

# Utslipp og spredning av Radon-220 fra Oncoinvent, Nydalen

Underlag for utslippssøknad

Henrik Grythe, Tore Flatlandsmo Berglen, Nikolaos Evangeliou,  
Massimo Cassiani og Sverre Solberg





## Forord

Dette er et prosjekt utført av NILU - Norsk institutt for luftforskning på oppdrag for Oncoinvent AS i Oslo. Bakgrunnen for prosjektet er søknad om utslippstillatelse for utslipp av radon-220 fra bedriftens produksjonslokaler i Nydalen.

Arbeidet er utført av Henrik Grythe som gjorde FLEXPART-spredningsberegninger og presenterte resultatene, Tore Flatlandsmo Berglen var prosjektleder og ansvarlig for lokale spredningsberegninger og rapport, Nikolaos Evangeliou bidro med kunnskap vedrørende dose/eksponering og Massimo Cassiani bidro sterkt i faglige diskusjoner. Sverre Solberg gjorde innledende FLEXPART-oppsett.

I tillegg bidro følgende kollegaer ved NILU; Tove Marit Svendby var intern kvalitetskontrollør, Dag Tønnesen bidro med kunnskap i faglige diskusjoner og Randi Nordby Henriksen har bidratt med redigering av rapporten.

# Innhold

<b>Forord.....</b>	<b>3</b>
<b>Sammendrag.....</b>	<b>5</b>
<b>1 Innledning – bakgrunn for prosjektet.....</b>	<b>6</b>
1.1 Oncoinvent.....	6
1.2 Plan for studien.....	6
1.3 Utslipp fra Oncoinvent i Nydalen.....	8
1.4 Meteorologiske forhold i Oslo.....	9
1.5 Eksponering.....	11
<b>2 Spredningsberegninger på lokal skala – CONCX.....</b>	<b>12</b>
2.1 CONCX modellberegninger - enhetsutslipp.....	13
2.2 Beregning av dose for person på terrassen.....	14
2.3 Avbøtende tiltak – forlengelse av skorstein.....	15
<b>3 Spredningsberegninger på lokal til regional skala – FLEXPART.....</b>	<b>17</b>
3.1 FLEXPART modellbeskrivelse.....	17
3.1.1 Utslipp av radioaktivitet.....	17
3.1.2 Resultater / utdata fra modellen.....	18
3.1.3 Luftkonsentrasjoner og doser basert på FLEXPART beregninger.....	19
3.2 Doseberegninger.....	24
<b>4 Diskusjon.....</b>	<b>27</b>
<b>5 Oppsummering og konklusjon.....</b>	<b>27</b>
<b>6 Referanser.....</b>	<b>29</b>
<b>Vedlegg A Modelldomenet. Det meteorologiske griddet er 1x1 km<sup>2</sup> og dekker Stor-Oslo. Innsatt: Domenet over Nydalen dekker et område på omtrent 1 km<sup>2</sup> og har en oppløsning på 10 meter.....</b>	<b>32</b>

## Sammendrag

***NILU har på oppdrag fra Oncoinvent AS i Nydalen undersøkt utslipp og spredning av radon-220 (thoron) fra bedriften. Det er undersøkt utslipp og spredning på nær, lokal skala (10 m) og på lokal/regional skala. Det er beregnet doserater og eksponering på befolkning.***

Radon-220 har en halveringstid på 56 sekunder og desintegrerer og ender opp som bly-208 i løpet av noen timer. Det største bidraget til doseeksponering på befolkning kommer fra thorondøtrene og ikke fra thoron selv. Det er antatt et årlig utslipp på 70 GBq. I beregningene er det benyttet meteorologi for Oslo i 2015. Meteorologiske forhold for Oslo er vist og diskutert.

Lokale spredningsberegninger ved bruk av den gaussiske spredningsmodellen CONCX viser at ved vindhastighet rundt 4-6 m/s og vindretning fra østlig kant, kan utslipp fra skorsteinen på taket treffe takterrassen på bygget hvor Oncoinvent AS har sine produksjonslokaler. Dose / eksponering fra utslippet ved Oncoinvent for en person som tilbringer 520 timer årlig på terrassen vil tilsvare 0,7  $\mu\text{Sv}/\text{år}$ . Dette er å anse som en plausibel, mest realistisk årlig dose. For å undersøke verste tenkelige situasjoner, er det også beregnet dose ved normal drift og normale utslipp, men konstant vind fra øst og sterk vind. Da vil årlig dose være 34  $\mu\text{Sv}/\text{år}$ , dette er å anse som en maksimal årlig dose som følge av uheldig meteorologi. Ved redusert filterkapasitet og utslipp tilsvarende 11 GBq/uke, vil dose/eksponering for en time være 540 nSv. Dette er en teoretisk sett verst tenkelig situasjon og absolutt maksimal dose for en time. En slik situasjon vil opptre sjelden. Et avbøtende tiltak for å bedre spredningen og redusere muligheten for nedslag på takterrassen vil være å forlenge skorsteinen.

Spredningsberegninger ved bruk av den lagranske spredningsmodellen FLEXPART-wrf for et modellområde på  $38 \times 20 \text{ km}^2$ , viser at de høyeste aktivitetskonsentrasjonene av thoron vil forekomme i modellaget 20-30 meter over bakken der den høyeste timeskonsentrasjonen ved utslippet er på  $53 \text{ Bq m}^{-3}$ . Ved randen av modellområdet er den høyeste timeskonsentrasjonen 0,8  $\text{Bq m}^{-3}$ .

Årsmidlede thoron og thorondøtres aktivitetskonsentrasjoner ble benyttet til doseberegninger. I bakkenivå sees et bidrag fra det mindre utslippet fra det generelle ventilasjonssystemet, lengre unna er det bidraget fra skorsteinen som dominerer. De høyeste aktivitetskonsentrasjonene av thorondøtre ble funnet om vinteren og natten. De årsmidlede bakkekonsentrasjonene av thoron og thorondøtre speiles klart av dominerende vindretning i området, fra sør-vestlig kant og fra nord-østlig kant.

Doseberegninger viser at det er thorondøtrene som gir det største bidraget. De høyeste dosene ble beregnet basert på FLEXPART-wrf aktivitetskonsentrasjonene 10-60 meter nedstrøms fra utslippspunktet. Dette er relatert til at thorondøtrene oppstår etter en viss tid, og har 400 ganger høyere dosekoeffisient, og er dermed vektet tyngre i doseberegningene.

Den høyeste dosen på bakkenivå er like nordøst for utslippspunktet og tilsvarende  $1 \text{ nSvtime}^{-1}$ , eller  $1760 \text{ nSv år}^{-1}$  med en antatt utendørs oppholdstid på 1760 timer. Den høyeste dosen ble beregnet for takterrassen, der en dose på i underkant av  $8000 \text{ nSv år}^{-1}$  ble beregnet ved en oppholdstid på 1760 timer. Dette utgjør henholdsvis 0,7% og 3% av årlig tillatt effektiv dose på  $0,25 \text{ mSv}/\text{år}$ .

# Utslipp og spredning av Radon-220 fra Oncoinvent, Nydalen

## Underlag for utslippssøknad

### 1 Innledning – bakgrunn for prosjektet

#### 1.1 Oncoinvent

Oncoinvent forsker på og utvikler ny behandling av flere krefttyper, herunder eggstokkreft og tykktarmskreft med spredning til buken. Selskapet er inne i en klinisk fase med studier ved Radiumhospitalet, i Uppsala og i Leuven (Belgia)

Radspherin<sup>®</sup> er et produkt/behandlingslegemiddel som blir produsert i Nydalen. Middelet består av den radioaktive isotopen Radium-224 (kjemisk tegn Ra, halveringstid 3,6 dager) adsorbert<sup>1</sup> til CaCO<sub>3</sub>-partikler.

Bedriften skal nå søke om utslippstillatelse av Radon-220 (kjemisk tegn Rn, halveringstid 56 sekunder), et spaltningsprodukt av Radium-224. I den anledning trenger bedriften underlagsmateriale for å underbygge søknaden. Søknaden skal behandles av Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA).

#### 1.2 Plan for studien

For å undersøke utslipp til luft, spredning og eksponering mot befolkning (dose) er det spesielt to viktige problemstillinger som må vurderes.

##### **Hovedtema 1: Utslipp- og spredningsforhold ved eksisterende skorstein**

Slik skorstein og utkast ved bedriftens lokaler i Nydalen er utformet i dag, ledes luft fra laboratoriet ut gjennom kortveggen på bygget, ledes deretter i rør opp langs veggen og slippes til slutt ut 1,5 m over taket. Denne utformingen gir risiko for turbulens og skorsteinsnedtrekk. En slik situasjon kan gi høye konsentrasjoner rett ved skorsteinen. Det er en vestvendt takterrasse 8-10 m fra utkastet med tilgang fra bygget, som benyttes i sommerhalvåret. Bedriften ligger i et strøk med kunnskapsbedrifter og boliger i nærområdet. NILU har vurdert de eksisterende utslipps- og spredningsforhold og gitt råd vedrørende avbøtende tiltak, se kap. 2.

##### **Hovedtema 2: Spredningsberegninger på lokal til regional skala**

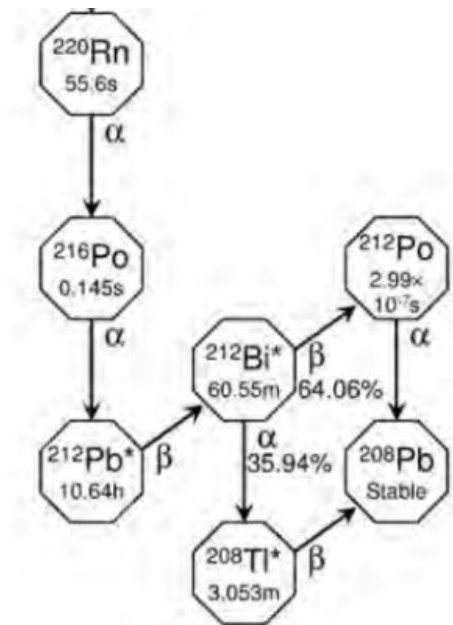
Norske myndigheter har gitt tilbakemeldinger om at det er påkrevet med spredningsberegninger for å tallfeste og vurdere påvirkning på det ytre miljø. For å svare på denne problemstillingen er FLEXPART-modellen benyttet i denne studien. FLEXPART er en Lagrangsk atmosfærisk sprednings- og dispersjonsmodell som beregner spredning av partikler/sporpakker basert på meteorologiske data fra en værvarslingsmodell. Modellen ble opprinnelig laget for å blant annet studere utslipp, spredning, desintegrasjon og avsetning av radioaktive isotoper. NILU er og har vært en viktig bidragsyter i utviklingen av FLEXPART<sup>2</sup>, som har et stort internasjonalt nettverk av brukere og utviklere. For å studere utslipp og spredning av radon-220 fra bedriften i Nydalen ble værdata for 2015 (hele året) fra modellen WRF benyttet. WRF-meteorologien er generert for et område som dekker hele Oslo med 1-kilometers oppløsning. De atmosfæriske prosessene som foregår på høyere skala løses opp i FLEXPART.

<sup>1</sup> Adsorpsjon: Avsetning av kjemiske forbindelser på en flate, men uten kjemisk omdanning av stoffet.

<sup>2</sup> Se modellbeskrivelse og anvendelse i denne NILU-artikkelen: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67620-3> (åpent tilgjengelig).

Radium-224 desintegrerer til Radon-220 og ender tilslutt opp som Bly-208 (stabil), se også Figur 1:

Ra-224	$-\alpha \rightarrow$	Rn-220	$-\alpha \rightarrow$	Po-216	$-\alpha \rightarrow$	Pb-212	$-\beta \rightarrow$	Bi-212	$-\beta \rightarrow$ (64%)*	Po-212	$-\alpha \rightarrow$	Pb-208
									$-\alpha \rightarrow$ (36%)*	Tl-208	$-\beta \rightarrow$	



Figur 1: Desintegrasjon av radon-220 til bly-208, inkludert halveringstider.

Levetiden for disse isotopene varierer fra en brøkdel av et sekund til noen timer (Figur 1). Det kan derfor være nødvendig å gjøre spredningsberegninger på helt lokal (noen meters oppløsning) til regional skala (noen titalls km oppløsning). FLEXPART-modellen slik den er benyttet i disse beregningene, dekker et område/domene på 20 x 38 km<sup>2</sup> (Oslo-domenet). Beregningene inkluderer både spredning/fortynning og desintegrasjon av radioaktive isotoper. Testberegninger som ble gjort i en tidlig fase i prosjektet viste at utslippet fra Oncoinvent ble fortynnet til om lag 1/1 000 000 000 000 000 (10<sup>-15</sup>) ved randen av Oslo domenet. Det ble derfor vurdert som tilstrekkelig å benytte et mindre, indre modellområde i beregningene, da området rundt kilden vil ha de høyeste aktivitetskonsentrasjonene. De fremlagte resultatene fra FLEXPART-wrf dekker det indre domenet, der FLEXPART ble satt til å gi data med 10 meters romlig oppløsning over et 100 ruters domene (~1km<sup>2</sup>). Dette området er tilstrekkelig for å fange opp de høyeste aktivitetskonsentrasjonene.

For å beregne doserate og eksponering av befolkningen, ble FLEXPART-beregningene utført stegvis:

1. Utslipp av aktivitetskonsentrasjon (enhet Bq/m<sup>3</sup>) ble representert av partikler/luftpakker fra skorsteinen på Oncoinvent, og spredningsberegninger ble gjort på lokal skala
2. Omregning/fordeling av de ulike thoron og datterproduktene ble basert på halveringstider.
3. Beregning av dose/eksponering ble basert på resultatene fra pkt. 1 og 2. For omregning fra aktivitetskonsentrasjon og videre til dose og eksponering ble rater fra litteraturen benyttet.

Hovedformålet med å benytte to modeller (CONCX og FLEXPART-wrf) er at de fanger opp forskjellige prosesser. Mens FLEXPART kan beregne i detalj aktivitetskonsentrasjoner, spredning, avsetning og desintegrasjon av thoron og thorondøtre over et større område, er ikke bygningsstrukturer tatt høyde for i modellen, slik at eventuelle nedtrekk langs bygget ikke blir fanget opp i tilstrekkelig grad.

FLEXPART kan heller ikke modellere et utslipp med en vertikal hastighet. Derfor er CONCX benyttet til å vurdere disse to problemstillingene, samt å se på konsentrasjoner og doser i umiddelbar nærhet av utslippet.

FLEXPART-beregningene og resultatene er presentert og vurdert i kap. 3.

### 1.3 Utslipp fra Oncoinvent i Nydalen

For å redusere utslipp av radioaktive isotoper fra produksjonen i Gullhaugsveien 7 er det installert kullfiltre. Luften fra laboratoriet ledes så ut gjennom kortveggen på bygget, deretter i rør opp langs veggen og slippes til slutt ut 1,5 m over taket, se forsiden og Figur 2. Hovedutslippet ved Oncoinvent slippes altså ut mer enn 20 m over bakkenivå.

Basert på erfaringer fra tidligere produksjon og utslipp søker Oncoinvent om en total årlig utslippstillatelse for 70 GBq av Radon-220. Det er derfor i FLEXPART-modellberegningene antatt en konstant utslippsrate på 2200 Bq, tilsvarende et totalt utslipp på 70 GBq over et år<sup>3</sup>. Se ellers utslippsparametere i Tabell 2 (side 12). Kullfiltrene reduserer i utgangspunktet utslipp av Radon-220 godt, men det er her tatt høyde for at det kan forekomme perioder der kullfiltrene ikke fungerer optimalt. Dette kan skje ved for eksempel høy luftfuktighet. Ved normal drift er kullfiltre operative,



Figur 2: Oncoinvent sitt lokale i Gullhaugsveien 7 i Nydalen. Utslippet ledes gjennom røret, som kommer ut fra laboratedelen i grunnetasjen og ledes opp langs veggen, og slippes så ut på taket. Merk takterrassen med delvis tak til venstre. Også utløpet for det generelle ventilasjonsanlegget kan sees nede til høyre på bygget.

<sup>3</sup> Det er totalt  $60 \times 60 \times 24 \times 365 = 31\,536\,000$  sekunder i et normalår. Utslipp tilsvarende  $70\,000\,000\,000$  Bq per år delt på  $31\,536\,000$  sekunder gir en utslippsrate per sekund på om lag 2200 Bq.



men det er også sett på et utslipp ved redusert filterkapasitet. I dette tilfellet er det modellert et maksimalt totalt utslipp over en uke på 11 GBq, som et verst tenkelig tilfelle. Det er et lineært forhold mellom utslipp og resulterende aktivitetskonsentrasjoner, slik at alle resultater er skalerbare.

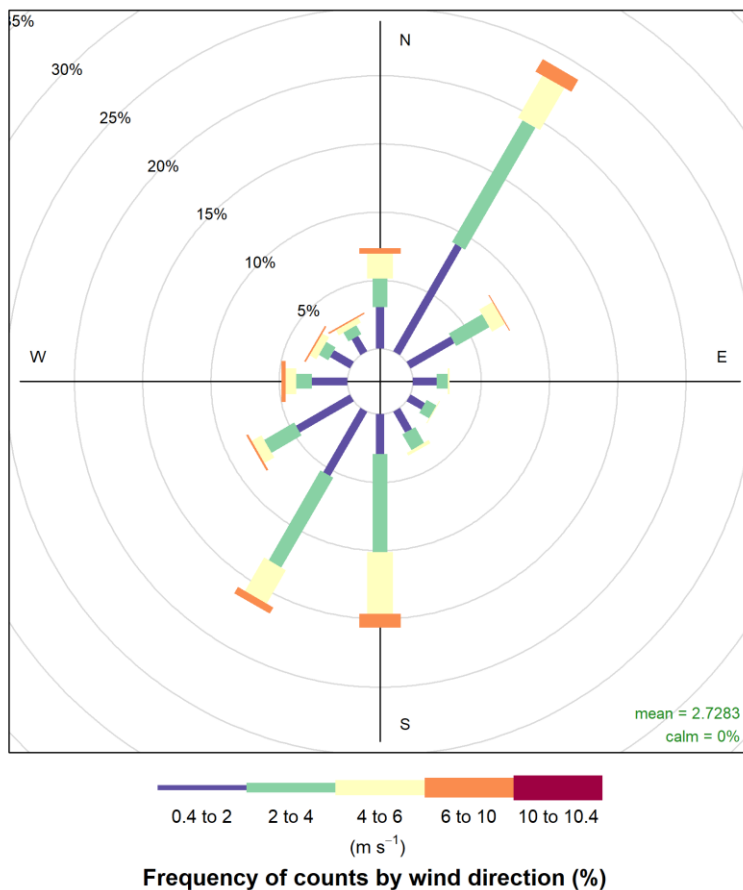
#### 1.4 Meteorologiske forhold i Oslo

Utslippene fra Oncoinvent vil spres med vinden og fortynnes. Som tidligere nevnt er det benyttet meteorologiske data for 2015. 2015 regnes som et representativt år for Oslo med tanke på meteorologi, og er tidligere benyttet som referanseår i studier av luftforurensning (Høiskar mfl., 2017).

Når det gjelder spredning i atmosfæren er det viktig å ta hensyn til vindretning, vindstyrke og atmosfærens stabilitet.

##### Vindretning og -styrke, Oslo 2015

Det gjøres ingen meteorologiske målinger i Nydalen. Nærmeste offisielle målestasjon som måler vind er Meteorologisk institutt på Blindern (2 km vest for Gullhaugveien). Vindrose for 2015 er vist i Figur 3. Dominerende vindretning er fra sør og sør-sørvest (15% av tiden hver) og fra nord-nordøst (nær 25% av tiden). Dette er typisk vindretning i Oslofjordområdet der vinden kanaliseres inn/ut fjorden.



Figur 3: Vindrose for 2015 for Oslo – Blindern, stasjonskode SN18700. Vindrose viser frekvensen (i prosent) av vind i tolv 30-graders sektorer, det vil si hvor ofte det blåser **fra** disse retningene. Det er sortert for fem vindhastighetsintervaller; 0-2 m/s, 2-4 m/s, 4-6 m/s, 6-10 m/s samt 10 m/s og sterkere. Andel vindstille: 0 %. Kilde: seKlima-databasen, <https://seklima.met.no/observations/> [besøkt 2. februar 2022], driftet av Norsk Klimaservicesenter.

Gjennomsnittlig vindhastighet er 2,7 m/s og sterkeste vind (gjennomsnitt over en time) er 10,4 m/s. Det blåser «alltid», det vil si at svakeste vind er 0,1 m/s. Fordeling av de ulike vindhastighetene er gitt i Tabell 1.

Vind fra østlig kant, fra sektor 70° til sektor 110° forekommer i 363 av timene i 2015, tilsvarende 4,1 % av tiden. Østlig vind vil bringe utslippene fra skorsteinen mot takterrassen. Høyeste vindhastighet ved vind fra øst var 5,5 m/s.

Tabell 1: Fordeling av vindhastighet for 2015 for Oslo – Blindern, stasjonskode SN 18700.

Vindhastighet	Antall timer	Prosent av tiden
0,1 - 2 m/s	3608	41,2 %
2,1-4 m/s	3337	38,1 %
4,1-6 m/s	1487	17,0 %
6,1 - 10,4 m/	327	3,7 %
<b>Totalt</b>	<b>8759<sup>1</sup></b>	<b>100,0%</b>

<sup>1</sup> Det var kun én time uten gyldige observasjoner av vind i 2015.

### Atmosfærens stabilitet

Atmosfærens stabilitet er et mål for termisk turbulens<sup>4</sup> og er avgjørende for den vertikale spredningen og fortynningen av luftforurensninger. Det er den vertikale temperaturprofilen i atmosfæren som avgjør hvor stabil eller ustabil atmosfæren er. Fire stabilitetsklasser defineres på følgende måte:

Ustabil sjiktning; temperaturen avtar raskt med høyden, forekommer ved sterk solinnstråling som gir oppvarming av bakken. Ustabil sjiktning gir god spredning av luftforurensende utslipp, men er ugunstig ved utslipp fra høye skorsteiner fordi utslippene vil nå bakken nær kilden før de er særlig fortynt, noe som kan gi høye bakkekonsentrasjoner.

Nøytral sjiktning; temperaturen avtar litt med høyden, forekommer oftest ved overskyet vær med eller uten nedbør og i perioder med sterk vind. Nøytral temperatursjiktning gir vanligvis gode spredningsforhold.

Lett stabil og stabil sjiktning; det vil si at temperaturen øker med høyden (inversjon), forekommer oftest om natta og om vinteren når det er sterk utstråling og avkjøling ved bakken og lite vind. Ved slike forhold undertrykkes spredningen av luftforurensninger. Dette er mest ugunstig for utslipp fra kilder nær bakken, som diffuse utslipp, som vil tynnes og transporteres langsomt og kan i noen situasjoner akkumuleres. Ved stabil sjiktning vil ikke utslipp fra høye skorsteiner nå bakken før det har god avstand fra selve utslippsstedet.

Alle fire stabilitetsklassene kan opptre ved svak vind. Når vinden øker vil temperaturprofilen typisk bli nøytral, det vil si at temperaturen avtar litt med høyden. Oslo ligger ved sjøen og alle de fire stabilitetsklassene vil opptre i Oslo. Om vinteren vil det ofte være stabil atmosfære med lite vind, mens ustabil og nøytral atmosfære forekommer oftere om sommeren.

<sup>4</sup> Turbulens: er uregelmessige og tilsynelatende tilfeldige variasjoner i væskers og gassers bevegelse. Turbulens blir ledsaget av små, lokale variasjoner i trykk, temperatur og massetetthet, se eks. <https://snl.no/turbulens> [besøkt 4. februar 2022].

## 1.5 Eksponering

Forskrift om strålevern og bruk av stråling (strålevernforskriften)<sup>5</sup> fastsetter grenser for årlig eksponering (se §6):

*«Virksomheten skal planlegge strålingen og skjermingstiltakene slik at ikke-yrkeseksponerte arbeidstakere og allmennhet ikke eksponeres for en effektiv dose som overstiger 0,25 mSv/år.».*

Total eksponeringsdose fra inhalering av Radon-220 og datterproduktene kan beregnes fra følgende uttrykk definert i UNSCEAR (2000):

$$D(\text{nSv}) = [(0,11 + 40 \cdot F) \cdot A_{\text{Tn}}] \cdot \text{timer} \cdot \text{nSv m}^3 / (\text{Bq} \cdot \text{t})$$

der 0,11 og 40 nSv m<sup>3</sup> / (Bq·t) er dosekonverteringsfaktorer for henholdsvis thoron og datterproduktene, og faktoren F er en likevektsfaktor for andelen av aktivitetskonsentrasjon som kommer fra thorondøtre. Denne er beregnet til ~0.1 for stabile innendørsforhold (UNSCEAR, 2000), men er vanligvis betydelig lavere utendørs (Komperød mfl., 2015, Haanes mfl., 2016). For det aktuelle punktutslippet vil det faktiske forholdet mellom thoron og dets døtre variere kraftig med avstanden fra kilden. Hvis aktiviteten fra thoron og datterproduktene er kjent, kan dosen formuleres som:

$$D(\text{nSv}) = [0,11 \cdot A_{\text{Tn}} + 40 \cdot A_{\text{TnP}}] \cdot \text{timer} \cdot \text{nSv m}^3 / (\text{Bq} \cdot \text{t})$$

der  $A_{\text{Tn}}$  og  $A_{\text{TnP}}$  er aktivitetskonsentrasjonen (Bq m<sup>-3</sup>) av henholdsvis thoron (Tn) og thorondøtre (TnP, eng. «thoron progeny»). Fordi dosekonverteringsfaktoren for thorondøtrene nesten er en faktor 400 høyere enn thoron, er det vanligvis thorondøtrene som gir det største bidraget til dosen (se eksempelvis Tokonami, 2020; Bineng mfl., 2019; Bineng mfl., 2020).

En alternativ dosekonverteringsfaktor fra ICPR 137 (tabell 12.7 side 314) er på 107 nSv (Bq h m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> for thorondøtre, en faktor 2,7 høyere enn verdien fra UNSCEAR. I våre CONCX beregninger har vi imidlertid brukt likevektsfaktoren F=0.1 i nærheten av kilden, noe som ansees som svært konservativt og trolig overestimerer dosen. Vi har derfor konkludert at dosekonverteringsfaktoren fra UNSCEAR totalt sett vil gi mest realistiske doseberegninger.

Som et sammenlikningsgrunnlag for doser er aktivitetskonsentrasjonen funnet innendørs som gjennomsnitt for 22 norske boliger ( $A_{\text{TnP}} = 0,7 \text{ Bq/m}^3$ ). Tilsvarende verdier ble funnet i en studie gjort i Sverige (DSA, 2015b). Disse innendørs konsentrasjonene av thorondøtre tilsvarer ved UNSCEAR sin dose konvertering for thorondøtrene, 0,22 mSv per år, med en oppholdstid på 90% av tiden innendørs (DSA, 2015a).

<sup>5</sup> <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2016-12-16-1659> [besøkt 14. mars 2022]

## 2 Spredningsberegninger på lokal skala – CONCX

Målet med en skorstein er at utslippene skal få et visst løft, blandes godt i omliggende luft og at røykfanen skal treffe bakken et godt stykke unna utslippspunktet. Slik skorsteinen på taket av Oncoinvent er utformet er det en risiko for at utslippet straks blir dratt ned, en situasjon som kan gi høye konsentrasjoner rett ved skorsteinen. Det er en takterrasse 8-10 m fra skorsteinen som benyttes i sommerhalvåret.

For å beregne spredning av utslippene på lokal skala, det vil si rundt og i umiddelbar nærhet til bygningen i Nydalen, er CONCX-modellen benyttet (Bøhler, 1987). CONCX er en enkel og robust gaussisk spredningsmodell som beregner konsentrasjoner nedstrøms av et utslippspunkt ved ulike vindstyrker og ved fire ulike stabilitetsforhold i atmosfæren (ustabilt, nøytralt, lett stabilt og stabilt, se kap. 1.4).

Som inngangsdata til modellen brukes skorsteinshøyde, utslippsmengde, skorsteinsdiameter, utslippshastighet, temperatur på avgassen (for å beregne termisk løft), samt høyde på bygninger rundt (grunnet bygningsturbulens). Alle disse parametrene er oppgitt av Oncoinvent. CONCX-modellen beregner deretter maksimale konsentrasjoner ved bakkenivå eller i gitte høyder som funksjon av avstand fra kilden. CONCX er en konservativ modell. Med «konservativ» menes at modellen vil tolke usikkerheter i en retning som vil overestimere de beregnede konsentrasjonene. Dette for å «være på den sikre siden».

Tabell 2: Fysiske utslippsparametre og mengder for Oncoinvent i Nydalen.

Parameter	Verdi
Skorsteinshøyde	1,5 m over tak
Bygningshøyde	20 m
Skorsteinsdiameter	40 cm
Utslippshastighet	4,45 m/s
Utslippsvolum	2000 m <sup>3</sup> /time, tilsvarende 0,57 m <sup>3</sup> /sekund
Temperatur på avgassen	20 °C
Utslipp ved produksjon med redusert filterkapasitet	11 GBq/uke
Omsøkt utslipp	70 GBq/år
Midlere aktivitetskonsentrasjon i utslippet <sup>1)</sup>	4000 Bq/m <sup>3</sup>

1) Aktivitetskonsentrasjonen i utslippet regnes ut ved å ta utslippintensitet 2200 Bq/s (se kap. 1.3) og dele på utslippsvolum 0,57 m<sup>3</sup>/s.

### Effektiv høyde

CONCX-modellen beregner også effektiv høyde, det vil si hvor høyt utslippet går vertikalt før det spres horisontalt. Stor effektiv høyde er en fordel siden utslippet da går høyt opp før det spres horisontalt, og røykfanen vil være svært fortennet før den treffer bakken langt unna utslippspunktet. Liten effektiv høyde vil tilsvarende gi dårligere fortenning og høye konsentrasjoner ved bakken nærmere utslippspunktet.

Stor vertikalhastighet og/eller høy temperatur i utslippet vil gi stor effektiv høyde. Likeledes er det større effektiv høyde ved svak vind enn ved sterk vind. Ved sterk vind vil horisontal vind «kvele» og

raskt dominere over den vertikale vinden ut av skorsteinen. Hovedutslippet ved Oncoinvent slippes altså ut mer enn 20 m over bakkenivå og har en effektiv utslippshøyde 24-32 meter over bakken.

## 2.1 CONCX modellberegninger - enhetsutslipp

Opprinnelig er CONCX programmert slik at utslipp gis i gram pr. sekund og resultatene gis som konsentrasjoner nedstrøms i gitte avstander med enhet  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Som en innledende øvelse ble det gjort beregninger med enhetsutslipp, det vil si en teoretisk utslippsmengde lik  $1 \text{ g}/\text{m}^3$  der konsentrasjonene ble beregnet i en avstand på 10 m og deretter gradvis økende avstand. Resultatene vil tallfeste graden av fortykning fra utslippspunktet og utover ved gitte avstander.

Tabell 3: Modellberegnete konsentrasjoner 10 m unna utslippspunktet (takterrassen) ved ulike stabilitetsklasser og vindhastigheter. I beregningene er det antatt enhetsutslipp  $1 \text{ g}/\text{m}^3$  ( $=1\ 000\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), andre utslippsparametre er angitt i Tabell 2.

Atmosfærens stabilitet	Vindhastighet	Effektiv høyde	Konsentrasjon 10 m avstand	Grad av fortykning
Ustabil	1 m/s	9,3 m	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 50 000
	2 m/s	5,4 m	$1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 667
	3 m/s	4,1 m	$3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 333
	4 m/s	3,5 m	$3600 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 278
	5 m/s	2,4 m	$5400 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 185
	6 m/s	2,0 m	$5300 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 189
Nøytral	1 m/s	10,6 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	2 m/s	6,0 m	$2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 500 000
	3 m/s	4,5 m	$100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 10 000
	4 m/s	3,8 m	$500 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 2000
	5 m/s	3,3 m	$1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 1000
	6 m/s	2,3 m	$4700 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 213
Lett stabil	1 m/s	18,0 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	2 m/s	14,6 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	3 m/s	13,0 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	4 m/s	11,9 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	5 m/s	11,2 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
Stabil	1 m/s	15,8 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	2 m/s	12,8 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	3 m/s	11,4 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke
	4 m/s	10,5 m	$0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Røykfanen treffer ikke

Resultatene for bakkekonsentrasjoner 10 m unna utslippspunktet er gitt i Tabell 3. 10 m fra skorsteinen tilsvarer lokalisering av takterrassen. For alle fire stabilitetsklassene gjelder det at effektiv

høyde er høyest ved svak vind og så avtar den med økende vindstyrke. Dette skyldes at sterk horisontal vind vil «overvinne» den vertikale hastigheten og redusere effektiv høyde. Som nevnt i Tabell 2 er vertikalhastigheten ut av skorsteinen 4,45 m/s.

De høyeste konsentrasjonene på takterrassen opptrer ved ustabile forhold og vindhastigheter rundt 4-5 m/s. Ved disse forholdene er det en sterk vertikal blanding og turbulens, slik at utslippet blandes raskere, også nedover. Ved enda sterkere vind (>6 m/s), vil det være et større volum som passerer over skorsteinen i tillegg til økende turbulens. Da vil konsentrasjonene på terrassen synke med økende vindhastighet. Ustabile forhold der temperaturen avtar raskt med høyden forekommer fortrinnsvis om sommeren ved sterk solinnstråling som gir oppvarming av bakken, som igjen varmer opp luften rett over. Dette kan igjen gi sterke vertikale bevegelser i luften. Vinden må også stå fra øst for at røykfanen skal treffe takterrassen.

Legg også merke til at for lett stabile og stabile forhold vil røykfanen ikke treffe terrassen. Dette er typisk for vintersituasjoner og kalde perioder vår og høst.

## 2.2 Beregning av dose for person på terrassen

For å beregne eksponering fra thoron (Radon-220 og datterproduktene) må det gjøres det en rekke antagelser, f.eks. om antall radionuklider i gassform, om de er tilknyttet små eller store partikler, og om dette er en likevektssituasjon. I doseberegningene under er det gjort antagelser som samsvarer med beregninger og studier funnet i den vitenskapelige litteraturen (Porstendörfer, 2005, Kleinschmidt mfl., 2018, UNSCEAR, 2000).

### Eksponeringstid:

Det antas en person som oppholder seg på terrassen 10 timer pr. uke hele året, til sammen  $t = 520$  timer.

### Aktivitetskonsentrasjon:

Gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon i utslippet er  $4000 \text{ Bq/m}^3$  (Tabell 2). Dette tallet bygger på omsøkt utslipp tilsvarende 70 GBq årlig og en gjennomsnittlig luftstrøm på  $2000 \text{ m}^3/\text{time}$ . Dette gir et årlig volum på  $2000 \text{ m}^3/\text{time} \times 8760 \text{ timer/år} = 17\,520\,000 \text{ m}^3/\text{år}$  (Tabell 2). Midlere aktivitetskonsentrasjon i utslippet blir da  $70 \text{ GBq/år} / 17\,520\,000 \text{ m}^3/\text{år} = 4000 \text{ Bq/m}^3$ .

Ved et utslipp ved produksjon med redusert filterkapasitet er aktivitetskonsentrasjonen på  $32\,700 \text{ Bq/m}^3$ .

### Fortynning:

Ved vind over 3-4 m/s og ustabile (eller nøytrale) forhold blir det typisk en faktor 250 fortynning (Tabell 3). Det vil si at aktivitetskonsentrasjonen blir  $A = 4000/250 \text{ Bq/m}^3 = 16 \text{ Bq/m}^3$ .

En person som oppholder seg på terrassen i en time under disse forholdene får da en dose D lik:

$$D_{1 \text{ time}}(\text{nSv}) = [0,11 + (40 \times 0,1)] \times 16 \text{ Bq/m}^3 \times 1 \text{ t nSv m}^3 / (\text{Bq} \cdot \text{t}) = 66 \text{ nSv}$$

I denne beregningen er det antatt likevektsfaktor F lik 0,1. Denne er usikker og F = 0,1 er hentet fra forhold innendørs. Se ellers kap. 1.5 for forklaring. Utslippet vil treffe takterrassen kun sekunder etter at det er sluppet ut og mesteparten av utslippet vil være i form av thorongass. F = 0,1 er derfor å regne som en overestimering.

Forholdene beskrevet over vil ikke opptre 520 timer i året. Vind over 3-4 m/s og ustabile/nøytrale forhold opptrer i maksimalt 50% av tiden, dvs. i 260 av timene som denne personen oppholder seg på

terrassen. Og vind fra øst, dvs. fra skorsteinen mot terrassen opptrer i kun 4% av tiden, dvs i drøye 10 av 260 timer.

Av de 520 timene denne personen oppholder seg på terrassen, vil røykfanen fra skorsteinen slå ned i rundt 10 timer og gi en samlet dose på 660 nSv/år, tilsvarende **0,7 µSv/år**. Dette er å anse som mest realistisk årlig dose.

Ytterligere to ulike scenarier med høyere eksponering er også undersøkt.

a) antatt normal drift og normale utslipp, men konstant vind fra øst og derved 3-4 m/s vindhastighet. Da vil en person på takterrassen oppleve en doseeksponering tilsvarende 66 nSv/time konstant. Årlig dose blir da:

$$D_{\max} = 520 \text{ timer/år} \times 66 \text{ nSv/time} = 34'320 \text{ nSv/år} = \mathbf{34 \mu\text{Sv/år}}$$

Dette er å anse som en maksimal årlig dose som følge av uheldig meteorologi (vindretning og vindstyrke), men situasjonen er lite realistisk.

b) antatt redusert filterkapasitet ved kullfilteret og utslipp tilsvarende 11 GBq/uke. Dette tilsvarer en aktivitetskonsentrasjon i utslippet lik 32 700 Bq/m<sup>3</sup>. Ved vind fra skorsteinen mot takterrassen, vindhastighet 3-4 m/s og fortykning til 1/250-del, vil aktivitetskonsentrasjonen være på 131 Bq/m<sup>3</sup>, og en person på takterrassen vil motta en timesdose på:

$$D_{1 \text{ time, redusert filterkapasitet}} (\text{nSv}) = [0,11 + (40 \times 0,1)] \cdot 131 \text{ Bq/m}^3 \times 1 \text{ t nSv m}^3 / (\text{Bq} \cdot \text{t}) = \mathbf{540 \text{ nSv}}$$

Teoretisk sett er dette den verst tenkelige situasjonen og gir absolutt maksimal dose for en time.

### 2.3 Avbøtende tiltak – forlengelse av skorstein

Det finnes avbøtende tiltak som vil gi bedre spredning og mer effektiv fortykning. En mulighet er å redusere diameteren på skorsteinen. Da vil hastigheten på luftstrømmen øke, ettersom det samme volumet skal gjennom en mindre flate. Økt vertikalhastighet vil gi økt effektiv høyde og bedre spredning.

En annen mulighet er å forlenge skorsteinen. Da vil også effektiv høyde øke og igjen gjøre at røykfanen går høyere vertikalt før den spres horisontalt. Det er gjort beregninger der skorsteinshøyden er hevet til 4 m, 6 m og 8 m, se Tabell 4. For lett stabile og stabile forhold har skorsteinshøyde ingenting å si, røykfanen vil gå klar av terrassen uansett. Men for ustabile forhold har skorsteinshøyden stor betydning for resultatene. Å heve utløpet til 4 m over taket gir noe effekt, men det er først ved 6 m skorsteinshøyde at konsentrasjonene blir lave. I en slik situasjon vil graden av fortykning være ca. 1/4000 eller enda sterkere fortykning.

Tabell 4: Konsentrasjoner av et enhetsutslipp ( $1 \text{ g/m}^3$ ) på takterrassen 10 m borte ved ustabile og nøytrale forhold gitt for fire ulike skorsteinshøyder. Merk at resultatene for skorsteinshøyde 1,5 m er de samme som i Tabell 3.

Atmosfærens stabilitet og vind	Skorstein 1,5 m		Skorstein 4 m		Skorstein 6 m		Skorstein 8 m	
	Eff. høyde	Kons. $\mu\text{g/m}^3$	Eff. høyde	Kons. $\mu\text{g/m}^3$	Eff. høyde	Kons. $\mu\text{g/m}^3$	Eff. høyde	Kons. $\mu\text{g/m}^3$
Ustabilt 1 m/s	9,3 m	20	10,4 m	3	11,9 m	0	13,6 m	0
Ustabilt 2 m/s	5,4 m	1500	7,2 m	190	9,0 m	15	10,8 m	0
Ustabilt 3 m/s	4,1 m	3000	6,1 m	450	8,0 m	45	9,9 m	2
Ustabilt 4 m/s	3,5 m	3600	4,9 m	1100	6,8 m	160	8,7 m	12
Ustabilt 5 m/s	2,4 m	5400	4,5 m	1300	6,4 m	210	8,3 m	17
Ustabilt 6 m/s	2,0 m	5300	4,2 m	1400	6,1 m	230	8,0	20
Nøytralt 1 m/s	10,6 m	0	10,9 m	0	12,2 m	0	13,7 m	0
Nøytralt 2 m/s	6,0 m	2	7,5 m	0	9,1 m	0	10,8 m	0
Nøytralt 3 m/s	4,5 m	100	6,3 m	0	8,1 m	0	9,9 m	0
Nøytralt 4 m/s	3,8 m	500	5,1 m	15	6,9 m	0	8,7 m	0
Nøytralt 5 m/s	3,3 m	1000	4,6 m	45	6,4 m	0	8,3 m	0
Nøytralt 6 m/s	2,3 m	4700	4,3 m	90	6,2 m	0	8,1 m	0



### 3 Spredningsberegninger på lokal til regional skala – FLEXPART

#### 3.1 FLEXPART modellbeskrivelse

FLEXPART er en Lagrangsk<sup>6</sup> atmosfærisk sprednings- og dispersjonsmodell som beregner spredning av partikler/sporpakker basert på meteorologiske data fra en værvarslingsmodell. Modellen ble opprinnelig laget for å blant annet studere utslipp, spredning, desintegrasjon og avsetning av radionuklider etter kjernekraftkatastrofen ved Tsjornobyl i 1986. NILU er og har vært en viktig bidragsyter i utviklingen av FLEXPART<sup>7</sup>, som har et stort internasjonalt nettverk av brukere og utviklere.

Kildekoden til FLEXPART (Stohl mfl., 2005; Pisso mfl., 2019) blir kontinuerlig utviklet av et internasjonalt miljø av forskere. Modellen eksisterer i mange versjoner og har mange anvendelser fra globale til lokale. Innen det Lagrangske rammeverket blir luftpakker eller partikler sluppet ut og sporet. Disse kan representere enten utslipp eller målte konsentrasjoner og kan spores enten forover (fra en kilde) eller bakover i tid (fra en observasjon). Partiklene følger luftstrømmene med perturbasjoner (forstyrrelser på luftstrømmen) fra turbulens. Hvordan turbulens spesifikt er behandlet i modellen avhenger av oppløsningen til meteorologien. For lokal til regional skala, det vil si mindre enn 100 km skala, er FLEXPART-wrf den best egnede modellen (Brioude mfl., 2013). Denne versjonen av FLEXPART har spesifikke innstillinger for turbulens som gjør den mer nøyaktig på finoppløst skala. FLEXPART-wrf er en versjon som er spesialtilpasset meteorologien som kommer fra modellen WRF<sup>8</sup> (**W**eather **R**esearch and **F**orecasting). FLEXPART kan modellere både tørr- og våtavsetning til overflater. Avsetning for partikler er beskrevet i detalj i Grythe mfl. (2017). For radionuklider har FLEXPART blitt brukt til mange ulike anvendelser. Ulike partikler med ulike halveringstider og ulike fysiske egenskaper kan defineres slik at aktivitetskonsentrasjoner og avsetning kan spores over tid.

Det eksisterer få spesifikke målinger for å validere konsentrasjonene beregnet fra modellen. Det er heller ikke representative meteorologiske målinger i umiddelbar nærhet (kap. 1.4). Wrf meteorologien er imidlertid godt dokumentert for Oslo, både i forhold til målinger og andre modeller, og vil godt kunne representere nærområdet i Nydalen med en oppløsning på 1x1 km<sup>2</sup>. I utslippet fra FLEXPART-wrf er det antatt at effektiv utslippshøyde er stor nok til at utslippet ikke direkte er påvirket av bygninger, da bygninger ikke eksplisitt er oppløst i modellen, men representert ved topografiske ruhetsantagelser. Det er tidligere gjort flere modellstudier av radionuklider med FLEXPART-wrf (for eksempel Lucas mfl., 2017; Rakesh mfl., 2015; Dung mfl., 2020, Cécé mfl., 2016). FLEXPART er benyttet for å beregne utslipp fra både Fukushima og kjernekraftverket i Tsjornobyl (ukr. «Чорнобильська АЕС») og er rutinemessig benyttet for å evaluere spredning av radionuklider (for eksempel Tichy mfl., 2021, Evangeliou & Eckhardt, 2020). Aktivitetskonentrasjoner fra FLEXPART er også tidligere brukt til doseberegninger (Evangeliou & Eckhardt, 2020).

##### 3.1.1 Utslipp av radioaktivitet

Utslippshøyden over bakken av Radon-220 i FLEXPART-modellen ble bestemt på bakgrunn av tallene fra CONCX (se kap. 2). Det årlige utslippet på 70 GBq (omsøkt utslipp) ble fordelt jevnt utover året slik at utslippsintensiteten (s<sup>-1</sup>) ble 2220 Bq (se fotnote i kap. 1.3 for forklaring). Det ble antatt at 96 % av utslippet kom fra skorsteinen på taket. Skorsteinsutslippet ble plassert 0-7 m meter over

<sup>6</sup> En «Lagrangsk» atmosfæremodell beregner spredning av forurensning i atmosfæren ved å beregne utslipp og forflytning og tap av luftpakker eller partikler i atmosfæren. Alternativet er en «Eulersk» modell som deler atmosfæren inn i et rutenett/gridokser og deretter beregner utslipp i hver boks, transport mellom ulike bokser og tap innen hver boks.

<sup>7</sup> Se <http://FLEXPART.eu> for ytterligere informasjon.

<sup>8</sup> <https://www.mmm.ucar.edu/weather-research-and-forecasting-model> [besøkt 4. februar 2022].

pipemunningen, høydefordelingen ble bestemt av beregnet effektiv høyde fra CONCX og forekomsten av ulike vindhastigheter. Dette utslippet representerer den gjennomsnittlige utslippshøyden over tid. 4% ut av utslippet ble plassert i det generelle ventilasjonssystemet til bygget, som har et utløp ca. 4 meter over bakken ved parkeringsplassen (kan sees t.h. på bygget i Figur 2). FLEXPART er programmert slik at utslipp i kg vil gi konsentrasjoner i  $\text{ng/m}^3$ . På samme måte vil et utslipp i Bq gi aktivitetskonsentrasjoner i  $10^{-12} \text{ Bq/m}^3$ .

Utslipet av radioisotopen Radon-220 er i gassfase, men den og dens døtre vil relativt raskt feste seg til partikler. Etter 24 timer vil omlag 80% av massen være degradert til Bly-208 som er stabilt og ikke lenger avgir stråling. Dette er imidlertid et langt tidsperspektiv og røykfanen vil være sterkt fortennet innen denne tid. Det er i de nærmeste hundrede meterne fra utslippet det kan forventes de høyeste bakkekonsentrasjonene, sammen med området rundt parkeringsplassen.

I urbane miljøer er det høy konsentrasjonen av aerosolpartikler, og det er naturlig å anta at Radon-220 og datterproduktene har tilgang til partikler å feste seg til. Dermed er det naturlig å modellere utslippet direkte som partikler. Partikkelstørrelsesfordelinger i FLEXPART er gitt som lognormal størrelsesfordeling med geometrisk middelværdi og et standardavvik. Partikkelstørrelsen påvirker avsetningshastigheter og gravitasjonsavsetning. Urbane partikler har mange kilder og er mangslungne. Vektet, gjennomsnittlig radius ligger i underkant av 800 nm. FLEXPART-partiklene ble modellert med gjennomsnittlig diameter (dm) 800 nm og et stort standardavvik på 2 for på denne måten å representere en bred variasjon i partikler. Parametre for våtavsetning ble satt til det samme som for generelle hygroskoper (vannavvisende) partikler. I de dosimetrisk modellene som benyttes for å beregne dose, er det også viktige antagelser rundt størrelsesfordelingen til partiklene. Antagelsene for partiklene som blir modellert i FLEXPART er uavhengige av disse, og påvirker ikke direkte de dosimetrisk beregningene.

### 3.1.2 Resultater / utdata fra modellen

Opplysningen av resultatdata fra FLEXPART-wrf kan settes uavhengig av oppløsningen på meteorologien som inngår i modellen. For den spesifikke problemstillingen er det 2 områder nærme utslippet som er av interesse:

- Områder i nærheten av pipeutløpet. Takterrassen befinner seg omlag 2 meter ned og 10 meter bort fra den fysiske munningen på utløpet. Det er kontorer og uterestauranter i området, og i tillegg er det boliger fra omtrent 60 meter unna, samt vinduer på bygget selv.
- Det sekundære utslippet ved parkeringsplassen, spesielt bakkekonsentrasjoner i umiddelbar nærhet.

**Aktivitetskonsentrasjoner i luft:** FLEXPART-wrf ble satt opp slik at konsentrasjoner ble hentet ut hvert sekund (eng. «sampling rate»). Det vil si at hvert sekund ble det beregnet posisjoner og konsentrasjoner for alt utslippet materiale fra bedriften. I beregningene er det ikke tatt med andre kilder eller naturlig bakgrunnskonsentrasjoner. Aktivitetskonsentrasjonene er således resultatet av utslippet fra Oncoinvent alene. Resultatdata ble skrevet til fil for hver time, som representerer snittkonsentrasjonen i hvert modellgrid hver time. Ut fra modellen kommer initielt aktivitetskonsentrasjon  $A_{Tn}$ , samt aktivitetskonsentrasjonen for et sporstoff.

Det ble programmert en «sporer» som ble benyttet for å beregne suksessive aktivitetskonsentrasjoner av døtrene som oppstår gjennom nye kjøring, der halveringstiden til hvert datterprodukt ble lagt til og trukket fra den foregående kjøringen. Det vesentligste bidraget til dose er fra  $A_{TnP}$ . (aktivitetskonsentrasjonen fra thorondøtrene). Denne er beregnet ved å regne om til antall atomer og deretter regne tilbake til en aktivitetskonsentrasjon for datterproduktet ved hjelp av levetiden ( $N = A \tau_{1/2} / \ln(2)$ ). Dette gjøres etter at modellkjøringene er ferdige.  $A_{TnP}$  er i praksis her aktivitetskonsentrasjonen til Pb-212 da bidragene fra de andre døtrene er små. Basert på  $A_{Tn}$  og  $A_{TnP}$

ble det generert døgnvariasjon, samt døgnmidler, månedsmidler og årsmidler, i tillegg til maksimumskonsentrasjoner for hvert grid. Minimum aktivitetskonsentrasjon for alle grid som ikke hadde et direkte utslipp er 0.

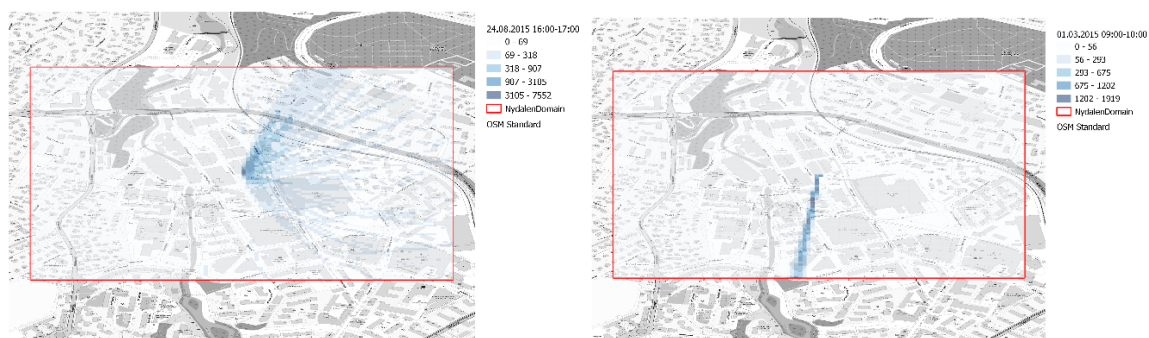
Det ble tatt ut resultater for et 100 x 100 rutenett med horisontaloppløsning på 10 meter, det vil si til sammen 1x1 km<sup>2</sup> område sentrert rundt utslippspunktet. Vertikalt ble det tatt ut resultater i 8 vertikale lag med økende avstand mellom de vertikale lagene etterhvert som høyden økte. Laget nærmest bakken, det vil si der mennesker oppholder seg utendørs, ble satt til 0-10 meter. For en kilde som ikke er ved bakken vil dette gi et konservativt eksponeringsanslag og gi et høyere estimat enn om laget var 0-2 meter. For generell eksponering ved bakken ble dette nederste modellaget benyttet. For takterrassen ble gridruten 20-30 meter til siden for utslippet benyttet.

### Partikkelavsetning

Utslipet fra Oncoinvent vil til slutt ende opp som Bly-208 (Figur 1). Et utslipp på 70 GBq vil gi i størrelsesorden 10<sup>-9</sup> gram Bly-208 (rundt et nanogram bly tilsammen). Dette vil ikke ha noen miljøkonsekvens da det er en svært liten mengde og vil bli avsatt over et stort område. Til sammenligning var gjennomsnittskonsentrasjonen av bly 0,57 ng/m<sup>3</sup> ved bakgrunnsstasjonen Birkenes i 2020 (Bohlin-Nizzetto mfl., 2021). Totalt utgjør utslippet fra Oncoinvent blymengden som finnes i 1-2 m<sup>3</sup> luft i gjennomsnittsområder i Norge.

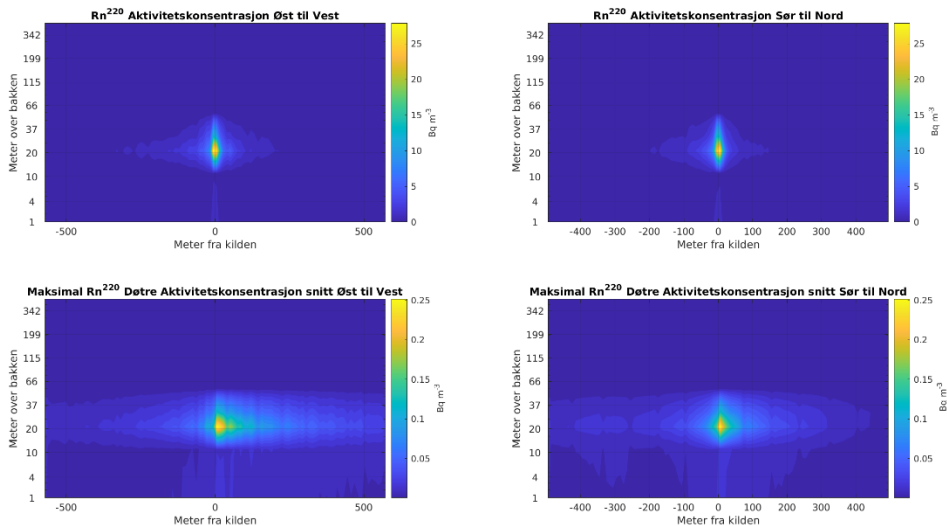
### 3.1.3 Luftkonsentrasjoner og doser basert på FLEXPART beregninger

I FLEXPART-beregningene ble det antatt at aktivitetskonsentrasjonen  $A_{Tn}$  ved skorsteinsmunningen er lik 4000 Bq m<sup>-3</sup> ved utgangen av skorsteinen og omtrent 62 Bq m<sup>-3</sup> ved utgangen på ventilasjonssystemet, basert på et konstant luftvolum oppgitt av Oncoinvent og utslipp gitt i Tabell 2. Dette fortyndes raskt og blandes med luftmassene rundt. I gridruten der thoron slippes ut vil det i FLEXPART være et gjennomsnitt av den totale luftkonsentrasjonen i utslippsgriddet. Avhengig av de meteorologiske forholdene vil utslippet så spres videre til omgivelsene. Vindstyrke, -retning og stabilitet avgjør transporten bort fra utslippspunktet. Som vist i Figur 4 (t.v.) kan det ved lite vind bygges opp aktivitetskonsentrasjoner rundt utslippspunktet, og det er stor variasjon i hvor utslippet transporteres. Ved kraftigere vind (Figur 4 t.h.) vil transporten ut av domenet være raskere og det vil ikke bygge seg opp høye aktivitetskonsentrasjoner, men være en gradvis fortykning mot randen av domenet.



Figur 4: Aktivitetskonsentrasjonen (i mBq) for laget 20-30 meter over bakken fra FLEXPART-wrf for to ulike tidspunkter. T.v. sees en situasjon med svak sørvestlig drag (1 m/s) med et skjær i vinden og t.h. vind fra nord-nordvest på omkring 4 m/s. Disse to plottene representerer to timer med forskjellig vær-situasjon, som gir veldig forskjellige utfall for hvor høy og hvor langt unna aktivitetskonsentrasjonen har påvirkning. Merk ulik skala i de to plottene.

Årsgjennomsnittet for  $A_{Tn}$  i gridene er høyest i laget 20-30 meter over bakken, som inneholder mesteparten av utslippet fra skorsteinen, og er på maksimalt  $31 \text{ Bq m}^{-3}$ . Dette viser at det for det meste er en effektiv transport bort og opp fra utslippspunktet. Figur 5 viser maksimale årsmidler av  $A_{Tn}$  og  $A_{TnP}$  fra modelldataene for øst-vest aksen (t.v.) og sør-nord aksen (t.h.). Det er en logaritmisk skala på y-aksen, dette er gjort for å fremheve de nederste vertikale lagene. De høyeste verdiene er i gridruten der utslippene blir injisert (20-30 m) og sees tydelig i Figur 5.

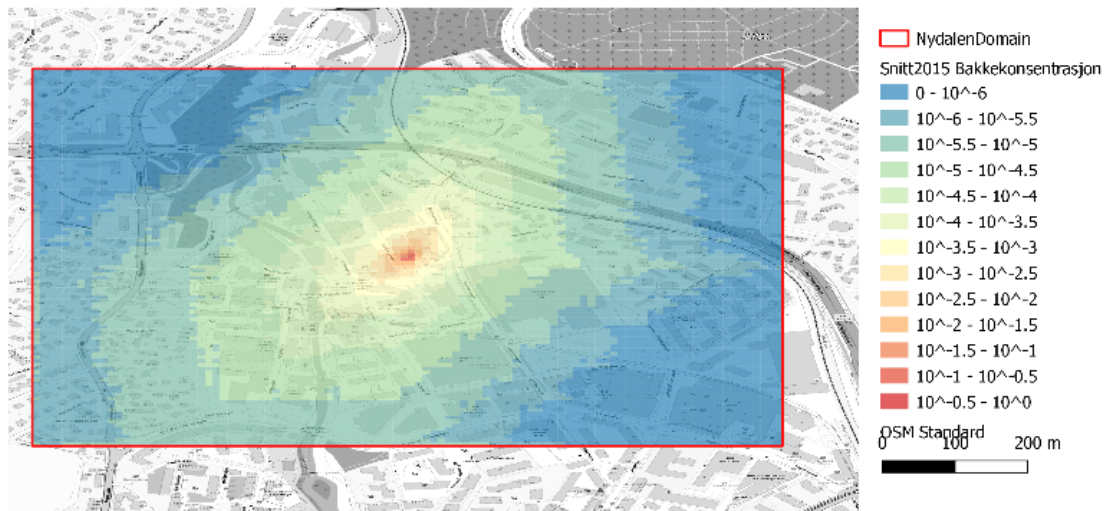


Figur 5: Vertikalsnitt av modelldomenet rundt utslippspunktet for total aktivitetskonsentrasjon av thoron og thorondøtre. I dette vertikale snittet av FLEXPART-wrf er gridet med de høyeste aktivitetskonsentrasjonene vist for både thoron og thorondøtre langs hver av aksene nord-syd og øst-vest.

Den horisontale spredningen er sterkere enn den vertikale og det er i modellagene 20-30 meter og 30-40 meter over bakken at de høyeste aktivitetskonsentrasjonene av thoron finnes. Røykfanen vil spres horisontalt over bakkenivå, og til tross for topografi i området vil den holde høyden, slik at det er 30-40 meter over bakken de høyeste årsmidlede konsentrasjonene er, også lengre unna utslippspunktet. Likevel ser man at modellens aktivitetskonsentrasjonen raskt avtar med avstand fra utslippspunktet. Relativt liten andel av thoronet som blir sluppet ut i høyden slår ned på bakken (0-10m) nær utslippet. Utslipet ved parkeringsplassen kan så vidt sees ved bakken i Figur 5, men har lavere verdier i forhold til lagene i høyden. Likevel utgjør utslippet fra parkeringsplassen en stor andel av aktivitetskonsentrasjonen i den nederste laget.

I snitt gjennom året 2015 overstiger ikke  $A_{Tn}$  ved bakken  $1 \text{ Bq/m}^3$ . Det er høyest rundt utslippspunktet ved parkeringsplassen og faller raskt med avstand fra utslippspunktet (Figur 6).  $1 \text{ Bq/m}^3$  er en faktor 31 lavere enn rundt utslippspunktet ved skorsteinen på taket. Forholdet i konsentrasjon mellom de to stedene tilsvarer omtrent forholdet i utslippsmengde mellom de to utslippsstedene. Det er i hovedsak utslippet fra det generelle ventilasjonssystemet som bidrar til bakkekonsentrasjonene i gridrutene nærmest utslippspunktet (dette utslippet skjer ved bakken). FLEXPART har ikke direkte nedslag fra pipeløpet, først og fremst siden utslippet fra bygningen ikke er eksplisitt oppløst. Med unntak av dette vil modellen ha representative verdier for aktivitetskonsentrasjonsfeltet. Modellen vil således godt kunne representere de fleste forhold, bortsett fra når røykfanen blir brutt og det kommer direkte

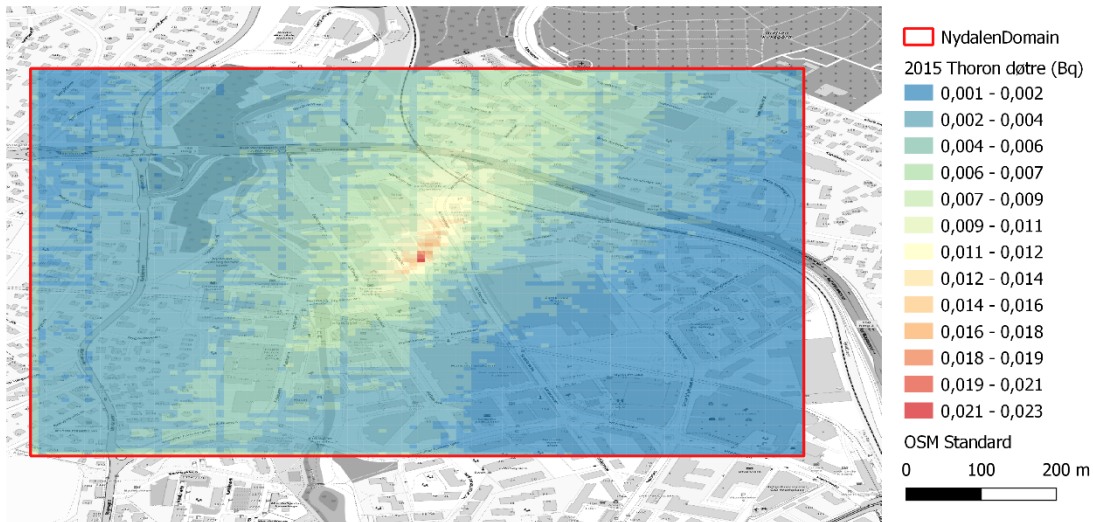
nedslag fra skorsteinen langs bygget. Derfor er det gjort spesifikke beregninger med CONCX for takterrassen for å vurdere forholdene der. De er presentert i kap. 2.



Figur 6:  $A_{Tn}$  fra FLEXPART-wrf (i  $Bq\ m^{-3}$ ). Tallene er for gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon av thoron i 2015 for nærområdet som dekker Nydalen. Merk at fargeskalaen er logaritmisk.

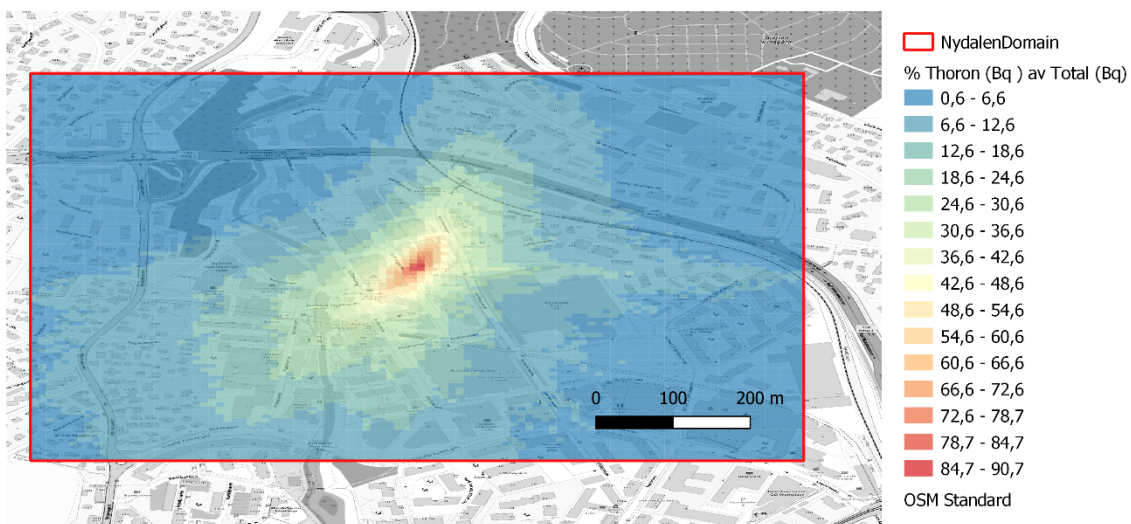
Det er i hovedsak fortyning bort fra kilden, samt spredning langs de dominerende vindretningene som er årsak til avtagende aktivitetskonsentrasjon bort fra kilden. I tillegg synker  $A_{Tn}$  over tid som følge av den korte halveringstiden på 56 s. Transporttiden til kanten av domenet varierer med vindhastighet og er på 1-30 minutter. Spredningen fra utslippspunktet viser at det er mest spredning langs en nordøstlig-sydvestlig akse, og at noe mer trekker oppover Nydalen. Dette samsvarer med vinddataene (retning) for Oslo presentert i kap. 1.4. Selv om modellen ikke eksplisitt løser opp bygninger og vegetasjon og at det således kan være gaterom med høyere konsentrasjoner enn den som beregnes i modellen, vil ikke dette vesentlig endre gjennomsnittsbildet over et år, da slike effekter er sterkest for opphopning av kilder ved bakkenivå. Hovedutslippet ved Oncoinvent slippes som sagt ut mer enn 20 m over bakkenivå og har en effektiv utslippshøyde 24-32 meter over bakken.

I modellen er det antatt utslipp av ren thoron gass, og det er beregnet aktivitetskonsentrasjoner av dette utslippet,  $A_{Tn}$ , uten døtre tilstede i selve utslippet. Døtrene dannes etter hvert som thoron desintegrerer, og aktiviteten  $A_{TnP}$  vil bli beregnet fortløpende.  $A_{TnP}$  er høyest i området rundt bedriften i Nydalen, men noe nedstrøms fra utslippet (Figur 7). Dette er fordi tidsskalaen for fortyning ved de fleste forhold er mindre enn tidsskalaen for dannelse av thorondøtre. Konsentrasjonen av døtrene avtar med fortyning bort fra kilden, men har i tillegg en tilførsel/kilde fra thoron.



Figur 7: Modellert aktivitetskonsentrasjon av thorondøtre for laget nærmest bakken for 2015 (i  $\text{Bq m}^{-3}$ ). Tallene er gjennomsnittskonsentrasjoner av thorondøtre for nærområdet som dekker Nydalen.

$A_{\text{TnP}}$  ved bakken er ved utslippspunktet omlag en størrelsesorden mindre enn  $A_{\text{Tn}}$ , men ved randen av domenet utgjør  $A_{\text{TnP}}$  i snitt 98% av aktivitetskonsentrasjonen (Figur 8). Den tydelige «streken» (forhøyede verdier) øst for utslippspunktet i Figur 8 skyldes en vær-situasjon i mars da det over lengre tid blåste relativt kraftig vestavind, en ellers uvanlig vindretning i Nydalen. Det gjorde at dette området over lengre tid fikk en rask transport som gjør at  $A_{\text{Tn}}$  utgjør en større andel av den totale aktivitetskonsentrasjonen der.

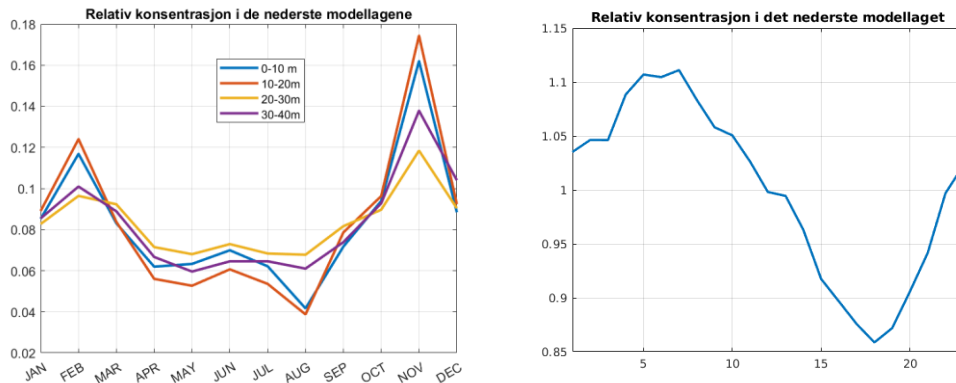


Figur 8: Gjennomsnittlig andel (%) av aktivitetskonsentrasjon fra thoron (i forhold til totalen) for året 2015.

Det er en tydelig sesongvariasjon i konsentrasjonene på bakken, der de høyeste verdiene er om vinteren (Figur 9). Den høyeste timeskonsentrasjonen i modellen er  $53 \text{ Bq m}^{-3}$ , ved utslippspunktet.

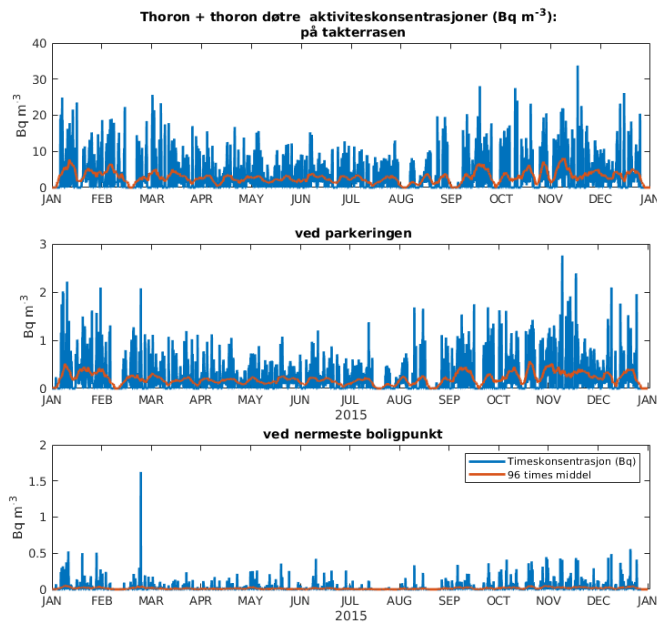
Ved et konstant utslipp har de 4 kaldeste månedene omtrentlig dobbelt så høy bakkekonsentrasjon som de 4 varmeste månedene. Dette er i hovedsak knyttet til vertikaltransport og stabiliteten i luftlagene nær bakken. Inversjon er et kjent fenomen som kan oppstå når bakken er kaldere enn lufttemperaturen (se forklaring om atmosfærens stabilitet i kap. 1.4). Samme effekt kan også sees i døgnvariasjonen, der den vertikale transporten oppover er mest effektiv om ettermiddagene og minst effektiv om morgenen når bakken er kaldest.

I sum vil dette si at på ettermiddagstid om sommeren er det omtrent 40% lavere konsentrasjon av thoron enn om natten eller om vinteren. Dette er en effekt som er gjeldende for hele modellområdet.



**Figur 9:** Venstre: Relativ konsentrasjon i de nederste modellagene for hver måned. Figuren viser sesongvariasjonen i 2015, med en topp i november og et minimum i august. Høyre: Relativ konsentrasjon i det nederste laget nærmest bakken for hver time i døgnet for alle dager.

De høyeste aktivitetskonsentrasjonene finnes i modellagene i 20-40 meters høyde (Figur 5). Selv i randen av domenet er det høyere konsentrasjoner i høyden enn ved bakken. Utslipet som kommer gjennom skorsteinen blir først og fremst bragt raskt ned til bakken ved kraftig vind og turbulens. Ved kraftig vind er det også mer effektiv spredning, slik at effekten dette kan ha for aktivitetskonsentrasjonen motvirkes. Sagt med andre ord, kraftig vind og mye turbulens gir effektiv fortykning, men samtidig bringes utslippene raskere ned til bakkenivå.



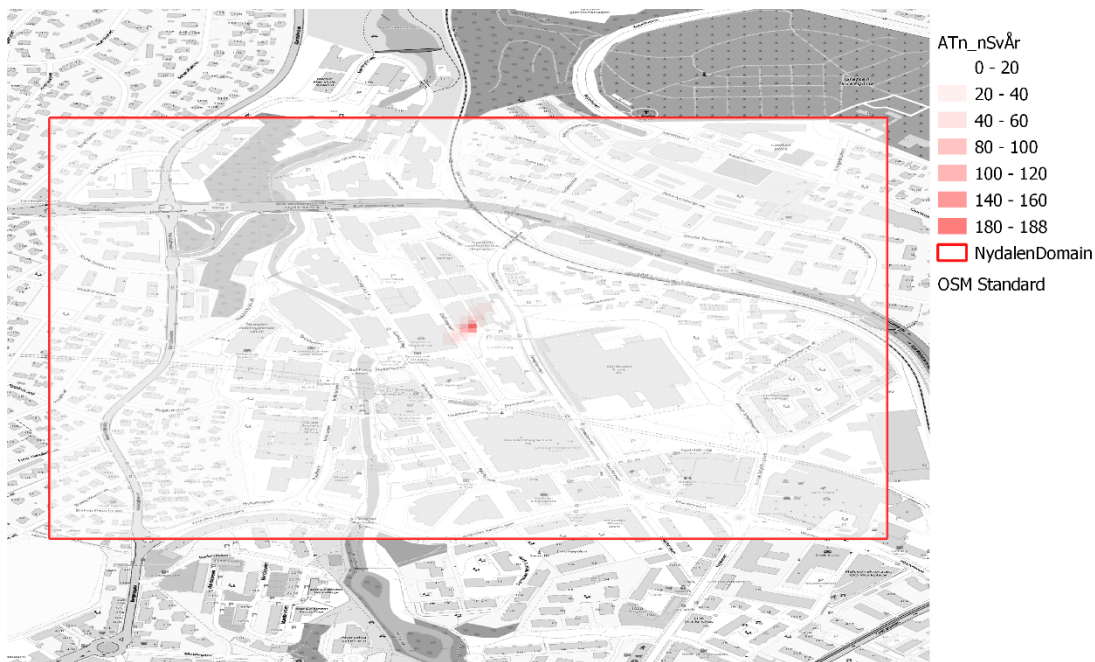
Figur 10: Beregnet  $A_{Tn} + A_{TnP}$  på utvalgte steder i modellområdet (takterrassen, parkeringsplassen, nærmeste bolighus).

I modellen er det mulig å trekke ut timen med høyeste aktivitetskonsentrasjon av thoron og thorondøtre for hvert gridpunkt. De maksimale aktivitetskonsentrasjonene kan kun indikere tilfeller der røykfanen slår direkte ned i bakkenivå. Thoron aktivitetskonsentrasjon har alle sine maksimale verdier rundt utslippspunktet ved parkeringsplassen (Figur 6 og Figur 10). Den maksimale aktivitetskonsentrasjonen fra thorondøtre opptrer over et større område (Figur 7), noe som kan indikere at de stammer fra skorsteinsutslippet. Modellberegningene med FLEXPART-wrf viser at de høyeste konsentrasjonene opptrer nær utslippspunktet i Nydalen. Det er derved ingen områder utenfor nærområdet som vil ha høyere eksponering enn områdene rundt Oncoinvent.

### 3.2 Doseberegninger

Doseberegninger for innånding ( $Sv\ t^{-1}$ ) ble utført direkte på de tredimensjonale feltene av aktivitetskonsentrasjoner fra FLEXPART-wrf og summert for modellområdet. Området i Nydalen, der det er beregnet doser, er et mangfoldig område med skole, industri, boliger, utearealer og arbeidsplasser. Det er vanskelig å angi én representativ oppholdstid for hele området, så derfor er det heller antatt et kontinuerlig opphold utendørs (antall timer i beregningen er 8760). I Figur 11 og Figur 12 er dosene fra  $A_{Tn}$  og  $A_{TnP}$  ved bakkeplan vist for en kontinuerlig utendørs eksponering gjennom hele 2015.





Figur 11: Beregnet eksponeringsdose fra thoron ( $A_{Tn}$ ) antatt kontinuerlig opphold i området. Enhet: nSv/år.



Figur 12: Beregnet eksponeringsdose fra thorondøtre ( $A_{TnP}$ ) antatt kontinuerlig opphold i området. Enhet: nSv/år.

Ved antagelser om oppholdstid kan man som alternativ til årsmidler benytte timesvise aktivitetskonsentrasjoner og anta ulike utendørs oppholdsmønstre. Den betydelige sesong- og døgnvariasjonen, hvor vinter og natt har de høyeste aktivitetskonsentrasjonene, vil i de fleste tilfeller føre til lavere eksponeringsdoser enn ved bruk av årsmidler, ettersom man gjerne er mindre ute en vinternatt enn ellers i året.

Det er interessant å merke seg at de høyeste dosene i bakkenivå i Figur 11 ikke forekommer ved utslippspunktet, men i gridpunktene nedstrøms fra utslippet ved parkeringsplassen. Likeledes er det

også verdt å merke seg at dosene vist i Figur 12 ikke er direkte sammenfallende med aktivitetskonsentrasjonen vist i Figur 7, og det er mange områder der det er høyere doser enn i selve utslippspunktet (ved bakkenivå). Blant annet har den nærmeste boligen en høyere beregnet dose, til tross for at den ligger omlag 60 meter unna og har en vesentlig lavere total aktivitetskonsentrasjon. Dette er fordi mesteparten av aktiviteten (90%) kommer fra thorondøtrene ( $A_{TnP}$ ) som har en høyere dosekonverteringsfaktor enn thoron, jfr. Tabell 5.

Tabell 5: Uttrekk av verdier basert på FLEXPART-wrf simuleringene av punkter med relevante verdier.

Sted	Bq/m <sup>3</sup>	Max. Bq/m <sup>3</sup>	Dose nSv 8760 timer	Dose nSv 1760 timer
<b>Takterrassen</b>	3,2	43,3 <sup>1)</sup>	32 300	7600
<b>Parkeringsplassen</b>	0,2	5,8 <sup>1)</sup>	500	120
<b>Utenfor Bolig <sup>2)</sup></b>	0,03	11,4 <sup>1)</sup>	1900	460

1) Maksimalverdier av ATn og ATnP er trukket ut separat slik at de ikke nødvendigvis sammenfaller i tid.

2) Det ble her valgt ut det boligpunktet med den høyeste verdien.

## 4 Diskusjon

Et punktutslipp av thoron byr på flere utfordringer når det skal modelleres i et urbant miljø. Modellene bør spesifikt kunne modellere radioaktive isotoper, og siden thorons halveringstid er så kort og døtrene så viktige for doseberegning, bør modellene også kunne fange opp disse prosessene. I tillegg skjer prosessene på liten romlig og tidsmessig skala (meter - sekunder) og dette er som regel for liten skala til å fanges opp av tradisjonelle atmosfæriske sirkulasjonsmodeller. Det behøves derfor spesifikke modeller for å fange opp viktige prosesser nær kilden der aktivitetskonsentrasjonen er høyest.

Området rundt det generelle utslippet av luft fra bygget i Gullhaugveien hadde de høyeste beregnede aktivitetskonsentrasjonene i bakkenivå. En forutsetning for beregningene som er viktige for de senere kalkulerte dosene, er at det er et direkteutslipp av thoron alene, det vil si uten døtre tilstede. Ser man på et tilsvarende utslipp med thorondøtre tilstede, vil det ha betydning for de beregnede dosene i nærheten av utslippet.

Man kan også se på dosekoeffisientene fra ICPR 137 (2017) for innendørs arbeidere, der dosekonverteringsfaktorene for thorondøtre er 2,7 ganger større enn fra eldre publikasjoner, i tillegg til at det er antatt høyere pusterater enn i UNSCEAR (2000). Det som skiller utendørs og innendørs dosekoeffisienter er antagelser rundt likevekt og antagelser rundt aerosolpartiklene aktivitetskonsentrasjonen er festet til. Ettersom antagelser rundt luftpartikler kan antas relativt like utendørs og innendørs, kan dosekoeffisientene for thorondøtre fra ICPR 137 være relativt overførbare til et utendørs miljø, og dermed være relevant. Med de beregnede eksponeringsdosene på hhv. 1,7 og 8  $\mu\text{Sv}$  for maksimum ved bakken og for takterrassen, vil ikke valg av dosekoeffisient påvirke om det blir noen overskridelse av tillatt effektiv årsdose. I et scenario der takterrassen blir benyttet 1460 timer i året, fra kl. 11-19 hver dag i sommerhalvåret, vil beregnet årsdose bli på 4,2  $\mu\text{Sv}$ .

## 5 Oppsummering og konklusjon

Med formål om å evaluere årlige effektive doser til offentligheten, ble det gjort vurderinger av et utslippsscenario der det ble antatt et totalt utslipp av thoron gass på 70 GBq. Det ble benyttet meteorologiske data for 2015, et år som tidligere er benyttet som referanseår for Oslo. For å vurdere effekter på miljøet i området, ble modellene CONCX og FLEXPART-wrf benyttet for å beregne og vurdere utendørs aktivitetskonsentrasjoner av thoron og thorondøtre i luft. CONCX ble benyttet for å evaluere effekter av bygget rundt kilden, og arealspredning ble vurdert med FLEXPART-wrf i et 1 x 1 km<sup>2</sup> grid med 10 meter horisontal oppløsning. Det ble gjennomført separate modellberegninger for utslipp fra skorsteinen 1,5 meter over taket (taket er igjen 20 meter over bakkenivå) og fra ventilasjonssystemet som er 4 meter over bakken.

De høyeste aktivitetskonsentrasjonene ble funnet nær utslippet fra skorsteinen der 96% av utslippet er lokalisert. De dominerende vindretningene er langs en nordøstlig retning, med en sekundær retning sydvestlig. Ved de kraftigste vindene i året 2015 (kraftigere enn 5 m/s) transporteres thoron effektivt ut av modell-domenet til FLEXPART, mens det ved svakere vinder kan bygge seg opp høyere aktivitetskonsentrasjoner. Effekten av oppbygningen av høye aktivitetskonsentrasjoner ved svake vinder er likevel moderert av frafall av thoron. De høyeste aktivitetskonsentrasjonene ble med en utslippsintensitet per sekund av thoron på 2220 Bq, funnet i modellaget 20-30 meter over bakken der den høyeste timeskonsentrasjonene ved utslippet er på 53 Bq m<sup>-3</sup>. Ved randen av domenet er den høyeste timeskonsentrasjonen 0,8 Bq m<sup>-3</sup>.

Årsmidlede thoron og thorondøtres aktivitetskonsentrasjoner ble benyttet til doseberegninger, med unntak av gridruten til takterrassen som ligger 10 meter langs bygget og 2 meter ned fra pipeløpet. Aktivitetskonsentrasjonen ved bakken er i de nærmeste gridene dominert av det mindre utslippet fra

det generelle ventilasjonssystemet langs bakken. Lengre unna er det bidraget fra skorsteinen som dominerer. De høyeste aktivitetskonsentrasjonene av thorondøtre ble funnet om vinteren og natten. Fra de årsmidlede bakkekonsentrasjonene gjenkjennes de dominerende vindretningene i de høyeste konsentrasjonene av thoron og thorondøtre. Doseberegninger viser at det er thorondøtrene som gir det største bidraget. De høyeste dosene beregnet fra FLEXPART-wrf ble funnet 10-60 meter nedstrøms fra utslippspunktet. Dette skyldes at thorondøtrene oppstår etter en viss tid og har 400 ganger høyere dosekonverteringsfaktor, og dermed er vektet tyngre i doseberegningene.

Beregningene med FLEXPART-wrf viser at den høyeste dosen på bakkenivå er like ved utslippspunktet og tilsvarer  $1 \text{ nSv time}^{-1}$ , eller  $1760 \text{ nSv år}^{-1}$  med en antatt utendørs oppholdstid på 1760 timer. Dette punktet befinner seg like nordøst for utslippspunktet. Den høyeste dosen ble beregnet for takterrassen, der en dose på i underkant av  $8000 \text{ nSv år}^{-1}$  ble beregnet ved en oppholdstid på 1760 timer. Dette utgjør henholdsvis 0,7% og 3% av årlig tillatt effektiv dose på 0,25 mSv/år.

## 6 Referanser

Bangotra, P., R. Mehra, R. Jakhu, P. Pandit & M. Prasad Quantification of an alpha flux based radiological dose from seasonal exposure to  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  and their different EEC species <https://www.nature.com/articles/s41598-019-38871-6>

Bineng GS, Saïdou, Tokonami S, Hosoda M, Tchente Siaka YF, Issa H, Suzuki T, Kudo H and Bouba O (2020) The Importance of Direct Progeny Measurements for Correct Estimation of Effective Dose Due to Radon and Thoron. *Front. Public Health* 8:17. doi: 10.3389/fpubh.2020.00017

Bohlin-Nizzetto, P., Aas, W., Halvorsen, H.L., Nikiforov, V. and Pfaffhuber, K.A. (2021) Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2020. Kjeller, NILU (Norwegian Environment Agency, M-2060 | 2021) (NILU report, 12/2021).

Brioude, J., Arnold, D., Stohl, A., Cassiani, M., Morton, D., Seibert, P., Angevine, W., Evan, S., Dingwell, A., Fast, J. D., Easter, R. C., Pissò, I., Burkhardt, J., and Wotawa, G.: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART-WRF version 3.1, *Geosci. Model Dev.*, 6, 1889–1904, <https://doi.org/10.5194/gmd-6-1889-2013>, 2013.

Bøhler, T. (1987). User's guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. (NILU TR, 8/1987). Lillestrøm: NILU.

Cécé, R., Bernard, D., Brioude, J., & Zahibo, N. (2016). Microscale anthropogenic pollution modelling in a small tropical island during weak trade winds: Lagrangian particle dispersion simulations using real nested LES meteorological fields. *Atmospheric environment*, 139, 98-112.

Dung, K. N., Quang, N. H., Duc, H. H., Hang, N. T., Thoa, N. T., & Trung, N. Q. (2020). Simulation of atmospheric radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) from Fukushima nuclear accident using FLEXPART-WRF driven by ERA5 reanalysis data. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 10(3), 01-12. <https://doi.org/10.53747/jnst.v10i3.3>

Evangelidou, N., Eckhardt, S. Uncovering transport, deposition and impact of radionuclides released after the early spring 2020 wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone. *Sci Rep* 10, 10655 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67620-3>

Grythe, H., Kristiansen, N. I., Groot Zwaafink, C. D., Eckhardt, S., Ström, J., Tunved, P., Krejci, R., and Stohl, A.: A new aerosol wet removal scheme for the Lagrangian particle model FLEXPART v10, *Geosci. Model Dev.*, 10, 1447–1466, <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1447-2017>, 2017.

Haanes, H., Finne, I.E., Kolstad, T., Måring, A., Dahlgren, S., Rudjord, A.L. Outdoor thoron and progeny in a thorium rich area with old decommissioned mines and waste rock. *Journal of Environmental Radioactivity* 162-163 (2016) 23-32 (2015). **Error! Hyperlink reference not valid.** [/dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.05.005](https://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.05.005)

Harrison, J. D., and J. W. Marsh. "ICRP recommendations on radon." *Annals of the ICRP* 49.1\_suppl (2020): 68-76. <https://journals.sagepub.com/doi/full/10.1177/0146645320931974>

Høiskar, B.A.K., Sundvor, I., Grythe, H. Luftkvalitetsberegninger for Oslo. Faglig innspill til revidert tiltaksutredning for luftkvalitet i Oslo 2017-NILU rapport 29/2017 <https://www.nilu.no/wp-content/uploads/dnn/29-2017-Luftkvalitetsberegninger-for-revidert-tiltaksplanke-BAH.pdf>

ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4). <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%20137>

ICRP. *ICRP Publication 119: Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. Annals of the ICRP* **41**, (Elsevier Ltd, 2012).

Kleinschmidt, R., Watson, D., Janik, M., Gillmore, G.: The presence and dosimetry of radon and thoron in a historical, underground metalliferous mine, *Journal of Sustainable Mining*, Volume 17, Issue 3, 2018, Pages 120-130, ISSN 2300-3960, <https://doi.org/10.1016/j.jsm.2018.06.003> .

Komperød M, Friberg EG, Rudjord AL. Radiation Doses to the Norwegian Population. Summary of radiation doses from planned exposure and the environment. *StrålevernRapport 2015:13*. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2015 (a).

Komperød M, Rudjord AL, Skuterud L, Dyve JE. Stråledoser fra miljøet. Beregninger av befolkningens eksponering for stråling fra omgivelsene i Norge. *StrålevernRapport 2015:11*. Østerås: Statens strålevern, 2015 (b).

Lopez-Aparicio, S., and H.Grythe. "Evaluating the effectiveness of a stove exchange programme on PM<sub>2.5</sub> emission reduction." *Atmospheric Environment* 231 (2020): 117529.

Lucas, D. D., Simpson, M., Cameron-Smith, P., and Baskett, R. L.: Bayesian inverse modeling of the atmospheric transport and emissions of a controlled tracer release from a nuclear power plant, *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 13521–13543, <https://doi.org/10.5194/acp-17-13521-2017> , 2017.

Meier, R., Eeftens, M., Phuleria, H. *et al.* Differences in indoor versus outdoor concentrations of ultrafine particles, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>absorbance</sub> and NO<sub>2</sub> in Swiss homes. *J Expo Sci Environ Epidemiol* **25**, 499–505 (2015). <https://doi.org/10.1038/jes.2015.3>

Pisso, I., Sollum, E., Grythe, H., Kristiansen, N. I., Cassiani, M., Eckhardt, S., ... & Stohl, A. (2019). The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 10.4. *Geoscientific Model Development*, 12(12), 4955-4997.

Porstendörfer, J., P. Pagelkopf, and M. Gründel. "Fraction of the positive 218Po and 214Pb clusters in indoor air." *Radiation protection dosimetry* 113.3 (2005): 342-351.

Rakesh, P.T., R. Venkatesan, T. Hedde, P. Roubin, R. Baskaran, B. Venkatraman,: Simulation of radioactive plume gamma dose over a complex terrain using Lagrangian particle dispersion model, *Journal of Environmental Radioactivity*, Volume 145, 2015, Pages 30-39, ISSN 0265-931X, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.03.021> .

Stohl, Andreas, et al. "The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2." *Atmospheric Chemistry and Physics* 5.9 (2005): 2461-2474.

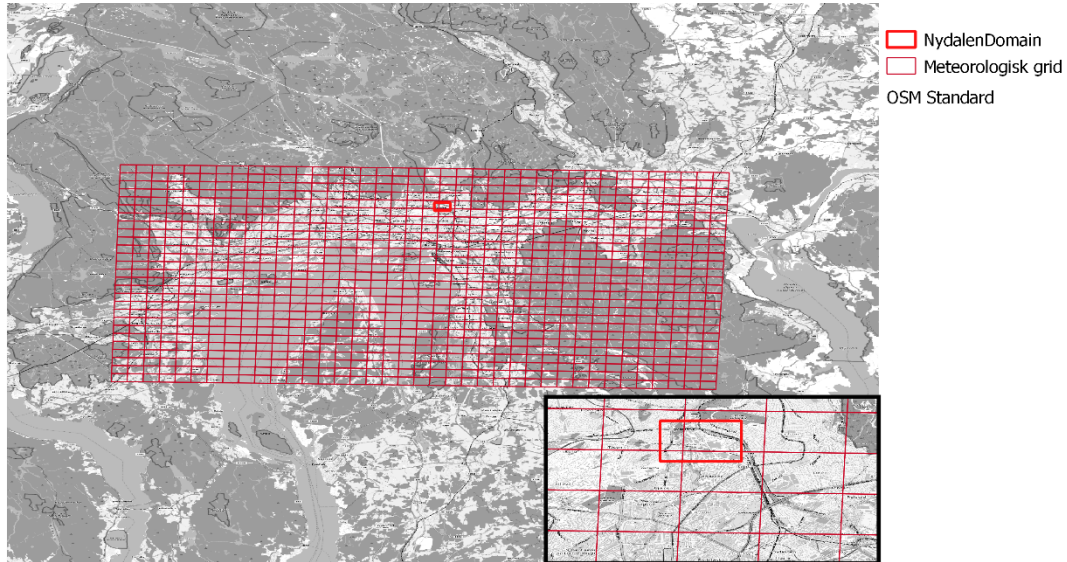
Tichý, O., Hýža, M., Evangelidou, N., and Šmídl, V.: Real-time measurement of radionuclide concentrations and its impact on inverse modeling of 106Ru release in the fall of 2017, *Atmos. Meas. Tech.*, 14, 803–818, <https://doi.org/10.5194/amt-14-803-2021> , 2021.

Tokonami S. Characteristics of Thoron (<sup>220</sup>Rn) and Its Progeny in the Indoor Environment. *Int J Environ Res Public Health*. 2020;17(23):8769. Published 2020 Nov 25. doi:10.3390/ijerph17238769

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, UNSCEAR 2000 - Report to the General Assembly, with Scientific Annexes UNITED NATIONS New York, 2000 VOLUME I: SOURCES. Nedlastbar fra: [https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000\\_1.html](https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html) (besøkt 24. februar 2022).

## Vedlegg A

**Modelldomenet. Det meteorologiske griddet er 1x1 km<sup>2</sup> og dekker Stor-Oslo. Innsatt: Domenet over Nydalen dekker et område på omtrent 1 km<sup>2</sup> og har en oppløsning på 10 meter**





## **NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning**

NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning er en uavhengig stiftelse etablert i 1969. NILUs forskning har som formål å øke forståelsen for prosesser og effekter knyttet til klimaendringer, atmosfærens sammensetning, luftkvalitet og miljøgifter. På bakgrunn av forskningen leverer NILU integrerte tjenester og produkter innenfor analyse, overvåking og rådgivning. NILU er opptatt av å opplyse og gi råd til samfunnet om klimaendringer og forurensning og konsekvensene av dette.

*NILUs verdier: Integritet – Kompetanse – Samfunnsnytte*

*NILUs visjon: Forskning for en ren atmosfære*

NILU – Stiftelsen Norsk institutt for luftforskning  
Postboks 100, 2027 KJELLER

E-post: [nilu@nilu.no](mailto:nilu@nilu.no)

<http://www.nilu.no>

ISBN: 978-82-425-3077-6  
ISSN: 2464-3327