt "NO0073A" med ID-koden til målestasjonen du ønsker):

<https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/annualmeans/NO0073A>

For uthenting av valideringsplott for 26. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon av PM₁₀, bruk følgende URL:

https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/pm10_concentration_26_highest_daily_value_inyear/NO0073A

Tilsvarende kan man også få figurer av 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ (som inngår i beregning av luftsonekart) ved å bytte ut "26" med "8" i URL-en.

For uthenting av tidsserien av døgnmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ for rekjøringen av 2023, bruk følgende URL:

https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/pm10_daily_timeseries/NO0073A/2023

Tilsvarende figurer for andre rekjørte år hentes ved å bytte ut "2023" med ønsket år. For å få en varslingssesong (november–april), bruk året for starten av sesongen etterfulgt av "FS" (for "forecast season"), f.eks. for varslingssesongen 2023-2024:

https://airquality-expert.met.no/airqualityexpert/0.2/validationplot/pm10_daily_timeseries/NO0073A/2023FS

For å få andre komponenter, erstatt "pm10" med "pm25", "no2", "nox" eller "o3".

7 Referanser

Aasestad, K. (2010): Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv, dokumentasjon og resultater fra undersøkelse i Drammen 2006/2007, SSB, Oslo, ISBN 978-82-537-7823-5. URL:

<https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/vedforbruk-fyringsvaner-og-svevestov--26206>

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G. (2013a). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: road dust loading and suspension modelling. Atmos. Environ. 77, 283–300. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.069>.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M., Omstedt, G. (2013b). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: surface moisture and salt impact modelling. Atmos. Environ. 81, 485–503. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.003>.

Denby, B.R., Gauss, M., Wind, P., Mu, Q., Wærsted, E.G., Fagerli, H., Valdebenito, A., Klein, H. (2020). Description of the uEMEP_v5 downscaling approach for the EMEP MSC-W chemistry transport model. Geosci. Model Dev. (GMD) 13, 6303–6323. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-6303-2020>.

ECMWF (2020). IFS: documentation of the integrated forecasting system. URL:

<https://www.ecmwf.int/en/publications/ifs-documentation>.

Grythe, H., Lopez-Aparicio, S., Vogt, M., Vo Thanh, D., Hak, C., Halse, A.K., Hamer, P., Sousa Santos, G. (2019). The MetVed model: development and evaluation of emissions from residential wood combustion at high spatio-temporal resolution in Norway. Atmos. Chem. Phys. 19, 10217–10237.

<https://doi.org/10.5194/acp-19-10217-2019>.

Grythe, H., H., Lopez-Aparicio, S. (2020). MetVed v.2.0. Improvement and update of the MetVed emission model for residential wood combustion. NILU rapport 19/2020. <https://nilu.no/publikasjon/1853518/>

Jacobson, T., Wågberg, L.G. (2007). Utveckling och uppgradering av prognosmodell för beläggningsslitage från dubbade däck samt en kunskapsöversikt över inverkande faktorer: version 3.2.03, Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI). URL:

<https://vti.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A670344&dswid=-7379>

Lussana, C., Seierstad, I.A., Nipen, T.N., Cantarello, L. (2019). Spatial interpolation of two-metre temperature over Norway based on the combination of numerical weather prediction ensembles and in situ observations. Q. J. R. Meteorol. Soc. 145, 3626–3643. <https://doi.org/10.1002/qj.3646>.

Kystverket (2024): Method description MarU, Rev. 0,

https://www.kystverket.no/contentassets/b89ed30e45a5488189612722f8239a1a/method-description-maru_rev.0.pdf/download

Marsteen, L. og Hak, C. (2021): PM10/PM2.5 comparison exercise in Oslo, Norway. Study in 2015–2016 and 2018, NILU rapport 21/2021, <https://nilu.brage.unit.no/nilu-xmlui/handle/11250/2786846>.

Miljødirektoratet (2014): Håndbok for kvalitetssystem for målinger av luftkvalitet. Del 1: Beskrivelse av kvalitetssystemet, rapport M-39|2014, <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m39/m39.pdf>.

Miljødirektoratet og Meteorologisk Institutt (2019): Varslingstjeneste: Luftkvalitet i Norge: Dokumentasjon av metoder til utslippsberegninger, rapport M-1494|2019,

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1494/m1494.pdf>

Müller, M., Homleid, M., Ivarsson, K.I., Køltzow, M.A.Ø., Lindskog, M., Midtbø, K.H., Andrae, U., Aspelien, T., Berggren, L., Bjørge, D., Dahlgren, P., Kristiansen, J., Randriamampianina, R., Ridal, M., Vignes, O. (2017).

AROME-MetCoOp: a Nordic convective-scale operational weather prediction model. *Weather Forecast.* 32, 609–627. <https://doi.org/10.1175/WAF-D-16-0099.1>.

Nordbeck, O., Langsrud, Ø. (2015). Modellering av trafikk på kommunale veier. Beskrivelse av metode. Notater 2015/46. Statistisk sentralbyrå. URL: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/modellering-av-trafikk-pa-kommunale-veier>.

Nordic Council of Ministers. (2017). Road dust and PM10 in the Nordic countries: Measures to reduce road dust emissions from traffic. <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1069152/FULLTEXT02.pdf>.

Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.P., Valdebenito, Á., Wind, P. (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmos. Chem. Phys.* 12, 7825–7865. <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>.

Skreiberg, Ø., Seljeskog, M., Kausch, F. (2023). Energy Efficiency Increase by Improved Operation and Control in Wood Stoves. *Chemical Engineering Transactions.* <https://doi.org/10.3303/CET2399010>

SSB (2024): 08942: Svevestøv, organiske miljøgifter, etter kilde (aktivitet), energiprodukt, statistikkvariabel, år og komponent, <https://www.ssb.no/statbank/table/08942/tableViewLayout1>

Weydahl, T., Grythe, H. (2024): NERVE – en utslippsmodell for veitrafikk. Dokumentasjon av revidert beregningsmodell for utslipp fra veitrafikk i norske kommuner, NILU rapport 40/2024, <https://nilu.no/publikasjon/2337629/>

Wind, P., Rolstad Denby, B., Gauss, M. (2020): Local fractions – a method for the calculation of local source contributions to air pollution, illustrated by examples using the EMEP MSC-W model (rv4_33), *Geosci. Model Dev.*, 13, 1623–1634, <https://doi.org/10.5194/gmd-13-1623-2020>.

Wærsted, E. G., Sundvor, I., Denby, B. R., & Mu, Q. (2022): Quantification of temperature dependence of NO_x emissions from road traffic in Norway using air quality modelling and monitoring data. *Atmospheric Environment: X*, 13, 100160, <https://www.doi.org/10.1016/j.aeaoa.2022.100160>.