



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19 010

Examensarbete 30 hp
Mars 2019

Utformning av förenklad metod för beräkningar av luftföroreningar från industrier

Jenny Lundberg

REFERAT

Utformning av förenklad metod för beräkningar av luftföroreningar från industrier

Jenny Lundberg

Luftföroreningar skadar människors hälsa och orsakar miljöproblem. Luftföroreningar kommer från många olika källor och ett stort bidrag står transporter och industrier för. Förbränningsanläggningar är en sorts industrier som bidrar med föroreningar av exempelvis kväveoxider, partiklar och koldioxid. För att motverka att skadliga halter uppkommer finns miljö kvalitetsnormerna som innehåller gränsvärden för olika luftföroreningar. För att en verksamhet ska få släppa ut föroreningar måste de utföra en tillståndsansökan. I ansökan ska det bevisas att verksamheten inte kommer bidra till att något av miljö kvalitetsnormernas gränsvärden överskrids. Det utförs ofta spridningsberäkningar i form av simuleringar för att beräkna vilket haltbidrag utsläppen kommer generera. Dessa utredningar kan vara tidskrävande och i många fall överflödiga eftersom resultatet ofta visar att haltbidraget blir väldigt litet.

Haltbidraget av kvävedioxid från mindre värmeverk och kraftvärmeverk har beräknats med hjälp av programmet AERMOD. Simuleringar har utförts för två olika platser i Sundsvall och det har undersökts hur mycket haltbidraget förändras när värden för olika parametrar varierar. Påverkan av rökgasens hastighet och temperatur har studerats tillsammans med egenskaper hos skorstenen i form av skorstenshöjd och diameter.

I det här projektet har olika fall där spridningsberäkningar inte är nödvändiga identifierats för att förenkla processen för utredningar. Ett flödesdiagram tagits fram med syfte att kunna användas vid bedömning om beräkningar är nödvändiga eller inte för värmeverk. Beroende på värden för olika parametrar ger flödesdiagrammet en hänvisning om beräkningar krävs, noggrannare utredning behövs utföras eller om beräkningar inte krävs. Efter att olika fall studerats kunde slutsatser dras att för värmeverk och kraftvärmeverk med en skorstensdiameter större än 0,5 m, rökgashastighet över 10 m/s, rökgastemperatur över 50 °C och massflöde under 1,2 g/s krävs inga beräkningar då skorstenshöjden är 45 m eller högre. För dessa fall påverkade en förändring av någon parameter haltbidraget ytterst lite och alla haltbidrag blev väldigt låga. När skorstenshöjden var lägre än 15 m ansågs det att beräkningar alltid är nödvändiga eftersom små förändringar av någon parameter gav stora skillnader i haltbidraget. För skorstenshöjder mellan 15 och 45 m ansågs det att beräkningar inte alltid är nödvändiga men att mer noggranna utredningar krävs. Topografins och meteorologins påverkan på haltbidraget har också studerats genom att simuleringar utförts för två platser med olika omgivande topografi. Det kunde konstateras att med en komplex topografi blev haltbidraget överlag högre och sambandet mellan olika parametrar och haltbidraget frångick ibland den allmänna trenden. Slutsatsen drogs att noggranna beräkningar alltid bör utföras om topografien är komplex.

Nyckelord: Luftföroreningar, kvävedioxid, värmeverk, AERMOD

Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten och landskapslära, Uppsala universitet, Villavägen 16, 75236 Uppsala, Sverige.

ABSTRACT

Development of simplified method for calculation of air pollution from industries.

Jenny Lundberg

Air pollutions generate health problems to humans and have negative impact on the environment. Environmental quality standards in Sweden are based on requirements on various European Community directives. Combustion is a source for air pollution and a new plant must always prove that the pollution will not exceeded environmental quality standards. An investigation is therefore made and often modeling is performed to calculate how high the contribution from the plant will be. The process can be time consuming and sometimes not necessary because the result often shows that the contribution is very low.

In this project a way to simplify the investigation by trying to find cases when calculation is not necessary have been made. The dispersion of nitrogen dioxide from a heating plant have been studied by simulations in the program AERMOD for two different places in Sundsvall. The impact of different parameters as gas velocity, gas temperature, stack height and stack diameter on the result have been studied together with the effect of different topographies. A flow chart has been constructed with the result from the simulations. The flow chart can be used to decide if calculation is necessary or not for different heating plants. From the results the conclusion was that for a heating plant with a stack diameter larger than 0.5 m, a gas velocity higher than 10 m/s, gas temperature over 50 °C and a mass flow lower than 1.2 g/s calculations are not needed for a stack higher than 45 m. For these cases the contribution from the plant is very low and also the risk for exceeding limits. A stack height lower than 15 m was considered as a case where calculation always is needed. For a height between 15 and 45 m the conclusion was made that more investigation is needed before a decision can be made. The study of how the topography affecting the dispersion of the pollution resulted in the conclusion that for a complexe topography a careful investigation always is needed.

Key word: Air pollution, nitrogen dioxide, heating plant, AERMOD

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Science, Uppsala university, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala, Sweden.

FÖRORD

Det här examensarbetet avslutar 5 års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet har utförts hos Sweco där Emma Hedberg var handledare. Ämnesgranskare från Uppsala universitet var Monica Mårtensson.

Jag vill tacka min handledare Emma Hedberg och min ämnesgranskare Monica Mårtensson för deras vägledning och stöd. Jag vill även tacka Mats Lindgren och Carl Thordstein på Sweco för deras hjälp under projektets gång. Till sist vill jag tacka mina vänner och medstudenter för fem fina år och för all hjälp och stöttning ni har givit mig under denna tid.

Copyright © Jenny Lundberg och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet
UPTEC W 19 010, ISSN 1401-5765
Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet,
Uppsala 2019.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Dålig luftkvalitet leder till en negativ påverkan på miljön och kan i värsta fall orsaka ökad dödlighet hos människor. Exempelvis luftföroreningen kvävedioxid kan skada andningsorgan och slemhinnor hos människor. Utsläpp av kvävedioxid kan också leda till skada på miljön i form av övergödning och försurning. Det är därför viktigt att kontrollera utsläppen och se till att skadliga halter inte uppkommer. Verksamheter som släpper ut luftföroreningar måste ha tillstånd för sina utsläpp eftersom de kan påverka den omgivande luften. De måste då bland annat beskriva den miljöpåverkan verksamheten kommer att ha. Företaget Sweco jobbar med att utföra tillståndsansökan åt exempelvis värmeverk och kraftvärmeverk. Hur stora utsläppen kommer bli beräknas med hjälp av simuleringar vilket kan vara en ganska tidskrävande process. Sweco önskar därför att förenkla processen och det har studerats i detta projekt.

I projektet har det genom simuleringar studerats hur stort bidrag ett värmeverk ger i form av föroreningen kvävedioxid. Det visade sig att för ett litet och mellanstort värmeverk med skorstenshöjd högre än 45 m blev bidraget alltid väldigt lågt. Resultaten visade att det var väldigt liten risk att för höga halter skulle uppkomma och att beräkningar för dessa fall kunde anses onödiga. För en skorstenshöjd under 15 m blev halterna höga och beräkningar ansågs alltid behöva genomföras. För skorstenshöjder mellan 15 och 45 m var det svårt att dra slutsatser och därför beslutades det att för dessa fall krävs noggrannare utredningar. Resultaten redovisades i ett flödesdiagram som kan användas när det ska beslutas om det krävs noggranna beräkningar för en tillståndsansökan eller inte. Det studerades också hur stor påverkan det omgivande miljön har på halterna av kvävedioxid genom att det simulerades för två olika platser. Den ena platsen hade ett högt berg i närheten av utsläppskällan och den andra platsen hade en mycket plattare omgivande topografi. Berg och höga byggnader gör att risken för höga halter blir större eftersom det kan bli låg och då en sämre omblandning av luft. Studien visade att noggrannare beräkningar krävs då utsläppen sker på en plats med berg eller byggnader i närheten.

Resultaten var framtagna genom att utsläpp från en skorsten simulerats för två platser i Sundsvall som representerade olika topografiska förhållanden. Simuleringar utfördes med programmet AERMOD vilket är en modell som kan beräkna hur höga halterna blir av olika föroreningar från olika typer av utsläpp. Modellen inkluderar data för meteorologin och topografin tillsammans med parametrar för utsläppskällan. I denna studie har värden på olika parametrar för källan varierats för att se hur halterna kvävedioxid påverkas av en förändring. De parametrar som varierades var skorstens höjd, rökgasens hastighet, skorstens diameter och rökgasens temperatur. Det utfördes även simuleringar där det studerades vilken påverkan skorstensdiametern och massflödet har på haltbidraget.

I denna studie har det endast studerats utsläpp i form av kvävedioxid men modellen kan simulera för många fler föroreningar. För ett bättre resultat skulle en liknande studie även behöva utföras för partiklar vilket är en vanlig förorening från värmeverk. Sundsvall valdes som plats för denna studie eftersom de är ganska dåliga förutsättningar för utsläpp i Sundsvall. Centrala Sundsvall ligger mellan två berg vilket gör att

omblandningen av luft blir dålig och de har tidigare haft problem med höga halter av olika luftföroreningar. För ett bättre resultat skulle en liknande studie utföras för flera platser i Sverige som har något annorlunda meteorologiska förutsättningar än Sundsvall.

Innehållsförteckning

Referat	I
Abstract	II
Förord	III
Populärvetenskaplig sammanfattning	IV
1 Inledning	1
1.1 Syfte och mål	1
1.2 Frågeställningar	1
1.3 Avgränsningar	2
2 Bakgrund	3
2.1 Värmeverk och kraftvärmeverk	3
2.2 Tillståndsansökan	3
2.3 Miljö kvalitetsnormer	4
2.4 Miljömål	5
2.5 Utredningar	6
2.6 Sundsvall	6
3 Teori	7
3.1 Luftföroreningar	7
3.1.1 Kvävedioxid	7
3.1.2 Svaveloxider	8
3.1.3 Partiklar	8
3.2 Spridning av luftföroreningar	8
3.2.1 Meteorologi	8
3.3 Modellberäkningar för spridning av luftföroreningar	12
3.3.1 AERMOD	13
3.4 Värmeverk och kraftvärmeverk	14
3.4.1 Reningsprocess	14
3.4.2 Skorstenshöjd	15
4 Metod	16
4.1 Modellberäkningar	16
4.1.1 AERMOD	16
4.2 Analys av resultat och utveckling av metod	18
5 Resultat	19
5.1 Analys av tidigare utredningar	19
5.2 AERMOD	20
5.2.1 Vindhastighet, vindriktning och terräng	20
5.2.2 Standardfall	21
5.2.3 Fall TH	25
5.2.4 Fall ST	26

5.2.5	Massflöde och rökgashastighet	29
5.2.6	Skorstensdiameter	33
5.3	Flödesdiagram	37
6	Diskussion	38
6.1	Analys av tidigare utredningar	38
6.2	AERMOD	38
6.2.1	Vindhastighet, vindriktning och terräng	38
6.2.2	Standardfall	39
6.2.3	Fall TH	40
6.2.4	Fall ST	40
6.2.5	Massflöde och rökgashastighet	41
6.2.6	Skorstensdiameter	41
6.3	Flödesdiagram	41
6.4	Osäkerheter och utveckling av projekt	43
7	Slutsatser	44
	Referenser	45
	Appendix A - AERMOD	48
	Appendix B - Dygnsvärden	49
	Appendix C - Spridningskartor	52

1 INLEDNING

”Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas.” Så lyder ett av Sveriges miljömål, Frisk luft (Naturvårdsverket, 2017c). Luftföroreningar har negativ påverkan på miljön och kan öka dödligheten hos djur och människor. Källor till luftföroreningar är bland annat transporter och förbränningsanläggningar, och luftföroreningar finns i form av både gaser och partiklar. För att säkerställa att skadliga halter inte uppkommer finns det miljö kvalitetsnormer innefattande gränsvärden för olika luftföroreningar (Naturvårdsverket, 2014). Luftföroreningar i ett område kan komma från olika källor och det är därför viktigt att säkerställa att ett bidrag från en ny verksamhet inte kommer leda till att halterna blir för höga. Verksamheter måste därför ansöka om 17 tillstånd för sina utsläpp, där de ska redovisa att verksamheten inte kommer bidra till ett överskridande av miljö kvalitetsnormerna. Olika typer av verksamheter klassas på olika sätt och kräver olika underlag. Förbränningsanläggningar klassas som en miljöfarlig verksamhet och en ansökan innefattande miljö kvalitetsbeskrivning måste då utföras. Vid dessa ansökningar redovisas ofta spridningsberäkningar och noggranna utredningar för att säkerställa att inga höga halter riskera att uppkomma i den närliggande miljön (Länsstyrelsen Örebro, 2018). Företaget Sweco genomför sådana beräkningar åt olika verksamheter, bland annat med hjälp av simuleringar i programmet AERMOD. Processen kan vara tidskrävande och svårigheter kan uppkomma vid insamling av indata. I detta projekt har möjligheten att förenkla denna process studerats, genom att strukturerat simulera spridningen från värmeverk och kraftvärmeverk med programmet AERMOD.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Syftet med detta examensarbete är att underlätta företaget Sweco:s tillvägagångssätt när de beräknar haltbidraget av luftföroreningar till en tillståndsansökan för värmeverk och kraftvärmeverk.

Målet är att utveckla en förenklad metod som tillsammans med en rapport kan användas som underlag vid beslut om avancerade beräkningar är nödvändiga.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

I projektet ska följande frågeställningar behandlas:

- Hur påverkas haltbidraget kvävedioxid från ett värmeverk av en förändring hos följande parametrar:
 - Rökgashastighet och rökgastemperatur?
 - Rökgashastighet och skorstenshöjd?
 - Rökgastemperatur och skorstenshöjd?
- När måste spridningsberäkningar utföras?
 - För vilka fall är risken stor att miljö kvalitetsnormerna överskrids?
 - Finns det vissa skeden då en liten förändring av en parameter kan ge stor skillnad i haltbidrag?
- För vilka fall är spridningsberäkningar inte nödvändiga?

- Hur stor blir skillnaderna på halten kvävedioxid då värmeverket är placerat på en plats utan stora topografiska element i närheten och när det är på en plats med mer komplicerad topografi och meteorologi?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

De studierna som utfördes i detta projekt motsvarar spridningar av luftföroreningar från förbränningsanläggningar i form av små och mellanstora värmeverk och kraftvärmeverk. Plats för utredning var Sundsvall och den luftförorening som studerades var kvävedioxid.

2 BAKGRUND

2.1 VÄRMEVERK OCH KRAFTVÄRMEVERK

År 2017 var den totala elproduktionen i Sverige 159 TWh, vattenkraften och kärnkraften stod för det största bidraget på 40 % vardera. Vindkraften stod för 11 % och de resulterande 9 % stod kraftvärme för vilket motsvarar en produktion på 15 TWh (Ekonomifakta, 2018).

Kraftvärme genereras genom förbränning i kraftvärmeverk i form av både el och värme. Processen har en hög effektivitet, med en verkningsgrad runt 90 % och kan drivas av många olika sorters bränslen. Exempelvis är avfall från hushåll och olika typer av biobränsle vanligt förekommande (Energiföretagen, 2017). Förbränningsanläggningar genererar luftföroreningar som exempelvis kan vara i form av partiklar, kväveoxid (NO_x), tungmetaller och koldioxid (CO₂). Vilka föroreningar som släpps ut och i vilken koncentration beror på vilken typ av bränsle som används, hur förbränningen går till och vilken reningsteknik som används (Naturvårdsverket, 2005).

2.2 TILLSTÅNDSANSÖKAN

En verksamhet med förbränningsanläggningar innefattar flertalet lagstiftningar och förordningar. Förbränningsanläggningar kategoriseras in i tre kategorier, stora förbränningsanläggningar, medelstora förbränningsanläggningar och anläggningar för avfallsförbränningar. Stora anläggningar har en effekt på minst 50 MW och medelstora har en effekt mellan 1 och 50 MW. Kategorierna omfattas av olika förordningar, för de stora avfallsanläggningarna och anläggningar för avfallsförbränning gäller BAT-slutsatser (Naturvårdsverket, 2018b). BAT står för best available techniques och innebär att den bästa tillgängliga teknik ska användas för att minska utsläpp av föroreningar (Naturvårdsverket, 2018a). Miljö- och energidepartementet har utformat förordning som inkluderar försiktighetsmått och kontroll av utsläpp till luft. Förordningen innefattar gränsvärden för svaveldioxid (SO₂), NO_x och partiklar. Gränsvärdena varierar med storlek på anläggningen och vilket bränsle som används. För medelstora förbränningsanläggningarna varierar värdet för kvävedioxid (NO₂) mellan 50 och 450 mg/m³ (Regeringskansliet, 2018).

Förordningarna är krav som anläggning alltid måste följa men för en ny verksamhet tillkommer även en tillståndsansökan. Vid tillståndsansökan för värmeverk och kraftvärmeverk omfattas 9 kap i miljöbalken, miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. En miljöfarlig verksamhet definieras som användning av mark, byggnad eller anläggning på ett sätt som kan medföra olägenhet för människors hälsa eller miljön (Miljö- och energidepartementet, 1998). För att ansöka om tillstånd för en miljöfarlig verksamhet genomgår en process inkluderande samråd med myndighet och miljökonsekvensbeskrivning (MKB). En MKB ska innehålla all den information som behövs för fallet som exempelvis motivering till val av plats, förslag på andra lämpliga platser och beskrivning av miljöpåverkan från verksamheten (Länsstyrelsen Örebro, 2018). I miljöprövningsförordningen 2013:251 delas verksamheter in i tre olika kategorier som bestämmer vilken myndighet som ska bedöma ansökan. Myndigheten är antingen mark- och miljödomstolen, miljöprövningsdelegationen vid länsstyrelsen eller kommunen (Naturvårdsverket, 2018e). För förbränningsanläggningar är det storleken på

den tillförda effekten som avgör vilken kategori de tillhör (Miljö- och energidepartementet, 2013).

2.3 MILJÖKVALITETSNORMER

Miljökvalitetsnormerna infördes 1999 med syftet att skydda människors hälsa och miljön. De innefattar gränsvärden för föroreningar och är utformade så att regler och direktiv från EU ska hållas men även för att vara ett styrmedel mot de miljömål som tillkom 1999 i Sverige. Kommuner och Naturvårdsverket ansvarar för att övervaka luftkvaliteten i Sverige genom att utföra mätningar, modellberäkningar och objektiva skattningar. Det är även kommunerna och myndigheter ansvar att se till så att miljökvalitetsnormerna inte överskrids (Naturvårdsverket, 2014).

Miljökvalitetsnormerna finns för luftföroreningarna NO₂, SO₂, partiklar, marknära ozon (O₃), bensen, kolmonoxid, arsenik, kadmium, nickel och bensen(a)pyren (Naturvårdsverket, 2014). Hur miljökvalitetsnormerna är utformade skiljer sig mellan de olika luftföroreningar. Det finns två typer av kategorier för miljökvalitetsnormerna, den ena är utformad för att skydda människors hälsa och det är kommunerna som ansvarar för att dessa gränsvärdena inte överskrids. Den andra är för att skydda växtligheten och det ansvarar Naturvårdsverkets för. Gränsvärden för NO₂, SO₂ och partiklar redovisas i tabell 1 (Naturvårdsverket, 2018c). PM10 är massan av partiklar med en diameter mindre än 10 μm och PM2,5 är massan av partiklar med en diameter mindre än 2,5 μm (Naturvårdsverket, 2014). För NO₂ och SO₂ är gränsvärdena för dygn och timme 98-percentilen (Miljödepartementet, 2001). Definitionen av 98-percentil är det värde som 98 % av alla värden är lägre än (SMHI, 2017c).

Tabell 1: Miljökvalitetsnormer för människors hälsa för NO₂, SO₂ och partiklar (PM10, PM2,5). Antalet tillåtna överskridande är antalet medelvärdesperioder per år (Naturvårdsverket, 2018c).

Förorening	Medelvärdesperiod	Värde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Antal tillåtna överskridande
Kvävemonoxid	8 h	10	-
	Timme	90	175 h
NO ₂	Dygn	60	7 dygn
	År	40	-
	Timme	200	175h
SO ₂	Dygn	100	7 dygn
	Dygn	50	35 dygn
PM10	År	40	-
	År	25	-

I tabell 2 redovisas miljö kvalitetsnormerna för NO_x och SO₂ som är utformade för att skydda växtlighet.

Tabell 2: Miljö kvalitetsnormer för NO_x och SO₂ med utformade med avseende att skydda växtligheten (Naturvårdsverket, 2018c).

Förorening	Medelvärdesperiod	Värde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO _x	År	30
SO ₂	Vinter (1 okt - 31 mars)	20
	År	20

För att kontrollera att miljö kvalitetsnormerna inte överskrider utför kommunerna mätningar, beräkningar eller objektiva skattningar. Vilka krav som ställs på kontrolleringen av miljö kvalitetsnormerna beror på halterna av luftföroreningen och hur de är i förhållande till övre och nedre utvärderingströsklarna. Kraven kan vara iform av mätningar, beräkningar och skattningar beroende på hur höga halter som finns i en kommun. Utvärderingströsklarna redovisas i tabell 3 (Naturvårdsverket, 2014).

Tabell 3: Gränsvärden för övre utvärderingströsklar (ÖUT) och nedre utvärderingströsklar (NUT) för NO₂ (Naturvårdsverket, 2018c).

	NUT [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	ÖUT [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Timme	54	72
Dygn	36	48
År	26	32

Luftkvalitetsförordningen (2010:477) 27 § innefattar de krav som ställs på kontrollen för de olika utvärderingströsklarna, de redovisas i tabell 4 (Naturvårdsverket, 2014).

Tabell 4: Krav på kontroll av luftkvaliteten (Naturvårdsverket, 2014)

Halt NO ₂	Krav på kontroll
Överstiger ÖUT	Mätningar
Understiger ÖUT	Kombination av mätningar och beräkningar
Understiger NUT	Beräkningar eller skattningar

2.4 MILJÖMÅL

Sverige har ett miljömålssystem innehållande ett generationsmål och sexton miljö kvalitetsmål (Naturvårdsverket, 2017c). Ett av de sexton miljö kvalitetsmålen är miljömålet Frisk luft som lyder ”Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas” (Naturvårdsverket, 2016a). Det inkluderar mål för många olika luftföroreningar och föroreningarna bensen, bens(a)pyren, butadien, formaldehyd, partiklar, marknära ozon och NO₂ är centrala problem som målet inkluderar. För dessa föroreningar finns referensvärden för måluppfyllelse, värden för NO₂, PM10 och PM2,5 redovisas i tabell 5. Även problem med korrosion och nedsmutsning på kulturföremål och byggnader är ett centralt problem som uppkommer på grund av försurande och oxiderade föroreningar (Naturvårdsverket, 2015).

Tabell 5: Gränsvärden som inte får överskridas för att uppfylla miljömålet frisk luft (Naturvårdsverket, 2015)

Förorening	Medelvärdesperiod	Värde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO ₂	Dygn	60
	Timme	20
PM10	År	15
	Dygn	30
PM2,5	År	10
	Dygn	25

2.5 UTREDNINGAR

Företaget Sweco har utfört flertalet spridningsberäkningar för utsläpp av luftföroreningar från värmeverk och kraftvärmeverk. Spridningsberäkningar utförs för olika luftföroreningar så som SO₂, NO₂ och partiklar. För beräkningar används spridningsmodellen AERMOD tillsammans med applikationerna AERMET och AERMAP. AERMET beräknar meteorologiska parametrar och AERMAP definierar topografiska förhållanden. Halterna från beräkningarna jämförs sedan med miljö kvalitetsnormerna och gränsvärden från miljömålet Frisk luft för att kunna bedöma om verksamheten kommer bidra till att någon av de överskrids. Resultaten har sedan används i en tillståndsansökan för de olika verksamheterna (Axenhamn och C. Thordstein, 2018), (Axenhamn, 2010).

2.6 SUNDSVALL

Sundsvall har under en lång tid haft problem med luftkvaliteten och för flera år överskreds miljö kvalitetsnormerna för både partiklar och NO₂ på Köpmangatan i centrala Sundsvall. Sundsvall är placerad mellan två berg som bidrar till att det är vanligt förekommande att vindstilla förhållanden uppkommer i den centrala delen av staden. Dessa förhållanden leder till att utspädningen av luftföroreningar försämras vilket i sin tur genererar höga halter. Bergen skuggar också delar av staden och solen kan inte värma upp den luft som är närmast marken, det leder till en väldigt dålig omblandning eftersom inversion uppkommer. Det största bidraget till de höga halterna av partiklar och NO₂ i Sundsvall kommer från trafiken både på grund av en hög användning av dubbdäck och på grund av utsläppen från fordonen.

För att förbättra luftkvaliteten beslutade länsstyrelsen att ett åtgärdsprogram skulle upprättas och det infördes år 2013. Många av de förändringar som togs upp i åtgärdsförslaget var gällande trafiken, att minska dubbdäcksanvändningen, sänka hastigheter och införa miljözoner (Sundsvalls kommun, Stadsbyggnadskontoret, 2013). Luftkvaliteten i Sundsvall har förbättrats och miljö kvalitetsnormerna överskreds inte för åren 2014, 2015 och 2016 (Sundsvalls kommun, Miljökontoret, 2016).

3 TEORI

3.1 LUFTFÖRORENINGAR

3.1.1 Kvävedioxid

NO_x är luftföroreningar som inkluderar kvävemoxid (NO) och NO₂ och som bildas då syre och kväve reagerar vid förbränning (SMHI, 2014). Det är kvävgasen i luften tillsammans med kvävet i bränslet som oxideras till NO och som i sin tur oxidera till NO₂ (Janson och Hansson, 2005).

Förhållandet mellan NO och NO₂ i luften kan beskrivas med ekvationerna nedan. När NO₂ reagerar med solljus bildas NO och syre (O) (ekvation 1), syret reagerar sedan med syrgas (O₂) och ozon (O₃) bildas (ekvation 2). Ekvation 3 visar att O₃ och NO sedan reagerar och att NO₂ återigen bildas (SMHI, 2014).



Största källan till NO_x är transporter och det är inom den sektorn som utsläppen har ökat de senaste åren i Sverige. Ökningen av utsläppen beror på att antalet dieslbilar har blivit fler och att de släpper ut stora mängder NO₂. För många andra sektorer som förbränning inom industrin vilket inkluderar exempelvis värmeverk har utsläppen minskat. Idag står förbränningsanläggningar för 22 % av utsläppen men de har halverats sedan 1990 (Naturvårdsverket, 2017d). Utsläpp av NO₂ till luften kan också uppkomma vid andra typer av förbränning så som skogsbrand och även vid blixtnedslag (Naturvårdsverket, 2017e). NO_x uppkommer också vid naturliga processer som exempelvis då mikroorganismer utför denitrifikation och nitrifikation (Janson och Hansson, 2005).

Höga halter av NO₂ kan leda till hälsofara för människor i form av skada på luftvägar och slemhinnor (Naturvårdsverket, 2017a). Det kan generera besvär för personer som har problem med andningsorganen och lider av sjukdomar som exempelvis astma. Det finns också forskning som visar att risken att få astma ökar om en person utsätts för höga halter luftföroreningar under en längre tid (Guarnieri och Balmes, 2014). NO_x omvandlas i atmosfären till salpetersyra (HNO₃) som sedan kan deponeras genom att det tas upp av nederbörd eller genom torrdeposition (Janson och Hansson, 2005). Vid torrdeposition är det partiklar eller gas som transporteras med vinden och sedan fastnar på exempelvis träd. Kväve kan även torrdeponeras som både nitrat (NO₃⁻) och ammonium (NH₄⁺) (Karlsson m. fl., 2016). Höga kvävehalter i marken kan leda till övergödning men kan också ha försurande effekter om det deponeras som HNO₃ (Janson och Hansson, 2005).

NO_x kan också generera sekundära föroreningar i form av marknära ozon när NO oxiderar till NO₂ utan att O₃ förbrukas. Det kan ske om NO till skillnad från ekvation 3 reagerar med en peroxyradikal (HO₂) som bildas vid oxidation av kolväten istället för O₃ (Janson och Hansson, 2005). Höga halter av ozon påverkar lungfunktionen negativt hos människor och kan skada växtligheten. Ozon är även en växthusgas som bidrar till en

förstärkt växthuseffekt (Naturvårdsverket, 2018d). Marknära ozon kan transporteras in i Sverige från Europa men halterna har trots det varit stabila i sedan 1990-talet. Det kan dock uppkomma förhöjda halter då det under en period är höga temperaturer i Europa och en större mängd ozon bildas (Naturvårdsverket, 2017b).

3.1.2 Svaveloxider

Höga halter av SO₂ var tidigare ett stort problem men idag har halterna minskat på grund av att kraven på svavelinnehållet i bränsle har ökat, det har införts både regler och skatter. Utsläppen av SO₂ sker vid förbränning av kol och olja och det största bidraget till miljön är därför el- och värmeproduktion samt metall- och massindustrin (Naturvårdsverket, 2014). Det finns även naturliga källor så som hav, vulkaner och mikroorganismer i marken. Höga halter av svaveloxider kan leda till hälsoproblem hos människor eftersom det kan vara skadligt för andningsorganen. Det kan även skada växtligheten genom att SO₂ förstör cellfunktion som används vid fotosyntes och för att stänga stomata (Janson och Hansson, 2005). Svavel bidrar till försurande av sjöar och mark när det deponeras med nederbörd. Problem med försurning har historiskt varit stor men idag på grund av de förhöjda krav på utsläpp har det minskat markant (Naturvårdsverket, 2016b). Även husfasader och statyer kan skadas av SO₂ genom att ytkorrosion sker när kalciumkarbonat omvandlas till kalciumsulfat (Janson och Hansson, 2005).

3.1.3 Partiklar

Partiklar är en vanlig typ av luftföroreningar som kategoriseras efter storlek. PM10 är massan av de partiklar som har en diameter under 10 μm . Källorna till PM10 kan vara naturliga, exempelvis i form av havssalt och stoft från marken men en stor del av utsläppen kommer från vägslitage. Trafiken är en stor bidragande faktor till utsläpp av partiklar och det leder till stora risker för höga halter i stadsmiljöer. PM2,5 är massan för partiklar med en diameter mindre än 2,5 μm , det är partiklar som kan transporteras lätt och det är därför vanligt att bidrag kommer genom långvägatransport. Höga halter av partiklar kan vara väldigt skadligt för människors hälsa och kan leda till en högre dödlighet. Detta genom en ökad risk för både hjärt- och kärlsjukdomar samt lungsjukdomar (Naturvårdsverket, 2014). Storleken på partiklarna påverkar vilken hälsofara de har, de största och de minsta partiklarna fastnar redan i näsan, munhålan och svalget och når därför inte lungorna. Partiklar med en diameter mellan 0,01 och 0,5 μm är de som orsakar den största hälsofaran då de är små nog för att dras ner i lungorna men inte så små att de fastnar i munhålan eller svalget (Janson och Hansson, 2005).

3.2 SPRIDNING AV LUFTFÖRORENINGAR

3.2.1 Meteorologi

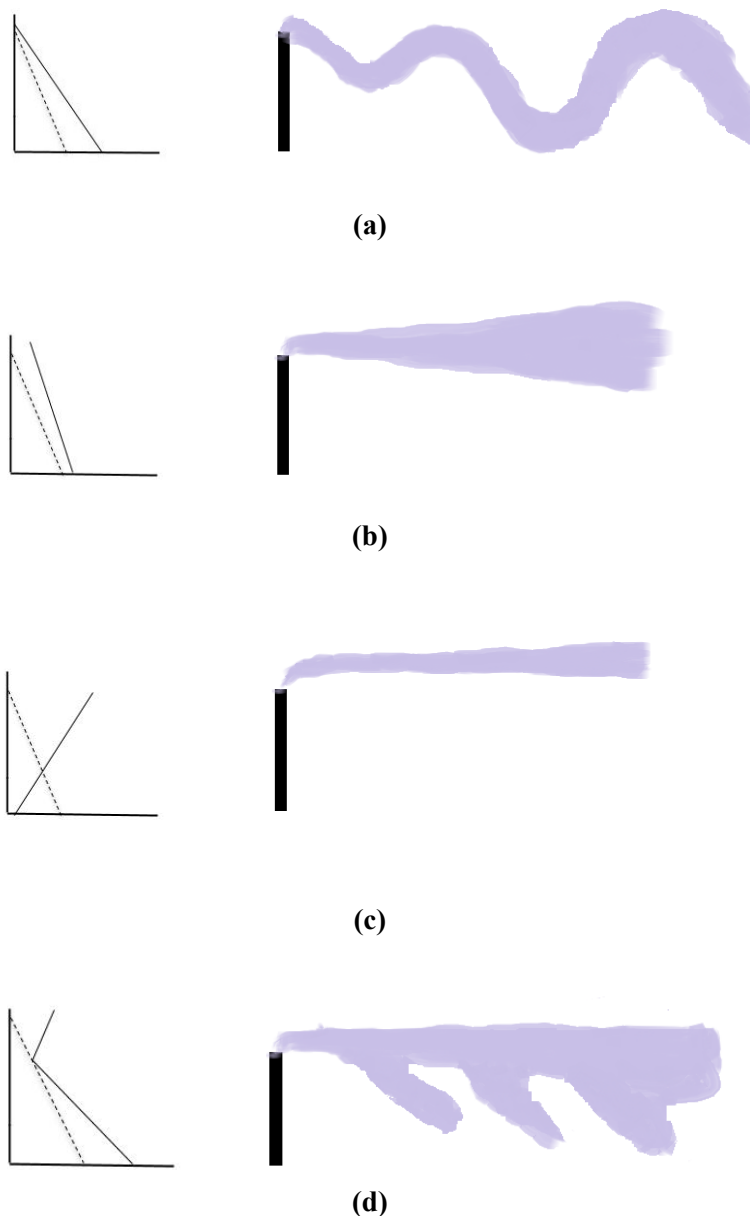
Atmosfären är uppdelade i fyra olika skikt, troposfären, stratosfären, mesosfären och termosfären. Troposfären är det skiktet närmast marken där de processerna som styr vädret förekommer. Hur förhållandena ser ut i troposfären påverkar spridningen av luftföroreningar. I området närmast markytan finns det planetära gränsskiktet som kan ha en varierande höjd. I gränsskiktet uppkommer turbulens på grund av vindar och den friktion som uppkommer mellan luften och skrovlighet i mark, växtlighet och byggnadsstrukturer. Hög vindhastighet och stor skrovlighet bildar mycket mekanisk

turbulens. En hög skrovlighet uppkommer om topografin innefattar exempelvis byggnader och hög vegetation. Turbulens över land kan också uppkomma genom konvektion vilket sker när marken värms upp av solen och som i sin tur värmer upp luften i atmosfären. Det bildas då vertikala vindar som skapar så kallad termisk turbulens. Luftföroreningar sprids jämnt i blandningsskiktet, vilket är ett skikt med hög omblandning av luft. Det kan sedan ta flera dagar innan luftföroreningar når den fria atmosfären och kan spridas över en regional skala. Spridning av luftföroreningar till den fria atmosfären uppkommer genom exempelvis kraftig vertikal omblandning, konvektion och fronter (Janson och Hansson, 2005).

Advektion och diffusion är meteorologiska faktorer som påverkar transporten av luftföroreningar. Advektion är transport med vinden och diffusion uppkommer av turbulens och leder till att föroreningen sprids i alla riktningar. Föroreningarna deponeras sedan i form av våtdeposition eller torrdeposition. Våtdeposition sker när föroreningarna kolliderar eller löses upp med nederbörd och sedan faller ner (Högström och Smedman, 1990). Torrdeposition kan ske på olika sätt beroende på storleken hos partiklarna, de största partiklarna med en diameter större än $1\ \mu\text{m}$ påverkas av gravitationen och deponeras genom att de faller ner. Partiklar med en diameter mindre än $1\ \mu\text{m}$ kan deponeras genom att de får direkt kontakt med ett hinder, det kan uppkomma då partiklarna inte rör sig i samma linje som gasflödet och istället når ytterkanten av ett hinder och fastnar. De något större partiklarna kan även deponeras genom tröghetskontakt och det motsvarar när en partikel inte följer luftströmmen runt ett hinder och istället fastnar direkt på det. De allra minsta partiklarna kan deponeras genom diffusion då de slumpmässigt krockar med varandra eller ett hinder (Lagzi m. fl., 2013). Storleken på partiklar påverkar depositions hastighet, små partiklar exempelvis $\text{PM}_{2,5}$ kan transporteras långa sträckor med vinden. Det gör att partiklar kan röra sig över landsgränser och ett stort bidrag till bakgrundshalter kan vara från långväga transport (Janson och Hansson, 2005). Det kan också ge en stor spridning av olika föroreningar som finns i partikelform exempelvis NO_3^- (Karlsson m. fl., 2016).

En viktig faktor som påverkar spridningen av luftföroreningar är atmosfärens skiktning, då exempelvis en instabilt skiktad atmosfär genererar hög vertikal omblandning i gränsskiktet medan en stabilt skiktade atmosfär gör att den vertikala omblandningen och även utspädningen av föroreningar blir väldigt låg (Högström och Smedman, 1990). Hur en plym påverkas av en stabilt och instabilt skiktat atmosfär illustreras i figur 1. Vilken skiktning atmosfären har beror på hur temperaturavtagandet är i jämförelse med det torradiabatiska temperaturavtagandet ($1^\circ/100\text{m}$). Det torradiabatiska avtagandet motsvarar det avtagande som ett luftpaket skulle ha om inget värmeutbyte sker mellan det och omgivande luft. Om temperaturavtagandet är större än det torradiabatiska är atmosfären instabilt skiktat och om avtagandet är mindre är atmosfären stabilt skiktat. Atmosfärens skiktning varierar oftast under ett dygn, på morgonen när solen går upp värms marken upp före luften. Marken värmer sedan upp omgivande luft och med tiden även luft högre upp. Detta gör att temperaturökningen blir större än det torradiabatiska och atmosfären får en instabil skiktning (Janson och Hansson, 2005). På kvällen kyler marken istället luften och temperaturavtagandet minskar vilket leder till en stabilt skiktat atmosfär. Stabilitet i atmosfären kan även uppkomma om temperaturen ökar med höjden,

så kallad inversion. Det kan ske på nätter då marken kyler omgivande luft och kan kvarstå tills morgonen och växa i höjddled med tiden, detta kallas markinversion. Markinversion är vanligast under kalla vinternätter då det tar lång tid för marken att värmas upp och inversionen kvarstår under en längre tid (Janson och Hansson, 2005). Inversion kan också uppkomma högre upp i atmosfären, så kallat höjdinversion och det bildas av ett högtryck. Om ett högtryck uppkommer sjunker luftmassor mot marken och värmas upp på vägen ner, det genererar ett skikt där temperaturen ökar med höjden (SMHI, 2018b).



Figur 1: Hur en plym påverkas av olika typer av skiktning, (a) visar instabil skiktning, (b) stabil skiktning, (c) extremt stabil och (d) visar höjdinversion. Den sträckande linjen motsvarar det torradiabatiska temperaturavtagandet och den heldragna linjen atmosfärens temperaturavtagande. Figur skapad efter figur 1.5 i rapporten *Luftföroreningar - från utsläpp till effekt* (Janson och Hansson, 2005)

Vind är en faktor som påverkar spridningen av luftföroreningar i stor utsträckning. Vind kan uppkomma på olika sätt och påverkas av faktorer som topografin och omgivande miljö (Pettersson, 2008). Det kan exempelvis bildas landbris och sjöbris vid kustområden vilket leder till att utsläpp från industrier som sprider sig ut över hav återvänder och det uppkommer höga halter av föroreningar vid kusten (Janson och Hansson, 2005). För att undersöka hur vindhastigheten varierar med höjden kan den logaritmiska vindlagen användas. Den beskriver hur hastigheten ökar logaritmiskt med höjden i skiktet närmast

marken. Ekvation 4 redovisar den logaritmiska vindlagen där vindhastigheten u beräknas för en höjd h (Emeis, 2013).

u_* =friktionshastigheten [m/s]

k =van Karmans konstant

z_0 = skrovlighetsparameter [m]

$$u(z) = \frac{u_*}{k} * \ln \frac{z}{z_0} \quad (4)$$

Topografin påverkar också omblandningen av luft, exempelvis uppkommer inversion lättare i dalar eftersom kall luft transporteras ner i dalen på grund av högre densitet. I städer är förhållandena speciella då värme genereras från transport och industrier och samtidigt kan omblandningen av luft vara låg på grund av bebyggelse. Värme kan även lagras i asfalt och betong. Detta leder till att staden värms upp och en värmeö bildas. En värmeö kan sedan generera en sluten cirkulation av luft inom staden. Varm luft stiger från stadskärnan och divergerar ut på en hög höjd medan kallare luft från stadens utkant transporteras in på en låg nivå (Janson och Hansson, 2005).

Växtlighet kan både ha positiv och negativ effekt på luftkvaliteten (Janhäll, 2015). Om det finns mycket växtlighet i närheten av en utsläppskälla kan halterna minska. Växter har ofta en stor yta där föroreningar kan fasta och deponeras (Janhäll, 2014). Växtlighet kan också minska omblandningen av luft och det kan uppkomma höga halter i gaturummet. I ett gaturum kan det bildas en virvel om det blåser vinkelrätt mot gatan, luften transporteras ner vid husväggen på vindsidan och rör sig sedan över gatan mot läsidan. Denna virvel kan göra att halterna av luftföroreningar blir högre vid läsidan eftersom föroreningar från vägbanan transporteras dit med vinden (Janhäll, 2015).

3.3 MODELLBERÄKNINGAR FÖR SPRIDNING AV LUFTFÖRORENINGAR

Det finns många olika modeller som kan användas för att utföra spridningsberäkningar. De modeller som finns kräver olika sorters indata och modellerar på skilda skalor. Källorna för en luftförorening delas upp i olika kategorier, det finns punktkällor, linjekällor, areakällor och diffusa källor. Data över emissionen krävs alltid vid simuleringar och det krävs också data för olika meteorologiska faktorer som exempelvis vindhastighet och vindriktning. Mätdata för vind och temperatur från mastmätningar är den bästa meteorologiska data men är inte alltid tillgänglig. Då kan istället mesandata som erhållas från SMHI användas. Mesandata är omräknad data som utgår ifrån mätdata från master samt observationsstationer. Det kan även krävas att bakgrundshalter inkluderas i modellen om de inte är betydligt mindre än de halter som ska simuleras. Sista typen av indata som behövs är fysiografisk indata, det är indata som beskriver topografi och markens användning (SMHI, 2018a).

Efter att en modellberäkning har utförts är det viktigt att resultaten valideras för att kunna säkerhetsställa att de är representativa och pålitliga. Om möjligheten finns är en jämförelse mellan den modellerade datan med mätdata bäst annars är data från en annan modell ett bra alternativ för validering. EU har luftdirektiv som inkluderar kvalitetsmål

för beräkningar av luftföroreningar som ska uppfyllas. Det finns kvalitetsmål för modellberäkningar som är baserade på EU:s luftdirektiv författade av Naturvårdsverket. Dessa mål är i form av gränsvärden för osäkerheter som beräknas med hjälp av en jämförelse av modellerade värden och uppmätta värden (SMHI, 2017a).

3.3.1 AERMOD

AERMOD står för American Meteorological Society and Environmental Protection Agency Regulatory Model och är en steady-state plymmodell som beräknar koncentrationer av luftföroreningar i luften och deposition till mark (EPA, 2004). AERMOD kan användas både för en lokal och regional skala och beräkningar kan utföras för ett avstånd på 30 km. Vid punktutsläpp antas rökplymens spridning i form av partikeltäthet och gaskoncentration ha en gaussisk fördelning (SMHI, 2015). Den gaussiska fördelningen av rökplymen kan beskrivas med ekvation 5 som beräknar koncentrationen (c) för en specifik plats. Koordinaterna är sådana att x är i medvindens riktning, y laterala riktningen och z är den vertikala riktningen. Vinden advekerar rökgasen och den sprids sedan på grund av turbulens vilket beskrivs av σ_y och σ_z . Ekvationen inkluderar följande parametrar som påverkar spridningen (Lagzi m. fl., 2013):

c = koncentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Q = massflöde [g/s]

h = källans höjd över marken [m]

u = vindhastigheten [m/s]

σ_y = standardavvikelse i y -led [m]

σ_z = standardavvikelse i z -led [m]

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} * e^{\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}} * (e^{\frac{-(z-h)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{\frac{-(z+h)^2}{2\sigma_z^2}}) \quad (5)$$

AERMOD-modellen inkluderar många olika faktorer och parametrar, den kan exempelvis inkludera data för olika terränger och markanvändning. Även kemiska omvandlingar och data för bakgrundshalter kan inkluderas. Resultatet från en simulering med AERMOD resulterar i koncentrationer i både tabellform och i ett gridnät för en karta. Det kan erhållas medelvärden för timme, dygn och år (SMHI, 2015).

AERMOD simulerar för olika former av terräng och utsläpp, exempelvis kan både area- och punktkällor simuleras. Modellen kan även beräkna utsläppen från både marknivån och från en höjd. Modellen hanterar både stabilt gränsskikt och konvektiva. I det konvektiva gränsskiktet behandlas plymlyft och rökgasen stiger till toppen av gränsskiktet för att sedan blandas om och spädas ut (EPA, 2004).

AERMAP och AERMET är två processer som genererar indata till AERMOD. AERMAP innehåller data över terräng som används för beräkning av "height scale" för terrängen. "Height scale" är den höjd som karakteriserar terrängen som finns runt receptorerna och som påverkar vindens hastighet och riktning. AERMAP skapar receptorer och tar fram information om deras placering och höjd över havsnivån vilket sedan används i AERMOD. AERMOD skapar en vertikal profil för meteorologiska

parametrarna, vindhastighet, turbulensfluktuationer, potentiell temperaturgradient och potentiell temperatur. De parametrar för gränsskiktet som krävs för att generera den vertikala profilen beräknas med AERMET i form av timmedelvärden. Det krävs endast data från en höjd för att AERMOD ska kunna skapa en profil men det kan även användas data från flera höjder om det finns tillgängligt (EPA, 2004). Indata som AERMAP, AERMET och AERMOD kräver tillsammans och de parametrar som genereras redovisas i Appendix A.

AERMOD kan användas för spridningsberäkningar av olika typer av luftföroreningar som SO₂, CO, NO_x, NO₂, bly och partiklar. Då spridningsberäkningar för NO₂ utförs finns det olika valbara metoder för omvandling av NO till NO₂. En av dessa metoder är Plume Volume Molar Ratio Method (PVMRM) som kräver värden för jämviktskvot för NO₂ och NO_x i rökgaspolymer efter och innan utsläppen sker. Dessa parametrar sätts till ett värde mellan 0,1 och 1. Dessa metoder kräver även bakgrundshalter för ozon (EPA, 2004).

Det finns flera studier där AERMOD har utvärderats. Exempelvis har modellen jämförts med den Lagrangeska modellen AUSTAL2000 (Ausbreitungsmodell gemäß der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft). Studien innefattade fem tester där spridning av SO₂ från olika typer av källor i både stadsmiljö och på landsbygden studerades. Resultaten utvärderades genom att resultatet jämfördes med uppmätt data. Resultaten visade att överlag låg koncentrationerna som simulerats med AERMOD närmare de uppmätta än AUSTAL2000. AERMOD generade bra resultat från punktkällor och gav goda resultat för komplex terräng. Resultaten för utsläpp från volymkällor var något sämre än från punktkällor men ansågs acceptabla (Langner och Klemm, 2011).

3.4 VÄRMEVERK OCH KRAFTVÄRMEVERK

3.4.1 Reningsprocess

Förbränning genererar stora mängder energi i form av fjärrvärme och elektricitet. Det sker genom förbränning av olika typer av bränsle, exempelvis brännbart hushållsavfall och avfall från olika verksamheter. Från förbränningen genereras rökgaser som måste renas innan den släpps ut i naturen. Reningsprocessen kan variera något mellan olika värmeverk, till exempel vid Sysavs kraftvärmeverk i Malmö innefattar reningsprocessen följande steg. Först transporteras rökgasen genom ett elektrofilter där stoftpartiklarna i rökgasen får en negativ laddning och fastnar sedan mot en positivt laddade metallplåtar. I denna process separeras den största delen av stoftpartiklarna från rökgasen. Rökgasen transporteras sedan vidare igenom tre olika tvättskrubbar, en sur, en basisk och en kondenseringskrubbar. I den sura skrubbern tvättas saltsyra, fluorvätesyra, kvicksilver och andra tungmetaller bort. Sedan i nästa skrubber separeras SO₂ från rökgasen genom att svavlet reagerar med tillsatt kalk och bildar kalciumsulfat som kan elimineras. I den sista skrubbern renas rökgasen genom att processvatten absorberar föroreningar. Nästa reningssteg är att rökgasen transporteras genom ett elektronventurinfiler. Här får de stoftpartiklar som fortfarande finns kvar en negativ laddning och adsorberas sedan av vattendimma som är positivt laddad. Sista steget i reningsprocessen är en katalysator. Där transporteras rökgaserna genom finporiga

keramiska katalysatorpaket och innan den släpps ut ur en skorsten minskas mängden NOx genom reaktion med ammoniak och på så sätt produceras istället kvävgas och vattenånga (Sysav, 2018).

3.4.2 Skorstenshöjd

Naturvårdsverket har en beräkningsmodell för framtagning av skorstenshöjd för utsläpp av SOx och NOx. Beräkningsmodellen är en förenklad modell som inte rekommenderas idag men tar hänsyn till flera viktiga aspekter och kan ge ett bra underlag. Modellen innefattar beräkningar av skorstenens referenshöjd H_{ref} , vilket är den minsta möjliga höjden för skorstenen. Sedan kan det tillkomma flertalet skorstenstillägg och skorstens bygghöjd blir sedan $H_{ref} + \text{skorstenstillägg}$. H_{ref} beräknas med hjälp av tabeller och kända värden för plymlyft, rökgasernas värmeinhåll och accepterad markkoncentrationer (Naturvårdsverket, 1990). Plymlyft uppkommer då rökgasernas temperatur är högre än luftens och det leder till att rökgasen stiger och når en höjd som är högre än skorstenshöjden (Högström och Smedman, 1990). Modellen tar också hänsyn till att de olika spridningsförhållanden varierar under året. På grund av detta delas året upp i tre olika säsonger som motsvarar olika dimensioner av last. Årstiderna varierar i de olika delarna av landet och Sverige har därför delats in i fem olika zoner där de olika säsongerna motsvarar olika månader (Naturvårdsverket, 1990).

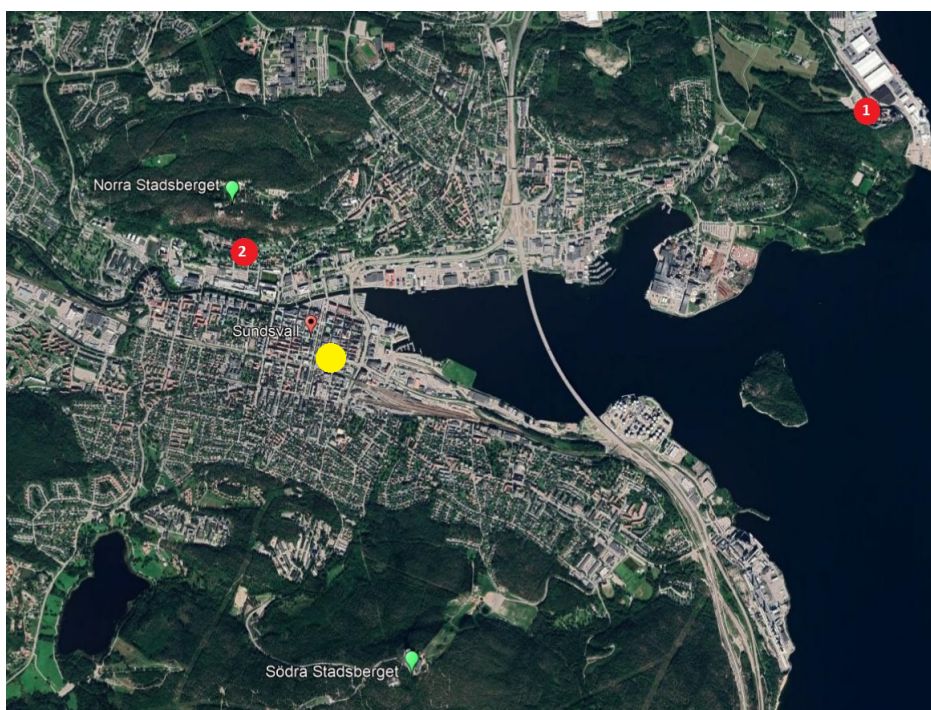
Skorstenstillägg beräknas om det finns byggnader eller hög terräng i närheten eftersom då kan halten bli högre på grund av sämre omblandning. Det kompenseras för med hjälp av tillägg på skorstenshöjden. Tillägg kan också krävas för att undvika att luften sugas ner bakom närliggande byggnader. Med en låg rökgashastighet kan rökgasen även sugas ner längs med skorstenen på grund av att det bildas vindstilla förhållanden. Skorstenstilläggen beräknas med olika tabeller och adderas sedan till referenshöjden för att få den slutliga bygghöjden på skorstenen (Naturvårdsverket, 1990).

4 METOD

Projektet inleddes med att en litteraturstudie genomfördes för att bredda kunskapsbasen inför kommande steg i projektet. Stora delar av litteraturstudien resulterade i rapportens bakgrund och teori. Sedan studerades tidigare utredningar utförda av Sweco, där spridningsberäkningar av luftföroreningar från förbränningsanläggningar utförts. Studien utfördes med hjälp av rapporter från utredningarna, indata samt resultat sammanställdes. Syftet var att undersöka samband mellan förhållanden för anläggningarna och höga halter luftföroreningar.

4.1 MODELLBERÄKNINGAR

Modellberäkningar utfördes med programmet AERMOD för två platser i Sundsvall. Platserna motsvarade olika topografiska förhållanden och för varje plats simulerades utsläpp från en punktkälla. Plats 1 var den plats där det befintliga värmeverk Korstaverket idag är placerat och plats 2 var placerat i centrala Sundsvall mellan norra och södra Stadsberget. Plats 2 valdes för att kunna undersöka vilka skillnader som uppkom om värmeverket var placerat på en plats som verkade vara mindre lämpad. De båda utvalda platserna visas i figur 2. Höjd över havet var 24,78 m för plats 1 och 32,29 m för plats 2.



Figur 2: Kartan visar de två valda platserna som värmeverken har modellerats för i Sundsvall. Plats 1 är motsvarar den plats där Korstaverket idag är placerat och plats 2 är placerad i centrala Sundsvall. Markerat är även det södra och norra Stadsberget samt platsen för mätstationen där bakgrundshalterna för NO_2 är uppmätta, vilket är den gula markeringen (Google Earth, 2018)

4.1.1 AERMOD

Vid simuleringar i programmet AERMOD användes meteorologidata i form av timmvärden för Sundsvall år 2007 som erhöles tillsammans med terrängdata från Carl

Thordstein, (Thordstein, 2018). Datan över meteorologin hade behandlats i AERMET och var ursprungligen från Lakes environmental. Lakes environmental använder modellen 5th-generation Mesocale Model (MM5) för att generera data och anpassar den sedan för AERMET (Lakes environmental, u.å.). Datan från Lakes environmental hade erhållits i form av två filer, en med timmedelvärden för marknivån (hourly surface met data) och en fil med data för en högre nivå (upper air data). Koordinaterna för datan var (62.391961, 17.306791) och upplösningen var för en grid på 12x12 km. Data över terrängen hade ursprungligen erhållits från lantmäteriet. Bakgrundshalter för ozon hämtades från SMHI (SMHI, u.å.) där ett årsmedelvärde beräknades med hjälp av timmedelvärden för åren 2000 till 2002 och sattes till $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För alla simuleringar som utfördes i detta projekt undersöktes haltbidraget för NO_2 , PVMRM användes och utsläppskälla var i form av en punktkälla. Ett beräkningsområde innehållande ett rutnät för receptorer skapades för respektive utsläppsplats. Rutnätets area var ca 24 km^2 och innehöll 2500 receptorer med en höjd på 1,5 m. Värden för jämviktskvot för NO_2 och NO_x bestämdes (Thordstein, 2018), samtliga indata redovisas i tabell 6.

Tabell 6: *Värden på parametrar som användes vid samtliga simuleringar i programmet AERMOD.*

Parameter	Värde	Enhet
Bakgrundshalt NO_2	0	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Beräkningsarea	24	km^2
Antal receptorer	2500	-
Avstånd receptorer	100	m
Bakgrundshalt ozon	48	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Höjd på receptorer	1,5	m
Jämviktsvärde för NO_2/NO_x kvot	0,7	-
Standardvärde för NO_2/NO_x kvot	0,1	-

Det utfördes flertalet simuleringar för tre olika framtagna fall, Standardfallet, Fall temperatur och hastighet (Fall TH) och Fall Skorstenshöjd och temperatur (Fall ST). För alla tre fall varierades två parametrar medan resterande var konstanta. För standardfallet var rökgasens temperatur konstant medan rökgashastigheten och skorstenshöjden varierades. För de andra två fallen skulle sambandet mellan rökgashastighet, skorstenshöjd och rökgastemperatur studeras. Dessa fall valdes att kallas Fall TH och Fall ST, där bokstäverna motsvarar de parametrarna som varierades, S står för skorstenshöjd, H för rökgashastighet och T för rökgastemperatur. Värden på parametrarna för de olika fallen redovisas i tabell 7. Värdena för intervallen innefattar med marginal rimliga värden för små och mellanstora värmeverk. Skorstensdiametern är innerdiametern för skorstenen och är utformad för att passa små och mellanstora värmeverk (Lindgren, 2018). För samtliga fall utfördes simuleringar för både plats 1 och plats 2.

Tabell 7: *Värden för parametrar som användes vid simuleringar i programmet AERMOD.*

Parametrar	Standardfall	Fall TH	Fall ST
Skorstenshöjd (m)	10–65	45	10–65
Rökgashastighet (m/s)	10–30	10–30	10
Skorstensdiameter (m)	0,5	0,5	0,5
Rökgastemperatur (°C)	50	10–110	10–100
Massflöde (g/s)	1,2	1,2	1,2

Rökgashastighetens påverkan i förhållandet till massflödet studerades också genom att standardfallet och fall TH även simulerades med massflödena, 0,8 g/s och 0,4 g/s. För att sedan undersöka hur skorstensdiameteren påverkar haltbidraget NO₂ utfördes simuleringar för standardfallet och fall TH med en diameter på 1 m och 1,5 m. Värden på parametrar för dessa simuleringar redovisas i tabell 8 Dessa simuleringar utfördes endast för plats 1.

Tabell 8: *Värden för parametrar som användes vid simuleringar i programmet AERMOD när massflödet och skorstensdiameterens påverkan skulle studeras.*

Parametrar	Massflöde		Diameter	
	Standardfall	Fall TH	Standardfall	Fall TH
Skorstenshöjd (m)	10–65	45	10–65	45
Rökgashastighet (m/s)	10–30	10–30	10–30	10–30
Skorstensdiameter (m)	0,5	0,5	0,5–1,5	0,5–1,5
Rökgastemperatur (°C)	50	10-110	50	10-110
Massflöde (g/s)	0,8–1,2	0,8–1,2	1,2	1,2

För varje simulering som utfördes erhöles 98-percentilen för högsta dygn- och timmedelvärden och kartor för spridningen av NO₂. Det beräknade värdena sammanställdes i Excel där grafer skapades och resultatet analyserades. Med AERMOD skapades även en vindros som redovisade vindförhållanden under simuleringarna och kartor som redovisar terrängen vid de båda simulerade platserna.

4.2 ANALYS AV RESULTAT OCH UTVECKLING AV METOD

Resultaten från simuleringarna användes för att ta fram ett flödesdiagram med syftet att kunna användas som underlag vid beslut om beräkningar är nödvändiga i en tillståndsansökan eller inte. Genom att studera graferna som skapats i Excel och genom att jämföra haltbidraget med miljö kvalitetsnormerna och nedre utvärderingströskeln för NO₂ drogs slutsatser. Maximala tillåtna värden för bakgrundshalter bestämdes också som kriterier för användning av flödesdiagrammet. De bestämda värdena jämfördes sedan med ett beräknat medelvärde för de urbana bakgrundshalterna för Sundsvall. Medelvärdet beräknades för mätstationen Sundsvall Köpmangatan med mätvärden för år 2017 (SMHI, u.å.). Platsen för mätstationen redovisas i figur 2.

5 RESULTAT

5.1 ANALYS AV TIDIGARE UTREDNINGAR

I tabell 9 sammanställs information från de tidigare utredningar som har analyserats i detta projekt. I tabellen kan det avläsas vilken plats och beskrivning av verksamheten som har analyserats.

Tabell 9: *Plats och beskrivning av verksamhet för de utredningar som studerats i projektet. Informationen är utplockad från olika utredningar utförda av Sweco.*

Plats	Information
Angered	Spridningsberäkningar från 2011 för en panncentral. Tre pannor med effekten 45,5 MW var.
Stentorp	Spridningsberäkningar från 2007 för en planerad fastbränsleanläggning.
Sobacken	Spridningsberäkningar från 2011 för ett kraftvärmeverk
Göteborg	Spridningsberäkningar från 2017 för energiproduktion åt Renova.
Norrköping	Spridningsberäkningar från 2017 för hetvattencentral, två pannor med effekten 140 MW vardera.
Tvååker	Spridningsberäkningar från 2014 för planerad närvärmecentral.
Helsingborg	Spridningsberäkningar från 2018 för utvidga miljötillståndet för filbornaverket.

I tabell 10 redovisas värden på inparametrar för de verksamheter som utredningarna innefattade tillsammans med resultat från spridningsberäkningarna i form av halt NO₂ redovisas. Värdena i tabellen visar att för alla verksamheter är halterna NO₂ låga. Det kan också konstateras att de beräknade halterna är låga för samtliga fall trots stor variation hos parametrarna skorstenshöjd, rökgastemperatur, skorstensdiameter och rökgasflöde.

Tabell 10: Sammanställningar av tidigare utredningar utförda av Sweco för förbränningsanläggningar. Beräknade värden är 98-percentil för timmedelvärden och dygnsmedelvärden av NO₂. För närvärmecentralen i Tvååker fanns det två pannor med olika värden på parametrarna.

Parametrar	Angereds	Stentorp	Sobacken	Göteborg
Effekt (MW)	45,5 x3	1,5	-	-
Rökgastemperatur (°C)	150	180	50	80
Rökgasflöde (m ³ /s)	19,9	0,7	86	92
Rökgashastighet (m/s)	15	10	17,5	11,5
Skorstenshöjd (m)	70	20	80	126
Skorstensdiameter (m)	1,3	0,3	2,5	1,6x4
Emissioner (g/s)	4,6	0,067	3,49	7,293
Beräknade dygnsmedelvärde (µg/m ³)	1	2	2	0,5
Beräknade timmedelvärden (µg/m ³)	2	3	3	1
Beräknade årsmedelvärden (µg/m ³)	0,1	0,2	0,5	0,2

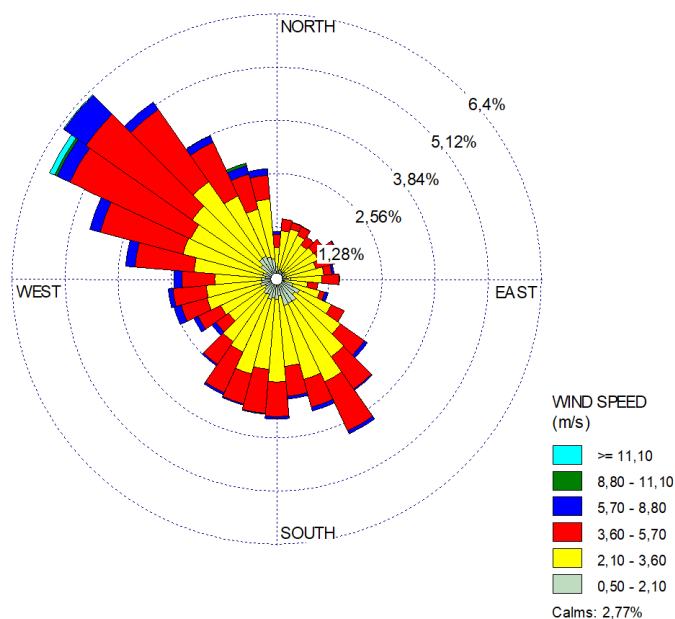
Parametrar	Norrköping	Tvååker	Helsingborg
Effekt (MW)	140 x2	1,5/2,5	90
Rökgastemperatur (°C)	165	150	52
Rökgasflöde (m ³ /s)	28	1,6/1,7	36,8
Rökgashastighet (m/s)	25	14/17	14
Skorstenshöjd (m)	40	20	85
Skorstensdiameter (m)	1,5	0,3/0,35	1,8
Emissioner (g/s)	0,79	0,29	6,12
Beräknade dygnsmedelvärde (µg/m ³)	5	8/4	4,2
Beräknade timmedelvärden (µg/m ³)	5	10/6	9
Beräknade årsmedelvärden (µg/m ³)	0,5	1/0,6	0,5

5.2 AERMOD

Nedan redovisas resultat från simuleringar i programmet AERMOD. Värden på parametrar som används för de olika simuleringarna redovisas i tabell 6, tabell 7 och tabell 8. I samtliga grafer är haltbidraget från värmeverket i form av den högsta beräknade 98-percentilen för timmedelvärden av NO₂, inga bakgrundshalter är inkluderade. Vilken receptor det högsta beräknade haltbidraget beräknades för varierade mellan de olika simuleringarna men förekom ofta nära utsläppskällan. Resultatet för dygnsmedelvärden redovisas i Appendix B.

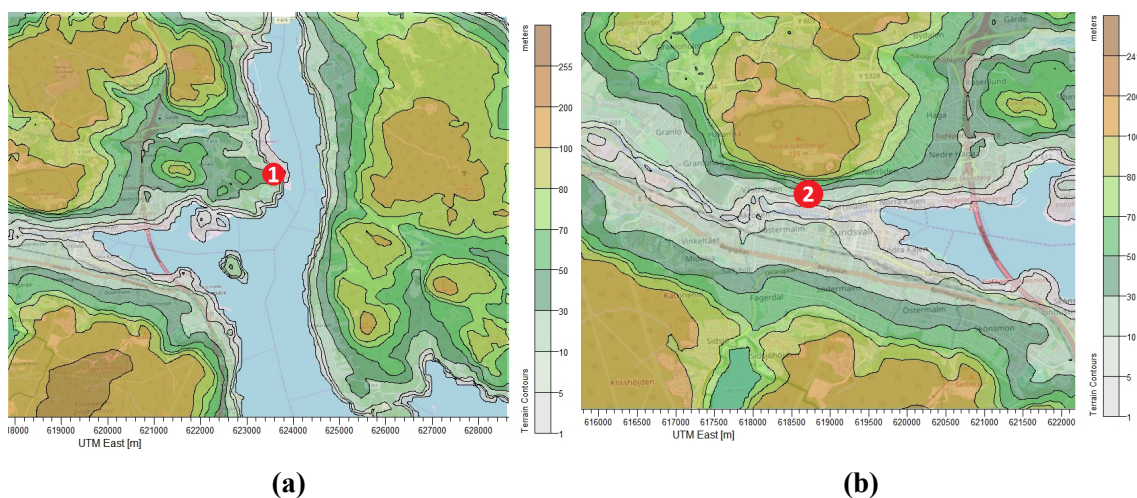
5.2.1 Vindhastighet, vindriktning och terräng

I figur 3 redovisas en vindros framtagen i AERMOD för Sundsvall år 2007. Vindriktningen har vid flest antal tillfällen nordvästlig riktning och vindhastigheten ligger ofta inom intervallet 2,10–3,60 m/s eller 3,60–5,7 m/s. Vid några tillfällen är vindhastigheten mellan 0,5 och 2,1 m/s och vid några få tillfällen uppnår vinden en hastighet över 11,10 m/s.



Figur 3: Vindros som redovisar riktning och hastighet på marknivå (ca 15 m) för vinden i Sundsvall år 2007.

I figur 4 redovisas karta över terrängen för både plats 1 och plats 2. För plats 1 finns inga höga toppar i det närliggande området utan topografin är relativt platt. Plats 2 är belägen nära Norra Stadsberget och en stor höjdskillnad i topografin finns precis norr om platsen.

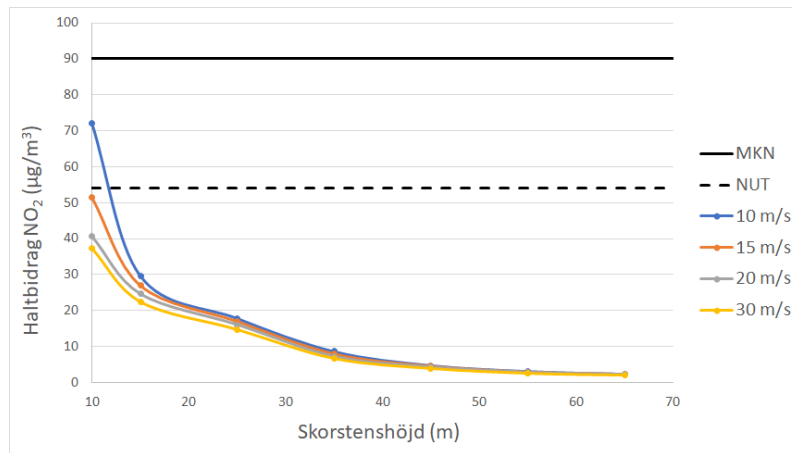


Figur 4: (a) visar terrängen för beräkningsområde för plats 1 (b) visar terrängen för beräkningsområdet för plats 2. De röda markeringarna visar placering för utsläppskällan.

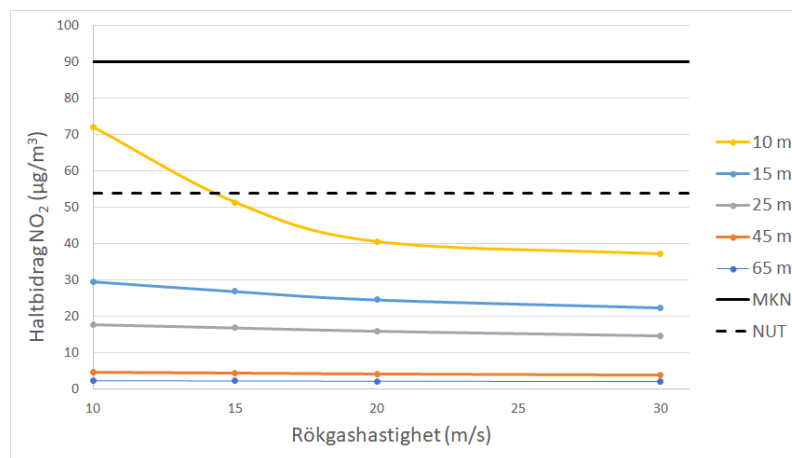
5.2.2 Standardfall

I figur 5 redovisas resultat från standardfallet då simuleringar utfördes för plats 1. Skillnaden i haltbidrag för de olika rökgashastigheterna som simulerades är väldigt liten för de flesta skorstenhöjderna. När skorstenhöjden är mellan 45 och 65 meter är haltbidraget nästan konstant och inget haltbidrag är högre än $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det betyder att miljö kvalitetsnormerna överskrids endast om bakgrundshalterna är högre än $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$

och nedre utvärderingströskeln om bakgrundshalter är högre än $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För dessa skorstenshöjder ger en förändring av skorstenshöjden eller rökgashastigheten ingen stora påverkan på haltbidraget. När skorstenshöjden är lägre än 15 m uppkommer stora skillnader mellan de olika rökgashastigheterna och små förändringar i skorstenshöjd påverkar haltbidraget mycket. När skorstenshöjden är mellan 15 och 45 m ökar haltbidraget med en minskande skorstenshöjd men skillnaden mellan de olika rökgashastigheterna är små. I figur B1 redovisas resultatet för dygnsmedelvärden. De följer samma trend som för timmedelvärden och för en skorstenshöjd över 45 m är haltbidraget aldrig högre än $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



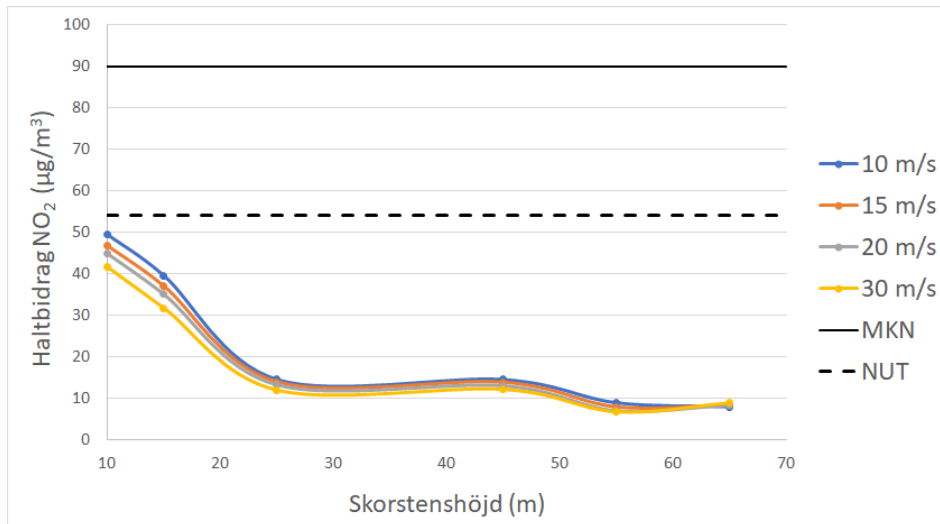
(a)



(b)

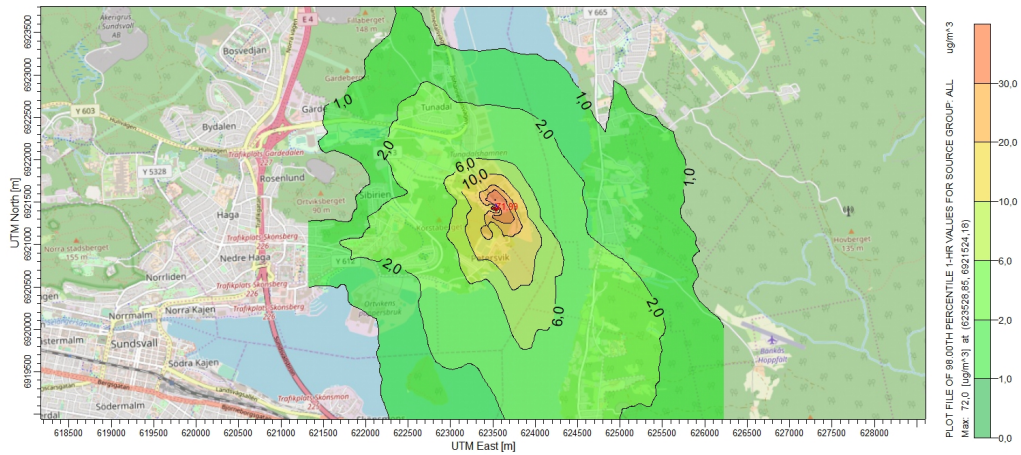
Figur 5: Resultat från simulering av standardfallet för plats 1 då rökgashastighet varierades mellan 10 m/s till 30 m/s och skorstenshöjden varierade mellan 10 m till 65 m. På y-axeln är 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärden. I (a) är x-axeln höjden på skorstenen och varje linje motsvarar en rökgashastighet. (b) redovisar samma resultat som i (a) men med rökgashastigheten på x-axeln och varje linje motsvarar en skorstenshöjd.

I figur 6 redovisas resultatet från standardfallet då simuleringar utfördes för plats 2. I jämförelse med simuleringarna för plats 1 är det beräknade haltbidraget högre för alla simuleringar förutom när skorstenhöjden är 10 m och rökgashastigheten är 10 m/s eller 15 m/s. Sambandet mellan skorstenhöjd, rökgashastighet och haltbidrag NO_2 skiljer sig även något från plats 1, det finns vissa scenarier då haltbidraget inte minskar med en ökad rökgashastighet eller ökad skorstenhöjd. Haltbidraget är även mycket mer konstanta för en skorstenhöjd mellan 45 m och 25 m för plats 2. I figur B2 redovisas resultatet för dygnsmedelvärdena, resultaten följer samma trend som resultaten för timmedelvärden.

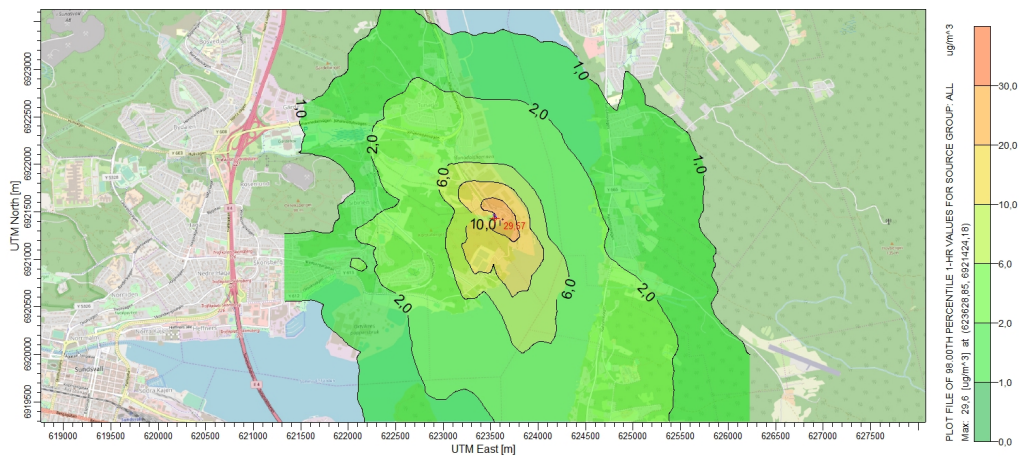


Figur 6: Resultat från simuleringar för standardfallet för plats 2 då rökgashastigheten varierades mellan 10 m/s och 30 m/s, skorstenhöjden varierade mellan 10 m och 65 m. På y-axeln är de 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärdet NO_2 , skorstenhöjden är på x-axeln och varje linje motsvarar en rökgashastighet.

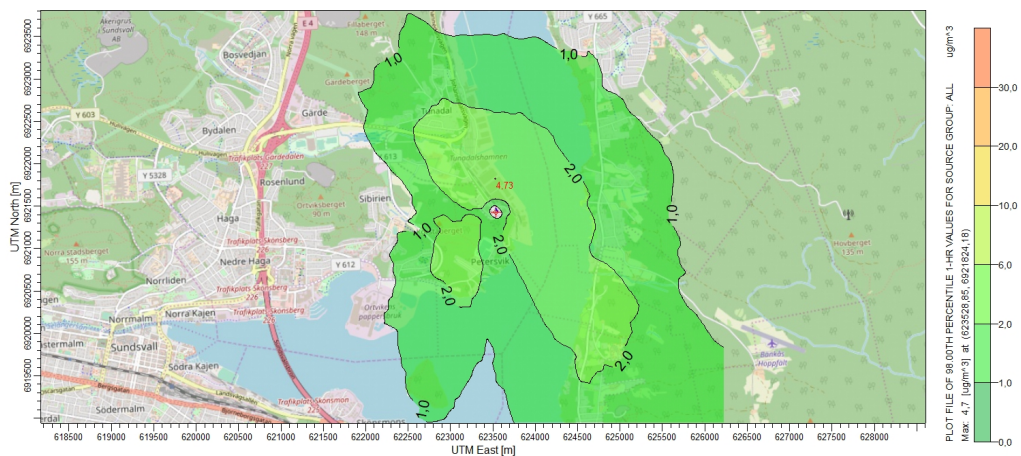
I figur 7 redovisas ett exempel på spridning av NO_2 . Simuleringarna är för standardfallet med rökgashastigheten på 10 m/s. Skorstenhöjden är 10 m i figur 7a, 15 m i figur 7b och 45 m i figur 7c. Spridningen av NO_2 är väldigt lika för en skorstenhöjden på 10 och 15 m. Den stora skillnaden är att för en skorstenhöjden på 10 m uppkommer ett betydligt högre maxhalt precis intill källan. Då är det högsta haltbidraget $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ medan för simuleringen med en skorstenhöjd på 15 m är det $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. När skorstenhöjden är 45 m blir det högsta beräknade haltbidraget också precis intill källan men betydligt lägre, haltbidraget beräknades till $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



(a)



(b)

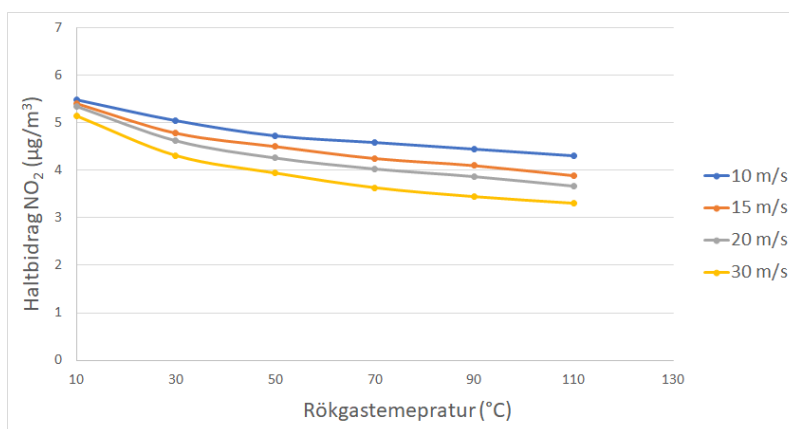


(c)

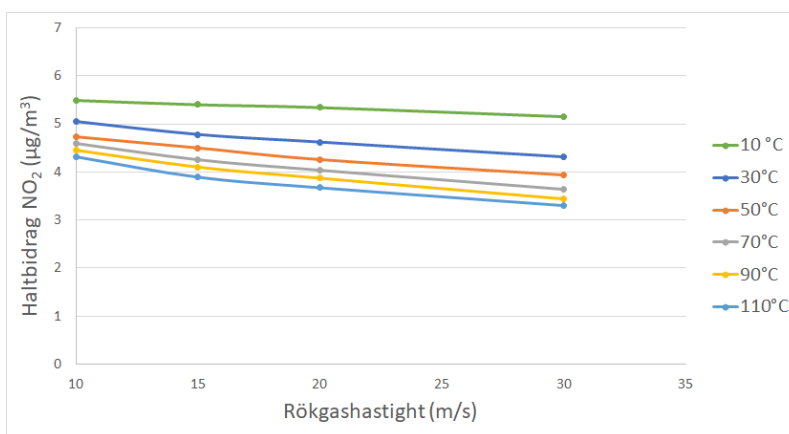
Figur 7: Kartor som redovisar spridningen av NO_2 från standardfallet för simulering för plats 1. Kartorna visar resultat från simuleringar när rökgashastigheten var 10 m/s och (a) visar då skorstenshöjden var 10 m, i (b) 15 m och i (c) 45 m.

5.2.3 Fall TH

I figur 8 redovisas resultatet från fall TH (temperatur och hastighet) då simuleringar utfördes för plats 1. Resultatet visar att trots en stor variation av rökgashastighet och rökgastemperatur är skillnaden i haltbidrag väldigt liten. En stor förändring av både rökgashastighet och rökgastemperatur genererar inga stora skillnader i haltbidrag. Genom att studera figur 8 kan det dock konstateras att en ökad rökgastemperatur eller rökgashastighet alltid ger ett något minskat haltbidrag. För alla simuleringar är haltbidraget lågt och inget värde är högre än $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket betyder att bakgrundshalterna måste vara över $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för att miljö kvalitetsnormerna ska överskridas och över $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för att överskrida nedre utvärderingströskeln. I figur B3 redovisas resultatet för dygnsmedelvärdena, resultatet följer samma trend som resultatet för timmedelvärden.



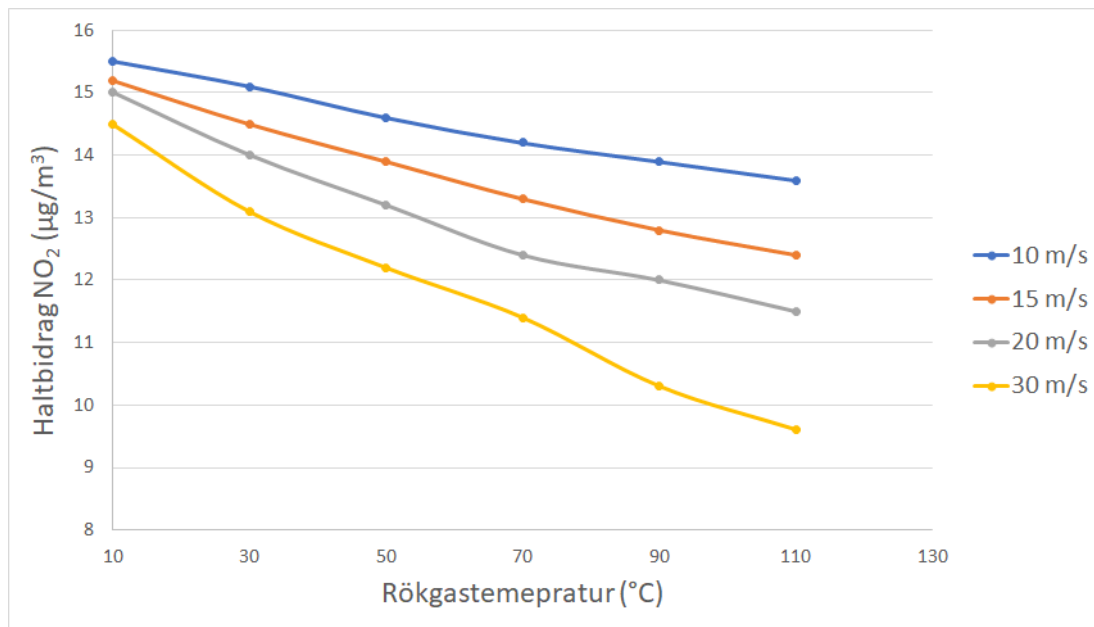
(a)



(b)

Figur 8: Resultat från simulering då rökgashastigheten varierades mellan 10 och 30 m/s och rökgastemperaturen varierade mellan 10 °C och 110 °C. På y-axeln är det 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärdet NO₂, i (a) rökgastemperaturen på x-axeln och varje linje motsvarar en rökgashastighet. (b) Redovisar samma resultat som i (a) men med rökgashastigheten på x-axeln och varje linje motsvarar en rökgastemperatur.

I figur 9 redovisas resultatet för fall TH då simuleringar utfördes för plats 2. I grafen syns det att haltbidraget av NO₂ alltid minskar med ökad rökgastemperatur eller ökad rökgashastighet. I jämförelse med simuleringar för plats 1 påverkas haltbidraget mer av en förändring hos rökgastemperaturen eller rökgashastighet. Resultat för dygnsmedelvärden redovisas figur B4, resultaten följer samma trend som för timmedelvärdena.



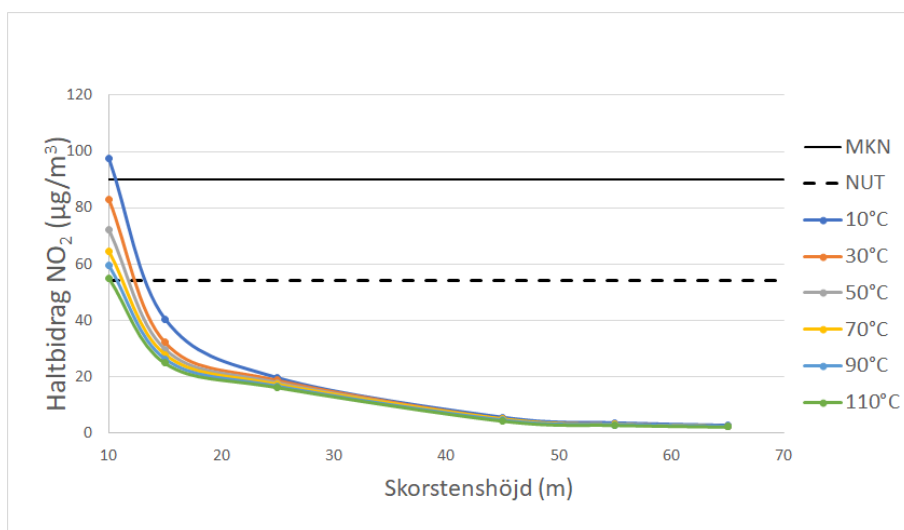
Figur 9: Resultat från simuleringar för fall TH då rökgashastigheten varierades mellan 10 och 30 m/s och rökgastemperaturen varierade mellan 10 °C och 110 °C. Resultatet är för plats 2 och på y-axeln är det 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärden NO₂, på x-axeln är det rökgastemperaturen och varje linje motsvara en rökgashastighet.

I figur C1 redovisas spridningskartor för plats 2, i figur C1a är rökgastemperaturen 10 °C och i figur C1b är rökgastemperaturen 110 °C. För båda fall är rökgashastigheten 30 m/s. Kartorna visar att när rökgastemperaturen är 10 °C faller en större del av rökgasen ner på berget som ligger nära källan än när den är 110 °C.

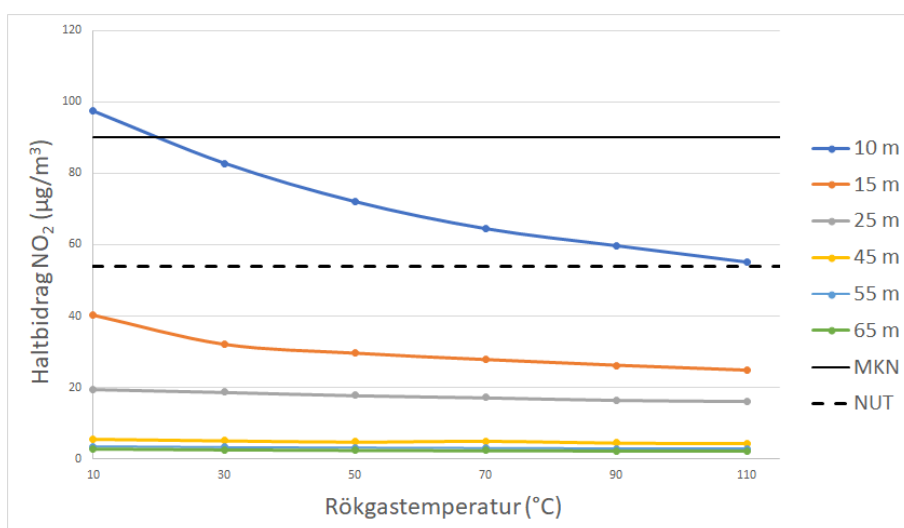
5.2.4 Fall ST

I figur 10 redovisas resultatet från fall ST (skorstenshöjd och temperatur) då simuleringar utfördes för plats 1. Genom att studera figur 10a kan det konstateras att haltbidraget är väldigt lågt för samtliga rökgastemperaturerna när skorstenshöjden är högre än 45 m. Inget värde är högre än 5,5 µg/m³. Det betyder att bakgrundshalterna måste vara högre än 85 µg/m³ för att överskrida miljö kvalitetsnormerna och högre än 49 µg/m³ för att överskrida nedre utvärderings tröskeln. Haltbidrag är då också väldigt konstant och en förändring i skorstenshöjd påverkar inte haltbidraget i någon stor utsträckning. För en skorstenshöjd lägre än 45 m ökar halterna något med en minskad skorstenshöjd och när skorstenshöjden är lägre än 15 m blir ökningen stor. Det kan också avläsas i figur 10b att temperaturen påverkar halterna väldigt lite för nästan alla simuleringar, endast då skorstenshöjden är 10 m syns en tydlig påverkan. Resultatet visar att en ökad skorstenshöjd eller rökgastemperatur ger ett lägre haltbidrag för samtliga

simuleringar. Resultatet för dygnsmedelvärden redovisas i figur B5. Resultatet följer liknande trender som för timmedelvärden.



(a)

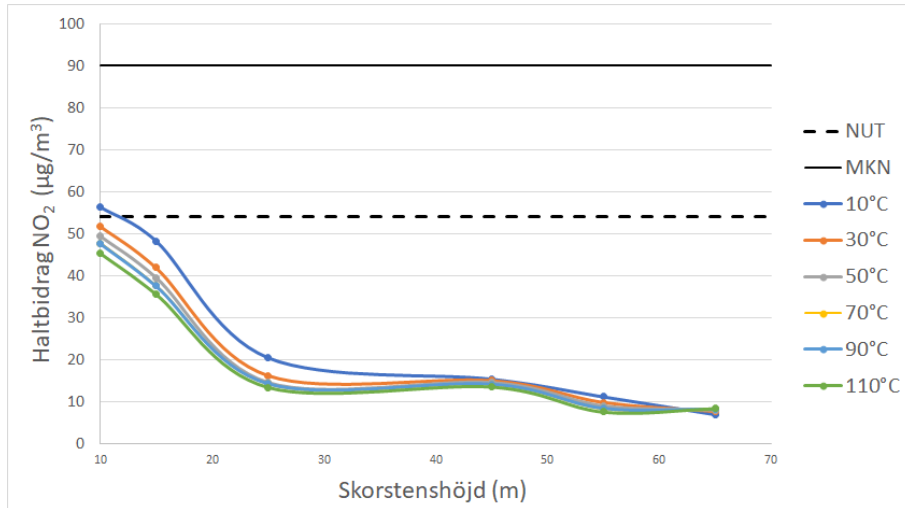


(b)

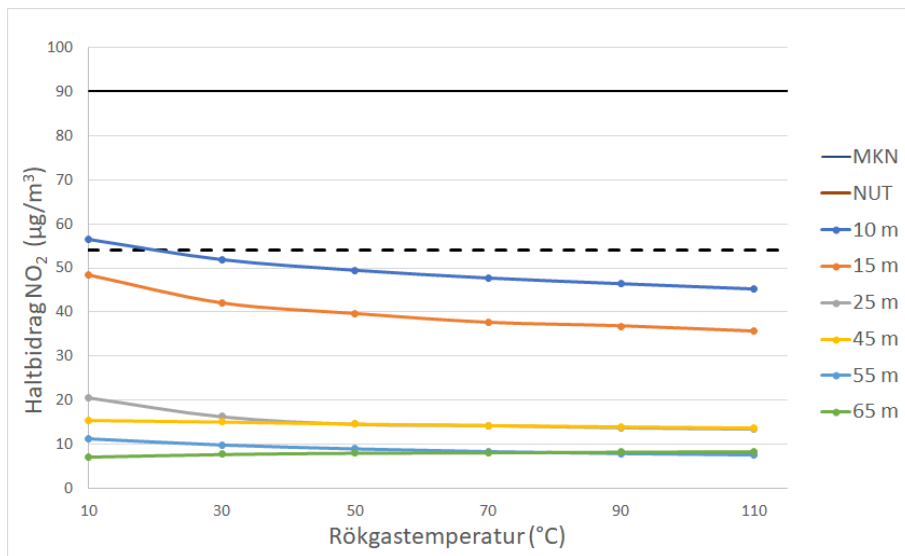
Figur 10: Resultat från simuleringar av fall ST då rökgastemperaturen varierade mellan 10 °C och 110 °C och skorstenhöjden mellan 10 m och 65 m. Resultatet är för plats 1 och på y-axeln är det 98-percentilen för de högsta beräknade timmedelvärden NO₂, i (a) är x-axeln skorstenhöjden och varje linje motsvarar en rökgastemperatur. (b) redovisar resultat från samma simuleringar som i (a) men med rökgastemperaturen på x-axeln och varje linje motsvarar en skorstenhöjd.

I figur 11 redovisas resultat från fall ST då simuleringar utfördes för plats 2. För en skorstenhöjd högre än 35 m uppkommer inga stora skillnader för haltbidraget. Det syns dock stora skillnader när skorstenhöjden minskar från 25 m till 15 m. I jämförelse med simuleringarna för plats 1 är haltbidraget högre för alla skorstenhöjder förutom när skorstenhöjden är 10 m. Resultatet visar även att till skillnad från plats 1 förekommer

det vissa fall då haltbidraget inte minskar med en ökad skorstenshöjd. I figur 11b syns det att rökgastemperaturens påverkan på haltbidraget är mycket liten eftersom haltbidraget är nästan konstant för alla skorstenshöjder. Resultatet för dygnsmedelvärdena som redovisas i Appendix B figur B6 visar liknande trender som för timmedelvärdena.



(a)

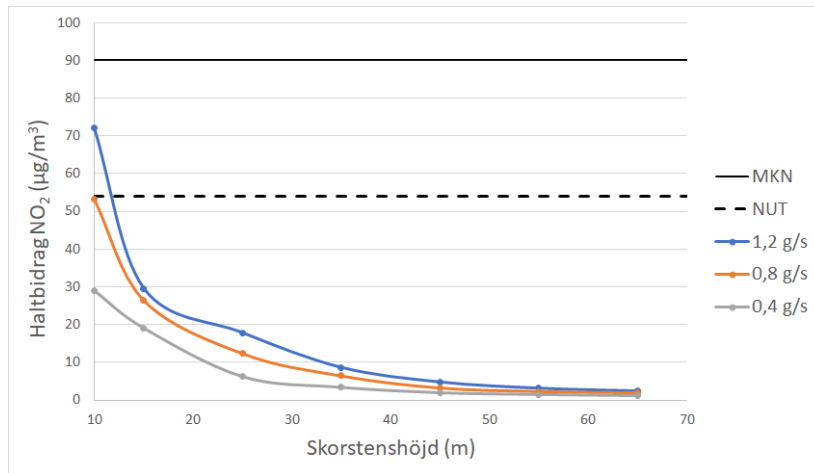


(b)

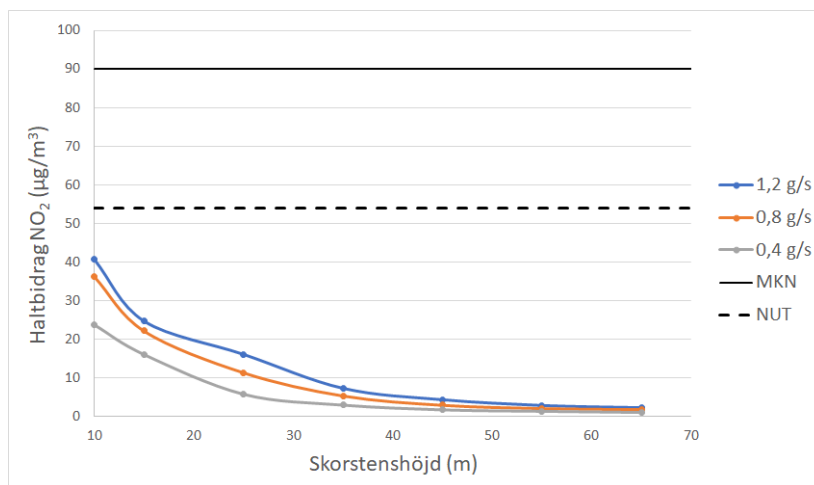
Figur 11: Resultat från simuleringar av fall ST då rökgastemperaturen varierade mellan 10 °C och 110 °C och skorstenshöjden mellan 10 m och 65 m. Resultatet är för plats 2 och på y-axeln är det 98-percentilen för de högsta beräknade timmedelvärden NO₂, i (a) är x-axeln skorstenshöjden och varje linje motsvara en rökgastemperatur. (b) redovisar resultat från samma simuleringar som i (a) men med rökgastemperaturen på x-axeln och varje linje motsvarar en skorstenshöjd.

5.2.5 Massflöde och rökgashastighet

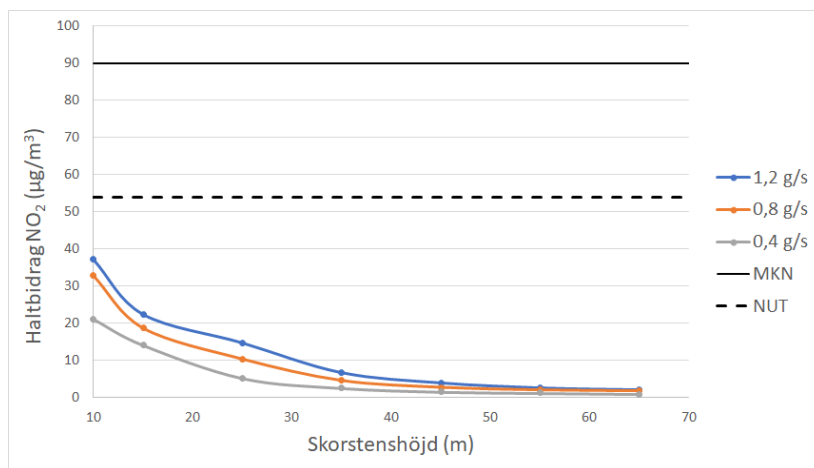
I figur 12 redovisas resultatet från simuleringar för standardfallet då simuleringarna utfördes med tre olika massflöden. De olika graferna motsvarar en rökgashastighet, 10 m/s i figur 12a, 20 m/s i figur 12b och 30 m/s i figur 12c. När skorstenshöjden är högre än 45 m uppkommer inga stora skillnader för de olika massflödena och rökgashastigheterna. När skorstenshöjden är lägre än 45 m skilde sig haltbidragen för de olika massflödena åt och för samtliga rökgashastigheter och skorstenshöjder är haltbidraget störst för massflödet 1,2 g/s. Då skorstenshöjden är lägre än 15 m och rökgashastighet är 10 m/s blir skillnaderna mellan de olika massflöden stora.



(a)



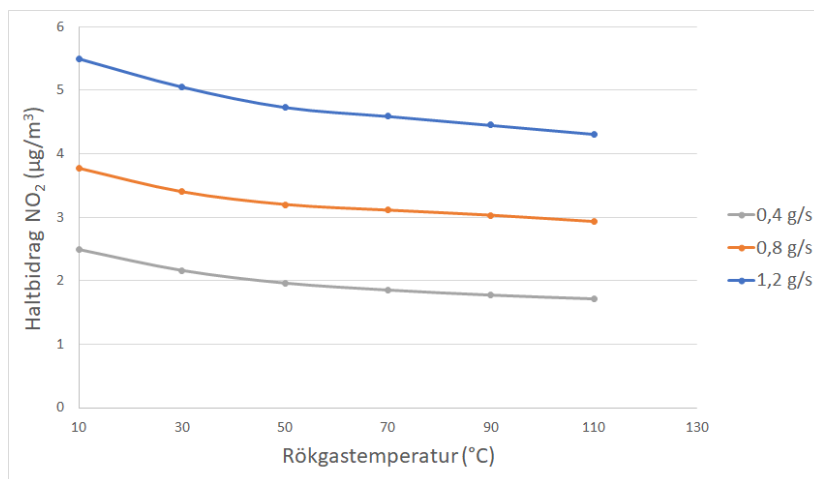
(b)



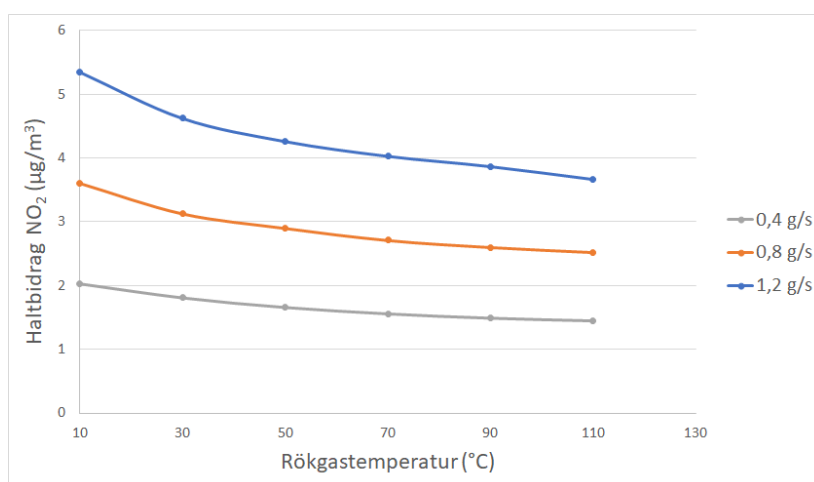
(c)

Figur 12: Resultat från simulering av standardfallet för tre olika massflöden. På y-axeln är 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärdet, skorstenshöjd på x-axeln och varje linje motsvarar ett massflöde. Varje graf motsvarar en rökgashastighet, (a) är för 10 m/s, (b) för 20 m/s och (c) för 30 m/s.

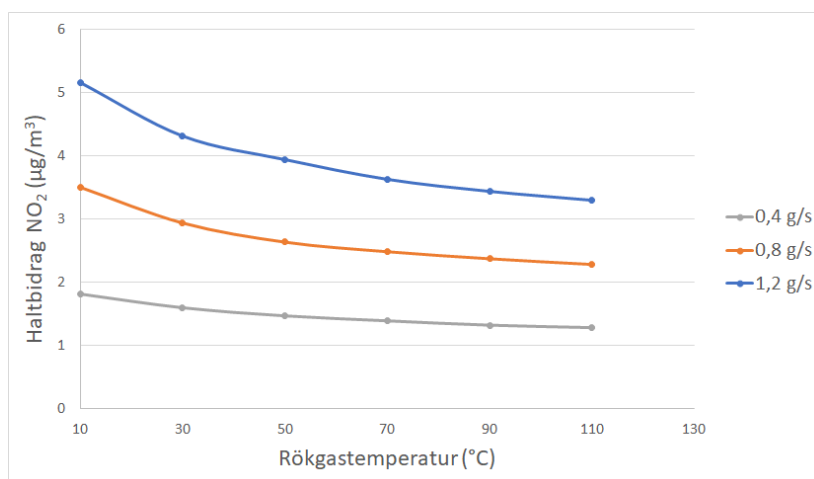
I figur 13 redovisas resultat för simuleringar för fall TH då simuleringar utfördes med tre olika massflöden. Varje graf i figur 13 motsvarar en rökgashastighet, 10 m/s i figur 13a, 20 m/s i figur 13b och 30 m/s i figur 13c. Resultatet för samtliga rökgashastigheter följer liknande samband, rökgastemperaturen påverkar halterna marginellt men en liten minskning sker med en ökad temperatur. Skillnaderna mellan de olika rökgashastigheterna är väldigt små men massflödet hade en större påverkan.



(a)



(b)

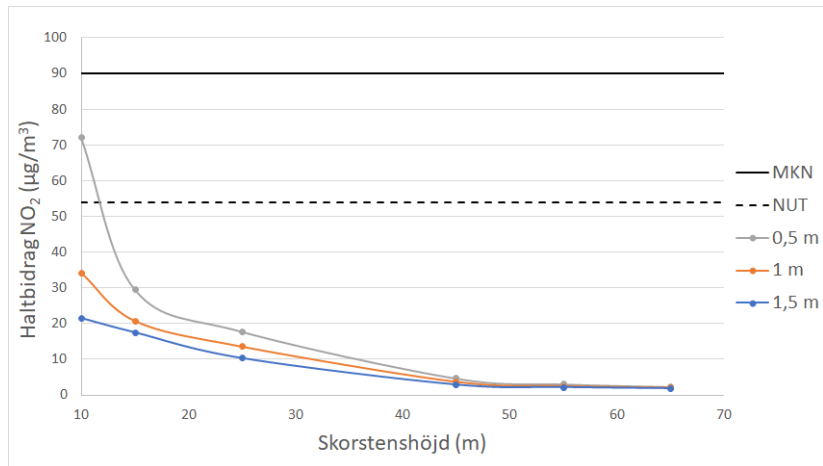


(c)

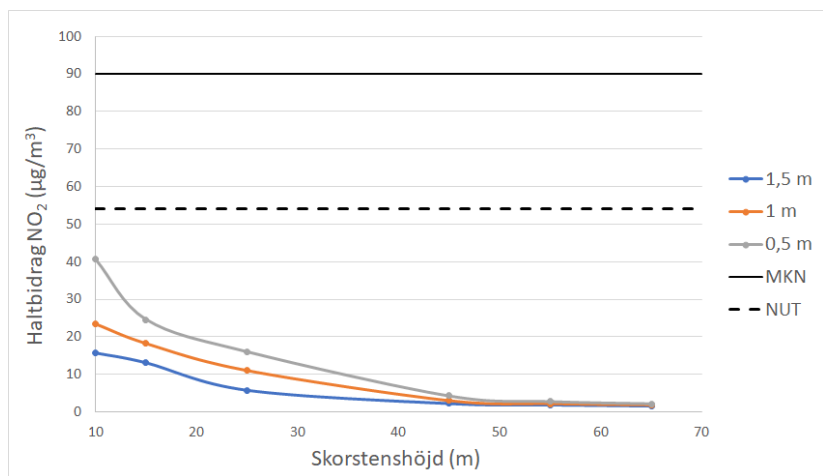
Figur 13: Resultat från simulering av fall TH för tre olika massföden. På y-axeln är 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärden, rökgastemperatur på x-axeln och varje linje motsvarar ett massflöde. Varje graf motsvarar en rökgashastighet, (a) är för 10 m/s, (b) för 20 m/s och (c) för 30 m/s.

5.2.6 Skorstensdiameter

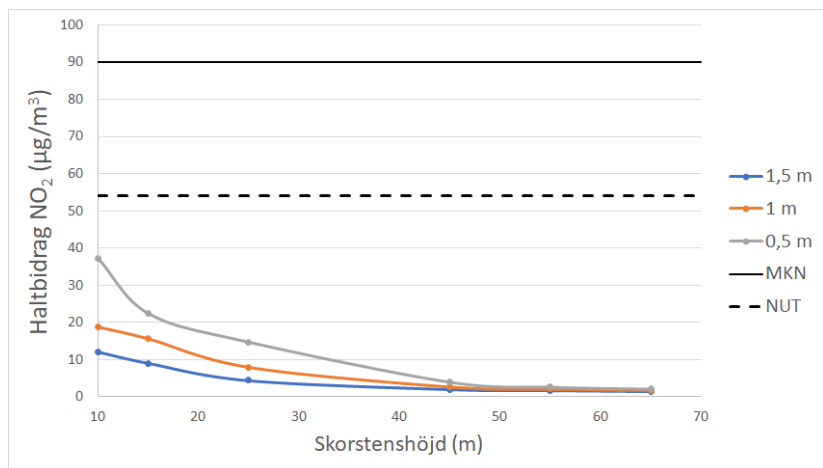
I figur 14 redovisas resultat från simuleringar av standardfallet för tre olika skorstensdiametrar. Varje graf motsvarar en rökgashastighet och varje linje en skorstensdiameter. För alla skorstenshöjder och rökgashastigheter är de simulerade värdena för haltbidraget högst för den minsta diametern. När skorstenshöjden är 45 m eller högre blir haltbidraget nästan konstant för samtliga simuleringar och inget värde är högre än $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skorstenshöjden påverkar haltbidraget mest när skorstensdiametern är 0,5 m, det uppkommer exempelvis en stor ökning när skorstenshöjden går från 15 m till 10 m. För de simuleringar då skorstensdiametern är 1,5 m, skorstenshöjden högre än 25 m och rökgashastigheten 20 eller 30 m/s är haltbidraget nästan konstant och när skorstenshöjden är högre än 45 är inget värde för haltbidraget högre än $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



(a)



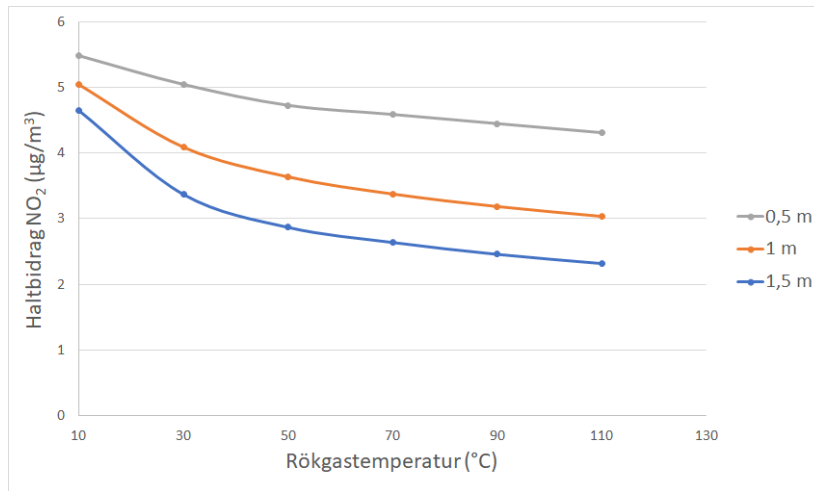
(b)



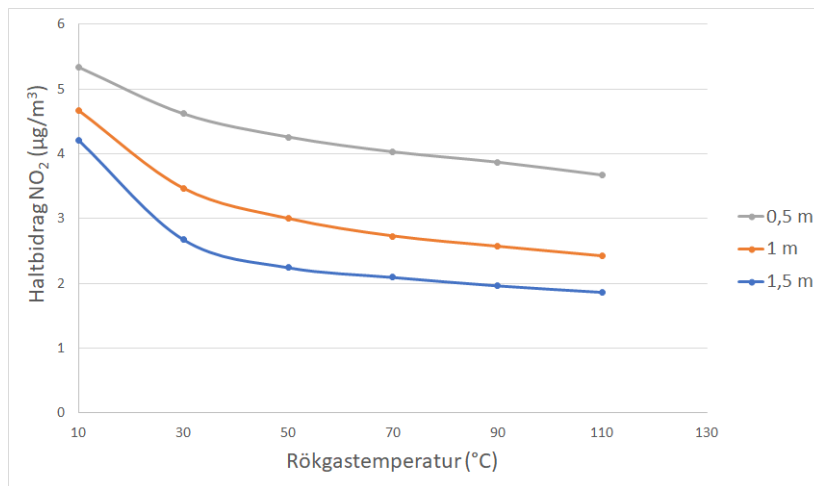
(c)

Figur 14: Resultat från simulering av standardfallet för tre olika skorsten diametrar. På y-axeln är 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärdet, skorstenhöjden på x-axeln och varje linje motsvarar en diameter. Varje graf motsvarar en rökgashastighet, (a) är för 10 m/s, (b) för 20 m/s och (c) för 30 m/s.

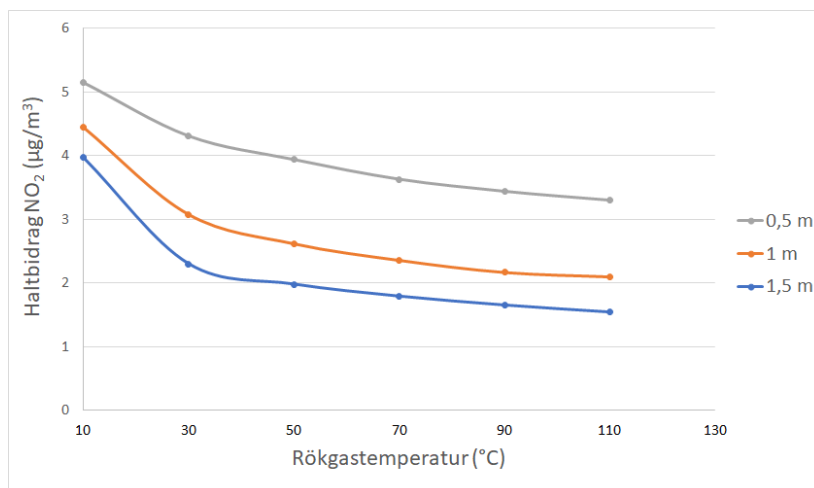
I figur 15 redovisas resultatet från fall TH då simuleringar utfördes för tre olika skorstensdiametrar. Varje graf motsvarar en rökgashastighet och varje linje en skorstensdiameter. Skillnaden mellan de olika rökgashastigheterna är väldigt små och för samtliga hastigheter och skorstenshöjder är haltbidraget högst när skorstensdiametern är 0,5 m.



(a)



(b)



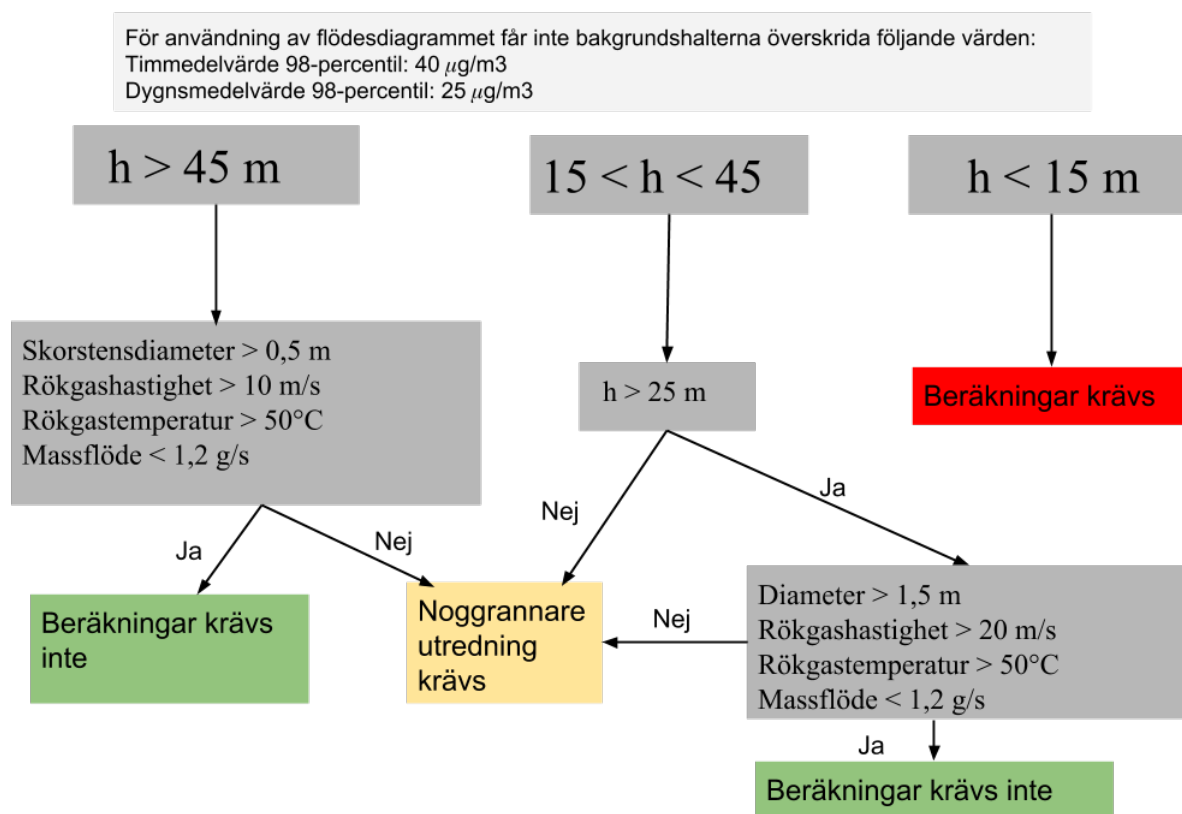
(c)

Figur 15: Resultat från simulering av fall TH för tre olika skorstensdiametrar. På y-axeln är 98-percentilen för det högsta beräknade timmedelvärdet, på x-axeln är rökgastemperaturen och varje linje motsvarar en diameter. Varje graf motsvarar en rökgashastighet, (a) är för 10 m/s, (b) för 20 m/s och (c) för 30 m/s.

5.3 FLÖDESDIAGRAM

I figur 16 redovisas ett flödesdiagram framtaget med hjälp av resultat från simuleringarna i AERMOD. Diagrammet är framtaget för att kunna användas i ett tidigt stadium av en utredning för spridning av luftföroreningar från värmeverk och kraftvärmeverk. Diagrammet utgår ifrån värden på parametrarna skorstenshöjd, skorstensdiameter, massflöde, rökgashastighet och rökgastemperatur. För att flödesdiagrammet ska kunna appliceras får inte det maximala tillåtna värdet för bakgrundshalter överskridas. För timmedelvärde 98-percentilen är det maximala värdet $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för dygnsmedelvärden. Topografin runt om utsläppskällan får inte heller vara komplex med exempelvis höga berg eller byggnader i närheten.

Användning av flödesdiagrammet kan resultera i tre olika resultat, att beräkningar inte krävs, att noggrannare utredning krävs och att beräkningar krävs. För att kunna välja alternativet ja i flödesdiagrammet krävs det att en verksamhet klarar alla kriterier i de olika rutorna. När beräkningar inte krävs anses risken att för höga halter uppstår och att miljö kvalitetsnormerna överskrids som väldigt liten. När noggrannare utredning krävs innefattar fall som är svårbedömda och det kan inte helt säkert utesluta att höga halter kommer uppkomma. Beräkningar är nödvändiga för alla fall då skorstenshöjden är lägre än 15 oberoende av vad de andra parametrarna har för värden. Den urbana bakgrundshalten för Sundsvall år 2017 var $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 16: Flödesdiagram för bedömning om beräkningar för spridning av luftföroreningar krävs i en utredning. I diagrammet står h för skorstenshöjd.

6 DISKUSSION

6.1 ANALYS AV TIDIGARE UTREDNINGAR

Vid analys av tidigare utredningar visade resultatet (tabell 10) att haltbidraget av NO₂ var väldigt låga för samtliga fall och inga slutsatser kan dras mellan förhållanden för anläggningarna och höga halter NO₂. Värden på parametern rökstemperatur varierar mycket mellan de olika utredningarna men inget resultat tyder på att en låg rökstemperatur skulle leda till högre halter. För Sobacken var temperaturen 50 °C vilket kan anses vara en väldigt låg temperatur i jämförelse med de andra fallen. Trots detta blev haltbidraget NO₂ väldigt lågt. Det kan tyda på att rökstemperaturen inte påverkar haltbidraget märkbart. För Sobacken var också skorstenhöjden 80 m, vilket kan anses vara en hög skorsten och rökshastigheten var 17,5 m/s, dessa faktorer kan ha kompenserat för den låga rökstemperaturen. De högsta beräknade värden är för Tvååker, vilket också är det verket med lägst skorstenhöjd tillsammans med Stentorp, vilket kan förklara de höga halterna. Varför halterna för Stentorp är mycket lägre kan bero på att emissionerna är betydligt högre för Tvååker. Faktorer som inte inkluderas i analysen är topografin och meteorologin för de olika verksamheterna, vilket troligtvis har påverkat resultaten.

6.2 AERMOD

Bakgrundshalterna av NO₂ för Sundsvall beräknades men eftersom endast haltbidraget från värmeverket skulle studeras sattes bakgrundshalterna till 0. I utredningar för värmeverk inkluderas ofta bakgrundshalterna men eftersom resultaten från detta projekt inte skulle vara för ett specifikt fall utan kunna användas för olika platser valdes bakgrundshalterna att inte inkluderas.

6.2.1 Vindhastighet, vindriktning och terräng

Vindens påverkan på spridningen av luftföroreningar är stor och vinden för simuleringarna i detta projekt (figur 3) har under den största delen av tiden nordvästlig riktning. Vindhastigheten varierar mycket vilket betyder att många olika fall har simulerats, både då vindhastigheten är väldigt hög och väldigt låg. Olika vindhastigheter kan leda till varierade förhållanden, exempelvis vid låga vindhastigheterna är risken för höga halter stor eftersom omblandningen av luft blir låg. I vindrosen kan det avläsas att det är tillfällen då vindhastigheten ligger mellan 0,5-2 m/s som enligt SMHI benämns som svag vind (SMHI, 2017b). Detta betyder att modellberäkningar har utförts för tillfällen då vindhastigheten har varit ogymsamma och det kan anses ge mer trovärdighet till resultaten.

När resultat från simuleringar för plats 1 och 2 jämförs måste den omgivande terrängen inkluderas i diskussionen. Plats 2 ligger något söder om ett berg vilket gör att risken för ett högt haltbidrag är stort om vinden har en sydlig riktning. Det kan med hjälp av figur 3 konstateras att vind med en riktning som leder rökgasen mot berget uppkom vid ca 7 % av tiden. Vid plats 1 finns inga höga toppar i närheten och det ligger istället nära öppet vatten. Skillnaden för de olika platserna i form av topografin och lokal meteorologi tillsammans med att de har samma storskalig meteorologiska förutsättningar gör att resultatet från de två platserna ger ett bra underlag till att undersöka topografins påverkan.

6.2.2 Standardfall

Resultatet för standardfallet då värdet på skorstenshöjden och rökgashastigheten varierade (figur 5) tyder på att skorstenshöjden påverkar haltbidraget NO_2 mer än rökgashastigheten. Skillnaderna i haltbidrag mellan de olika rökgashastigheterna är väldigt små och haltbidraget minskar med en ökad skorstenshöjd för samtliga rökgashastigheter. Värdet på rökgashastigheten påverkar inte haltbidraget markant förutom då skorstenshöjden är 10 m och tydliga skillnaderna uppkommer mellan de olika rökgashastigheterna. Varför större skillnader uppkommer kan förklaras med att för låga skorstenshöjder och låga rökgashastigheter kan rökgasen sugas ner bakom skorstenen vilket beskrivs i avsnitt 3.4.2. Om rökgashastigheten ökar kan nerströmningen motverkas eftersom rökgasen får ett lyft och når en högre höjd. När skorstenen istället är hög blir plymlyftet försumbart eftersom rökgasen redan når en höjd som ger en bättre utspädning. Det kan förekomma starkare vindar högre upp som ger en bättre omblandning av luft och det sker en större utspädning. Det kan också vara så att på en lägre höjd förekommer inversion (se figur 1) och att med en hög skorsten hamnar rökgasen ovanför det stabila skiktet.

När skorstenshöjden är lägre än 15 m kan det anses att resultatet är känsligt eftersom haltbidraget blir högt och små förändringar av parametrarna rökgashastighet eller skorstenshöjd leder till stora skillnader på haltbidraget. När skorstenshöjden emellertid är 45 m eller högre påverkas haltbidraget väldigt lite av en förändring hos parametrarna och resultaten kan då istället anses vara stabila.

Resultatet för standardfallet då simuleringar utfördes för plats 2 (figur 6) visar att en mer komplicerad terräng kan leda till ett högre haltbidrag. I jämförelse med plats 1 blir haltbidraget högre för de flesta fall och det beror förmodligen på att den lokala meteorologin varierar något mellan platserna. Vid plats 2 är risken för vindstilla förhållanden och inversion större och det skapar en sämre omblandning av luft. Resultatet tyder också på att en skillnad i rökgashastighet även för plats 2 ger väldigt små skillnader i rökgashastighet. Det beror förmodligen på samma anledningar som för plats 1. Det uppkommer dock fall där en ökad skorstenshöjd eller ökad rökgashastighet inte genererar ett lägre haltbidrag. Det visar att stor försiktighet krävs vid utredningar där terrängen är komplex. Exakt varför haltbidraget blir högre för en högre skorsten är svårt att förklara men det kan bero på de närliggande bergen.

I figur 7 redovisas kartor för spridningen av NO_2 för standardfallet för plats 1. När skorstenshöjden förändrades från 15 m till 10 m ökar haltbidraget markant och i figuren syns det att det högsta haltbidraget uppkommer nära utsläppskällan. Det beror förmodligen på att när skorstenen blir lägre än 10 m uppnår den inte en höjd som ger den en stor spridning uppåt utan att plymen slår ner. När skorstenen har en höjd på 15 m blir det största haltbidraget också nära utsläppskällan men betydligt lägre, plymen slår ner men med en lägre koncentration. Det beror på att när rökgasen når en högre höjd har den mer tid att spridas både vertikalt och horisontellt med vinden. Vindhastigheten och turbulensen är också förmodligen högre på den höjden vilket ger en större utspädning. Det blir också tydligt när skorstenen har en höjd på 45 m (figur 7c), haltbidraget är väldigt litet och plymen slår inte ner utan rökgasen späds ut med hjälp av turbulensen.

Det syns också att rökgasen rör sig mest åt sydost vilket beror på att vinden ofta har en nordvästlig riktning (figur 3).

6.2.3 Fall TH

Resultatet för fall TH då rökgastemperaturen och skorstenshöjden varierade (figur 8) visar att trots en stor variation av rökgastemperaturen och rökgashastigheten blir skillnaden i haltbidrag väldigt liten. Varför haltbidraget är så konstant kan beror på att skorstenshöjden för detta fall var satt till 45 m och för den höjden blir en förändring av rökgastemperaturen och rökgashastigheten nästintill försumbart. En hög rökgastemperatur eller rökgashastighet kan generera ett plymlyft men i detta fall är höjden redan så pass hög att ett plymlyft inte ger någon betydande påverkan.

I resultatet för plats 2 (figur 9) uppkommer större skillnader i haltbidrag för de olika simuleringarna. Rökgastemperaturen och rökgashastigheten påverkar haltbidraget mer än för plats 1. Genom att studera på figur C1 i Appendix C syns det att för en rökgastemperatur på 10 °C blir området för de högsta koncentrationerna större än när den är 110 °C. Det tyder på att när rökgastemperaturen är hög får rökgasplymen ett lyft som gör att rökgasen når en högre höjd. När temperaturen eller rökgashastigheten är låg finns det en risk att en större del av plymen slår ner i berget. Haltbidraget blir högre för plats 2 i jämförelse med plats 1 vilket beror på sämre omblandning av luft vid plats 2. De två bergen som ligger söder respektive norr om källan (se figur 2) kan ha skapat lä vid plats 2. Stabila förhållanden kan även uppkomma i en dal eftersom kall luft med högre densitet strömmar ner mot marken och temperaturen i luften ökar då istället med höjden istället för att minska, så kallad inversion. Vid stabila förhållanden blir omblandningen av luft väldigt låg och höga halter av luftföroreningar kan uppkomma.

6.2.4 Fall ST

Resultaten för fall ST då skorstenshöjden och rökgastemperaturen varierade (figur 10) visar att rökgastemperaturen har väldigt liten påverkan på haltbidraget då skorstenshöjden är högre än 25 m. Det tyder på att för dessa skorstenshöjder bidrar ett möjligt plymlyft som en hög temperatur kan generera till en väldigt liten skillnad på haltbidraget. För en skorstenshöjd över 45 m är värdena för samtliga simuleringar konstanta och haltbidraget är väldigt lågt. En skorsten över 45 m gör troligtvis precis som för tidigare fall att rökgasen når en tillräckligt hög höjd för att få en stor omblandning och motverka att plymen slog ner nära utsläppskällan. Då skorstenshöjden är lägre än 15 m uppkommer skillnader mellan simuleringar för de olika rökgastemperaturerna. Det kan förklaras med att för dessa fall ger ett plymlyft en betydande skillnad. När skorstenshöjden är lägre än 15 m kan det anses att resultatet är känsligt eftersom haltbidraget blir högt och små förändringar av parametrarna rökgastemperatur och skorstenshöjd leder till skillnader på haltbidraget. När skorstenshöjden emellertid är 45 m eller högre påverkas haltbidraget väldigt lite av en förändrad hos parametrarna och resultatet kan då istället anses vara stabilt.

Resultatet från samma fall men för plats 2 (figur 11) tyder också på att rökgastemperaturens påverkan på haltbidraget är väldigt liten för de flesta skorstenshöjder. Haltbidraget är högre för plats 2 än för plats 1 förutom då

skorstenshöjden är 10 m. Precis som för fall TH visar resultaten att topografin kan ha stor påverkan och att hur haltbidraget påverkas av olika parametrar är svårt att förutse utan att noggranna utredningar genomförs.

6.2.5 Massflöde och rökgashastighet

Resultaten från simuleringar av standardfallet för tre olika massflöden (figur 12) visar liknande trender som för tidigare resultat. För en skorstenhöjd över 45 är resultatet stabilt och andra parametrars påverkan är väldigt liten. Resultaten visar även att när skorstenen är lägre än 15 m ger en förändring i massflöde stora skillnader i haltbidrag och resultatet blir väldigt känsligt. Störst skillnader mellan de olika massflödena uppkommer när rökgashastigheten är 10 m/s och skorstenhöjden 10 m. Det beror förmodligen på att för dessa fall slår plymen ner nära utläppskällan och hur högt haltbidraget blir beror mycket på hur stort massflödet är.

För högre skorstenhöjder är skillnaden mellan de olika rökgashastigheterna små och det visar att rökgashastighetens och massflödets påverkar haltbidraget väldigt litet och att den viktigaste parametern istället är skorstenhöjden.

Resultatet för simuleringar av fall TH (figur 13) visar att för samtliga rökgashastigheter och rökgastemperaturen påverkas haltbidraget väldigt lite. Precis som diskuterats tidigare beror det förmodligen på att för dessa fall är skorstenhöjden 45 m och påverkan av rökgashastighet och temperatur blir då försumbara. En ökning på massflödet leder till något större haltbidrag och massflödet ger en större påverkan på haltbidraget än en förändring av rökgashastigheten. Det tyder på att även om rökgashastigheten ger rökgasen en högre höjd så kommer den sprida sig på liknande sätt och då är påverkan av massflödet större.

6.2.6 Skorstensdiameter

Resultaten för standardfallet för tre olika diametrar (figur 14) visar att en större skorstensdiameter ger ett lägre haltbidrag. Det kan bero på att för en större skorstensdiameter får rökplymen en lägre koncentration och utspädning kan ske mer effektivt. För fall TH (figur 15) varierar haltbidraget väldigt lite för alla simuleringar, varken en förändring av skorstensdiameter, rökgashastighet eller rökgastemperatur påverkar haltbidrag i någon stor utsträckning. Det kan återigen tyda på att då skorstenhöjden är 45 m eller högre så påverkar de andra parametrarna ytterst lite och resultatet blir stabilt.

6.3 FLÖDESDIAGRAM

I figur 16 redovisas flödesdiagrammet som togs fram med hjälp av resultaten från simuleringarna i AERMOD. De tre olika intervallerna för skorstenhöjden bestämdes med hjälp av resultat från standardfallet (figur 5). Med en skorstenhöjd över 45 m är resultaten för samtliga simuleringar väldigt låga och anses stabila och att en förändring av skorstenhöjd eller rökgasflöde påverkar inte haltbidraget märkbart. Tillsammans med resultat från fall TH (figur 8), där resultaten visar att när skorstenhöjden är över 45 m blir haltbidraget alltid väldigt lågt även för väldigt låga värden på parametrarna rökgashastigheten och rökgastemperaturen. Även resultatet från simuleringar för fall ST visar att en skorstenhöjd över 45 m ger väldigt stabila resultat.

När skorstenshöjden har en höjd mellan 15 m och 45 m visar resultatet för standardfallet att skorstenshöjden påverkar haltbidraget och att det ökar med en minskad höjd. Skillnaderna för simuleringar med olika rökgashastigheter är dock väldigt små (figur 5). Resultatet är liknande för fall ST där en förändring av rökgastemperatur inte ger något stort utslag på haltbidraget. För dessa fall beslutades det för att beräkningar inte alltid behöver vara nödvändiga men att noggrannare utredningar krävs och att det är svårt att göra bedömningar utifrån resultaten i detta projekt. För en skorstenshöjd lägre än 15 m ansågs det att beräkningar alltid är nödvändigt eftersom resultaten blev väldigt känsliga och risken för höga halter är stor.

Med hjälp av resultat från simuleringar då olika massflöden och diametrar har studerats kan det säkerställas att standardfallet har de värden som ger de högsta haltbidragen. För standardfallet är skorstensdiametern 0,5 m vilket ger högst haltbidrag i figur 14 och figur 15. För standardfallet är också massflödet satt till det högsta, 1,2 g/s vilket ger de högsta haltbidragen i figur 12 och figur 13. Värdena för dessa parametrar som användes i standardfallet är kriterier i flödesdiagrammet.

Även resultaten för plats 2 tyder på att en skorstenshöjd över 45 m ger ett lågt och konstant haltbidrag. Haltbidraget är långt ifrån att överskrida miljö kvalitetsnormerna trots att topografin ger dåliga förutsättningar för rökgasen att spädas ut. Det tyder på att risken för höga haltbidrag när inga berg eller byggnader finns i närheten är väldigt liten. Haltbidraget blir dock högre för plats 2 än för plats 1 och flödesdiagrammet är inte anpassat för att användas för fall med en komplex topografi i närheten av utsläppskällan.

Flödesdiagrammet innefattar också ett undantag då beräkningar inte anses nödvändiga fast skorstenshöjden är lägre än 45 m. Det är för en skorstensdiameter större än 1,5 m, rökgashastighet högre än 20 m/s och skorstenshöjd över 25 m. Resultatet anses väldigt stabilt för dessa fall och risken för höga haltbidrag som väldigt liten (figur 14b och figur 14c).

Det maximala tillåtna värdet för bakgrundshalter valdes till $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för timmedelvärde 98-percentilen och $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för dygnsmedelvärde. För alla simuleringar i detta projekt blir haltbidraget aldrig högre än $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för timmedelvärde och $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för dygnsmedelvärden när skorstenshöjden är 45 m eller högre. För det fallet då skorstenshöjden är över 25 m, skorstensdiametern är 1,5 m och rökgashastigheten är 20 m/s blir haltbidraget för timmedelvärdet aldrig högre än $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och dygnsmedelvärdet $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Med en bakgrundshalt på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ överskrids inte NUT för något fall. För Sundsvall var medelvärdet för timmedelvärdet år 2017 $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket tyder på att en maximalt tillåten bakgrundshalt på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ är rimligt. Bakgrundshalterna för Sundsvall är dock inte uppmätta på samma plats som det högsta haltbidraget är beräknat för vilket betyder att bakgrundshalten kan vara högre. Detta problem kan även uppkomma för andra platser, det uppmätta värden för bakgrundshalter som är tillgängliga är troligtvis inte uppmätta på de platser där risken för höga haltbidrag från ett värmeverk är som störst.

För en halt NO_2 som inte överskrider NUT finns inga krav på kommunerna att mätningar ska utföras vid kontroll av luftkvalitén. Det stärker nyttjandet av de simulerade resultaten från detta projekt eftersom de är anpassade till att NUT inte överskrids. Med de maximala tillåtna värdena för bakgrundshalterna är även marginaler till gränsvärden för miljökvalitetsnormerna stora och det ger utrymme för en felmarginal. Simuleringarna utfördes för Sundsvall eftersom det är en plats med problematiska förhållanden för spridning av luftföroreningar. Haltbidragen som har beräknats är troligtvis högre än vad de skulle ha blivit för många andra platser i Sverige. Det krävas dock modellberäkningar för flera platser för att stärka resultatet.

6.4 OSÄKERHETER OCH UTVECKLING AV PROJEKT

Samtliga resultat i detta projekt är framtagna med hjälp av modellberäkningar i programmet AERMOD vilket leder till flertalet felkällor. De simulerade värdena beräknas med hjälp av många antagande och förenklingar. AERMOD antar exempelvis att de meteorologiska förhållanden är konstanta över en timme eftersom det är modellens tidsupplösningen. Resultaten kan därför inte anses ge en exakt beskrivning av verkligheten. Även val som har gjorts för modellberäkningarna som storlek på beräkningsområde, antalet receptorer och avstånd mellan dem kan ha påverkat resultatet. Det finns exempelvis en möjlighet att de högsta värdena uppkommer mellan två receptorer. Värde för ozonhalt kan också ha påverkat resultatet eftersom det påverkar fördelningen mellan NO och NO_2 . Värdet för ozon som användes i modellen är ett årsmedelvärde och det är troligt att halten varierar under året och det kan ha påverkat resultaten. Andra parametrar som höjd på receptorer och jämviktsvärden mellan NO_2 och NO_x kan också påverka. För att ett mer trovärdigt resultat skulle erhållas krävs fler simuleringar där ytterligare fall studeras.

För att noggrannare undersöka hur topografin och meteorologin påverkar spridningen krävs fler simuleringar från olika platser. Både olika geografiska platser i Sverige för att kunna väga in meteorologins och klimatets påverkan men även jämföra platser med varierande topografi. Det lokala klimatet kan påverkas mycket av hur topografin ser ut, exempelvis kan en värmeö bildas i städer och dalgångar kan bilda stabila förhållanden. Platser längre norrut har även ett kallare klimat där det oftare uppkommer stabila förhållanden. Resultaten skulle även förbättras om simuleringarna utfördes under en längre period än ett år, för att få ett noggrann studie krävs det en studie över 30 år. För att resultaten skulle kunna användas vid en bedömning krävs också att flera luftföroreningar studeras. Framförallt spridningen av partiklar bör utredas för att också kunna garantera att partikelbidraget inte leder till att miljökvalitetsnormerna överskrids. Resultaten som tagits fram i detta projekt är för två specifika fall vilket gör det svårt att tillämpa för en allmän bedömning. Om flera platser, fall och förhållanden studerades skulle resultaten kunna förbättras och möjligheten för användning av resultaten öka.

7 SLUTSATSER

Modellberäkningar har genomförts för spridning av luftföroeningen NO₂ för två platser i Sundsvall. Värden på parametrarna rökgashastighet, skorstenshöjd, rökgastemperatur, massflöde och skorstensdiameter har varierats och det har studerats hur de påverkar haltbidraget från ett värmeverk. Syftet med simuleringarna var att hitta fall då spridningsberäkningar för en tillståndsansökan inte är nödvändiga. Med hjälp av denna studie har följande slutsatser dragits:

- En förändring av skorstenshöjden påverkar haltbidraget betydligt mer än en förändring av rökgashastigheten eller rökgastemperatur som endast påverkar märkbart då skorstenshöjden är väldigt låg.
- Före en skorstenshöjd över 45 m blir alltid haltbidraget väldigt lågt och bedömningen gjordes att för dessa fall behövs inga beräkningar utföras.
- För en skorstenshöjd under 15 m ger en liten förändring hos en parameter stora skillnader i haltbidrag, bedömningen gjordes att beräkningar alltid behövs utföras för dessa fall.
- Hur terrängens påverkar haltbidraget är svår att förutse och sambanden mellan olika parametrar och haltbidraget kan för vissa fall frångå den allmänna trenden. För komplex terräng krävs därför alltid noggranna utredningar och spridningsberäkningar.

Studien visade också att för en skorstenshöjd mellan 15 m och 45 m behövs noggranna utredningar utföras. Det kunde också konstateras att haltbidraget från ett värmeverk blir högre om skorstensdiametern är liten.

REFERENSER

TRYCKTA OCH ELEKTRONISKA REFERENSER

- Axenhamn, L. (2010). *Kraftvärmeverk vid Sobacken*. Opublicerat dokument.
- Axenhamn, L. och C Thordstein (2018). *Filbornaverket exponeringsstudie*. Opublicerat dokument.
- Ekonomifakta (2018). *Elproduktion*. URL: <https://www.ekonomifakta.se/Fakta/Energi/Energibalans-i-Sverige/Elproduktion/> (hämtad 2018-10-09).
- Emeis, S. (2013). *Wind Energy Meteorology. Atmospheric Physics for Wind Power Generation*. Springer.
- Energiföretagen (2017). *Kraftvärme*. URL: <https://www.energiforetagen.se/sa-fungerar-det/kraftvarme/> (hämtad 2018-10-09).
- EPA (2004). *AERMOD: Description of model formulation*. Tekn. rapport. United States Environment Protection Agency.
- Google Earth (2018). *Sundsvall 62°23'23.46 N, 17°20'32.52 O*. URL: <https://earth.google.com/web/> (hämtad 2018-11-01).
- Guarnieri, M. och J-R Balmes (2014). "Outdoor air pollution and asthma". I: *Lancet* 383.
- Högström, U. och A-S. Smedman (1990). *Kompendium i atmosfärens gränsskikt. Del 2 Övergångsskikt, numerisk modellering och spridning*. Tekn. rapport. Uppsala universitet.
- Janhäll, S. (2014). "Review on urban vegetation and partivle air pollution - Deposition and dispersion". I: *Atmospheric Environment* 105.
- Janhäll, S. (2015). *Vegetations inverkan på luftmiljön*. Tekn. rapport. vti.
- Janson, R. och H.C. Hansson (2005). *Luftföroreningar - från utsläpp till effekt*. Tekn. rapport. Institutionene för tillämpad miljövetenskap Stockholms universitet.
- Karlsson, P-E., G. Karlsson, S. Hellsten och C. Akselsson (2016). *Utveckling av en indikator för totalt nedfall av kväve till barrskog inom miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning*. ivl Svenska miljöinstitutet.
- Lagzi, I., R. Mészáros, G Gelybó och A Leelóssy (2013). *Atmospheric Chemistry*. Wiley.
- Lakes environmental (u.å.). *Met Data*. URL: https://www.weblakes.com/services/met_data.html (hämtad 2019-01-28).
- Langner, C och O Klemm (2011). "A Comparison of Model Performance between AERMOD and AUSTAL2000". I: *Jornal of the AIR Waste Management Association* 61.
- Länsstyrelsen Örebro (2018). *Att söka tillstånd för miljöfarlig verksamhet*. Tekn. rapport.
- Miljö- och energidepartementet (1998). *Miljöbalk (1998:808)*. URL: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808 (hämtad 2018-11-14).
- Miljö- och energidepartementet (2013). *Miljöprövningsförordning (2013:251)*. URL: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljoprovningforordning-2013251_sfs-2013-251 (hämtad 2018-12-07).
- Miljödepartementet (2001). *Förordning (2001:527) om milökvalitetsnormer för utomhusluft*. URL: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2001527-om-miljokvalitetsnormer-for_sfs-2001-527 (hämtad 2018-12-07).

- Naturvårdsverket (1990). *Skorstenshöjd Beräkningsmetod*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2005). *Förbränningsanläggningar för energiproduktion inklusive rökgaskondensering*. Tekn. rapport.
- Naturvårdsverket (2014). *Luftguiden, handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft*. Tekn. rapport. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2015). *Frisk luft. Mål i sikte - de 16 miljö kvalitetsmålen i fördjupad utvärdering 2015 - volym 1*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2016a). *Frisk luft*. URL: <https://www.miljomal.se/Miljomalen/2-Frisk-luft/> (hämtad 2018-09-28).
- Naturvårdsverket (2016b). *Fördjupning - Försurade sjöar*. URL: <https://www.miljomal.se/Miljomalen/3-Bara-naturlig-forsurning/> (hämtad 2018-10-05).
- Naturvårdsverket (2017a). *Fakta om kväveoxider i luft*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftfororeningar/Kvaveoxider/> (hämtad 2018-09-03).
- Naturvårdsverket (2017b). *Marknära ozon*. URL: <https://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=104&pl=1> (hämtad 2018-10-05).
- Naturvårdsverket (2017c). *Sveriges miljömål*. URL: <https://www.miljomal.se/Miljomalen/> (hämtad 2018-09-28).
- Naturvårdsverket (2017d). *Utsläpp av kväveoxider till luft*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-0/Kvaveoxid-till-luft/> (hämtad 2018-09-03).
- Naturvårdsverket (2017e). *Utsläpp i siffror*. URL: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Andra-gaser/Kvaveoxider/> (hämtad 2019-01-04).
- Naturvårdsverket (2018a). *BAT enligt IED och BMT enligt miljöbalken*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Industriutslappsdirektivet--IED/BAT-och-BMT/> (hämtad 2019-01-16).
- Naturvårdsverket (2018b). *Förbränning*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Forbranning/> (hämtad 2018-10-09).
- Naturvårdsverket (2018c). *Gränsvärden, målvärden och utvärderingstrosklar för luft*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Luft-och-klimat/Miljokvalitetsnormer-for-utomhusluft/Gransvarden-malvarden-utvarderingstrosklar/> (hämtad 2018-09-04).
- Naturvårdsverket (2018d). *Marknära ozon*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Luftfororeningar/Marknara-ozon/> (hämtad 2018-09-03).
- Naturvårdsverket (2018e). *Tillstånd och anmälan*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Industri/Soka-tillstand-och-anmalan/> (hämtad 2018-12-07).

- Petersson, G. (2008). *Luftföroreningar och bränslen. Toposfären, Lustskiktning, vind, inversion, sjöbris, stadsluft, avgaser, tobaksrök, inneluft, halter, biobränslen, ved, olja, bensin, drivmedel*. Chalmers tekniska högskola.
- Regeringskansliet (2018). *Förordning(2018:471) om medelstora förbränningsanläggningar*. URL: <http://rkrattsbaser.gov.se/sfst?bet=2018:471> (hämtad 2018-09-07).
- SMHI (2014). *Kvävedioxid*. URL: <http://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/kvavedioxid-1.19620> (hämtad 2018-10-05).
- SMHI (2015). *AERMOD-modellen*. URL: <http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller/mer-om-modellerna/aermod> (hämtad 2018-09-11).
- SMHI (2017a). *Kvalitetsmål för luftkvalitetsberäkningar*. URL: <http://www.smhi.se/reflab/kvalitetssakring/kvalitetssakring/kvalitetsmal-for-luftkvalitetsberakningar-1.19741> (hämtad 2018-10-05).
- SMHI (2017b). *Skalor för vindhastighet*. URL: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/skalor-for-vindhastighet-1.252> (hämtad 2018-12-29).
- SMHI (2017c). *Vad är en percentil?* URL: <http://www.smhi.se/reflab/kontakto-oss-garna/fragor-och-svar/vad-ar-en-percentil-1.24667> (hämtad 2018-12-07).
- SMHI (2018a). *Indata till luftkvalitetsmodeller*. URL: <http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller/luftkvalitetsmodeller/indata/indata-till-luftkvalitetsmodeller-1.19809> (hämtad 2018-09-10).
- SMHI (2018b). *Inversion*. URL: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/inversion-1.28269> (hämtad 2018-10-09).
- SMHI (u.å.). *Datavårdskap luft*. URL: <http://shair.smhi.se/portal/concentrations-in-air?M=2281&S=8784&P=7&vs=0:5646:0:0:0:0:0> (hämtad 2018-10-15).
- Sundsvalls kommun, Miljökontoret (2016). *Luften i Sundsvall 2016*. Sundsvall kommun Miljökontoret.
- Sundsvalls kommun, Stadsbyggnadskontoret (2013). *Friskare luft i Sundsvall, Remissförslag. Åtgärdsprogram för bättre luftkvalitet i Sundsvall centrum och för att uppfylla miljökvalitetsnormer för partiklar (PM10) och kvävedioxid (NO₂)*. Sundsvall kommun Stadsbyggnadskontoret.
- Sysav (2018). *Avfallsförbränning - ett viktigt komplement*. URL: <https://www.sysav.se/globalassets/media/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrer-arsredovisningar-faktablad-rapporter-etc/broschyrer-och-faktablad/varme-och-el-ur-avfall.pdf> (hämtad 2018-09-05).

MUNTliga KÄLLOR

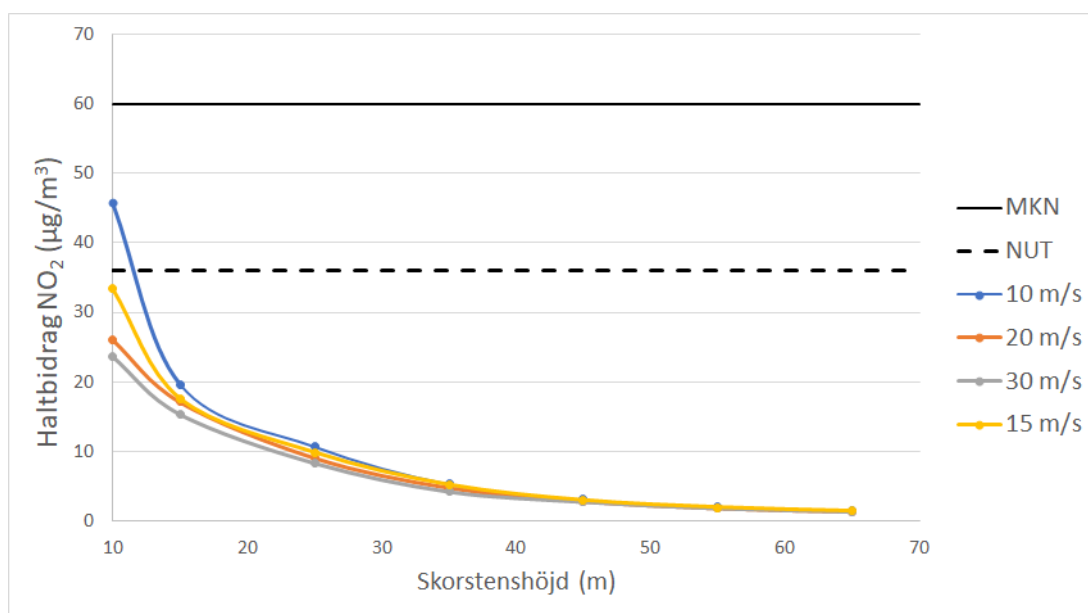
- Lindgren, M. (2018). Muntligt. Miljökonsult Sweco.
- Thordstein (2018). Muntligt. Miljökonsult Sweco.

APPENDIX A - AERMOD

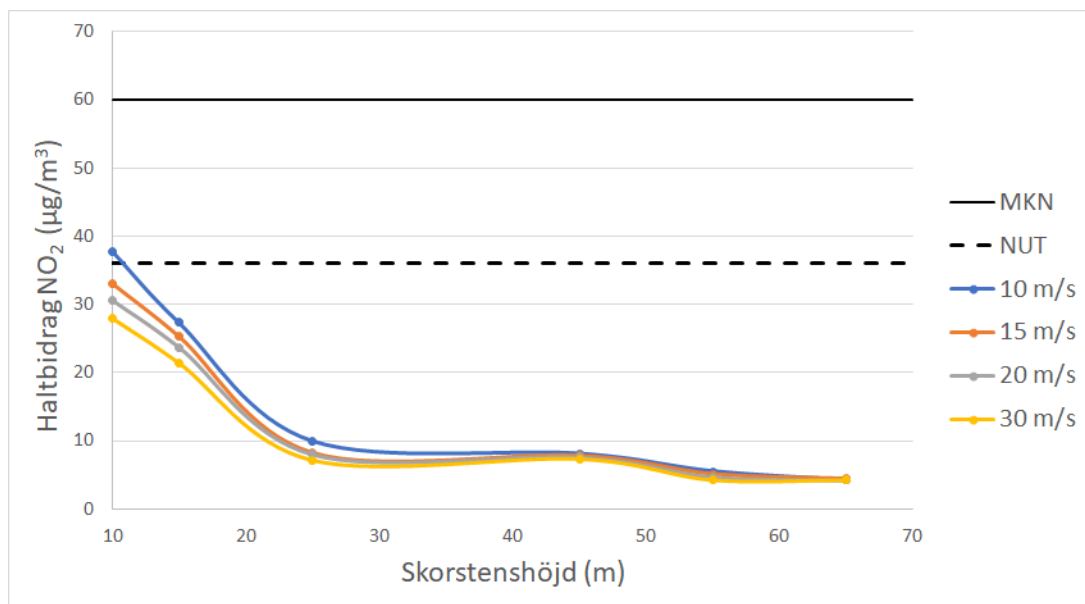
Tabell A1: Sammanställning av parametrar som AERMOD och AERMET kräver och vad de beräknar. De parametrarna AERMOD beräknar används för att kunna generera den vertikala profilen över meteorologin. Data för vindhastighet, vindriktning och temperatur är för marknivå (EPA, 2004).

	Indata	Beräknade parametrar
AERMET	Vindhastighet Vindriktning Temperatur Observerat molntäcke/temperatur för två platser + solstrålning Albedo Ytresistans Bowen tal (kvot mellan sensibelt värmefflöde och flöde av förångningsvärme)	Ytvärmefflöde för planetära gränsskiktet Friktionshastighet Blandningshöjd Temperaturskala Monin-Obukhov längd (stabilitetsparameter) Konvektiv hastighetsskala
AERMOD	Ytvärmefflöde för planetära gränsskiktet Friktionshastighet Blandningshöjd	Skapar vertikala profiler för: Vindhastighet Turbulensfluktation Potentiell temperaturgradient Potentiell temperatur

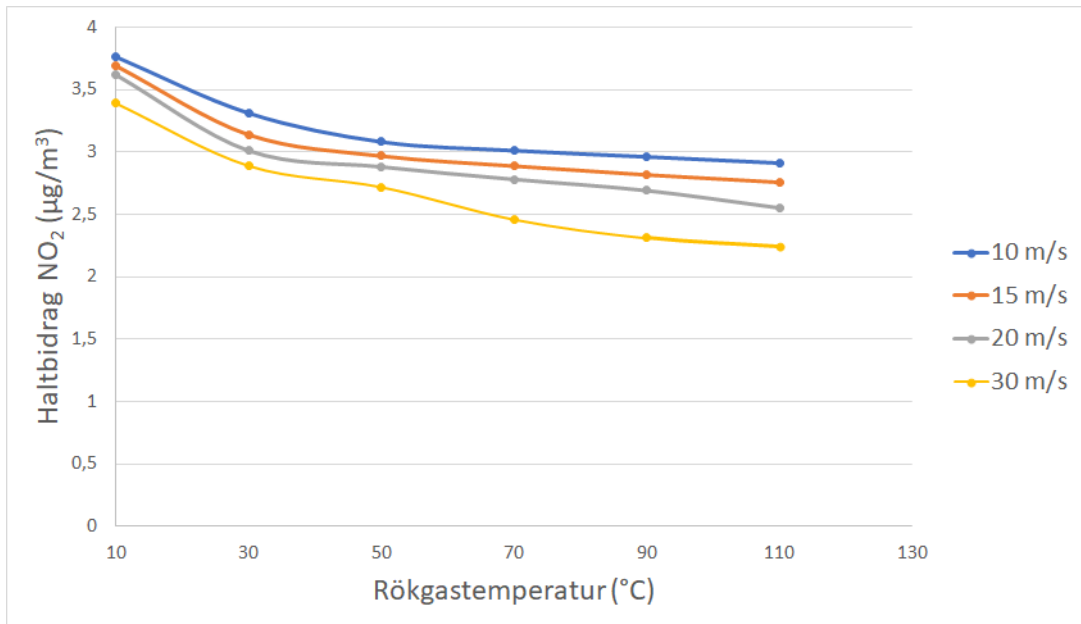
APPENDIX B - DYGN SVÄRDEN



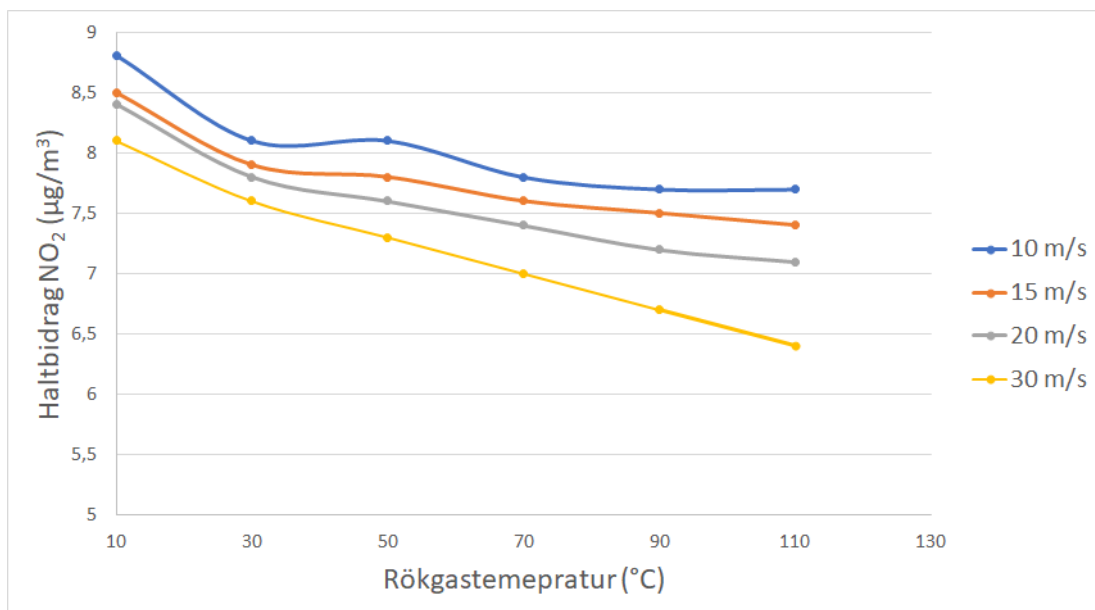
Figur B1: Resultat från simuleringar för standardfallet, för plats 1 då rökgashastigheten varierades mellan 10 m/s och 30 m/s, skorstenhöjden varierade mellan 10 m och 65 m. På y-axeln är de högsta beräknade haltbidraget för dygnsmedelvärden NO₂, 98-percentilen, x-axeln är höjd på skorsten och varje linje motsvarar en rökgashastighet.



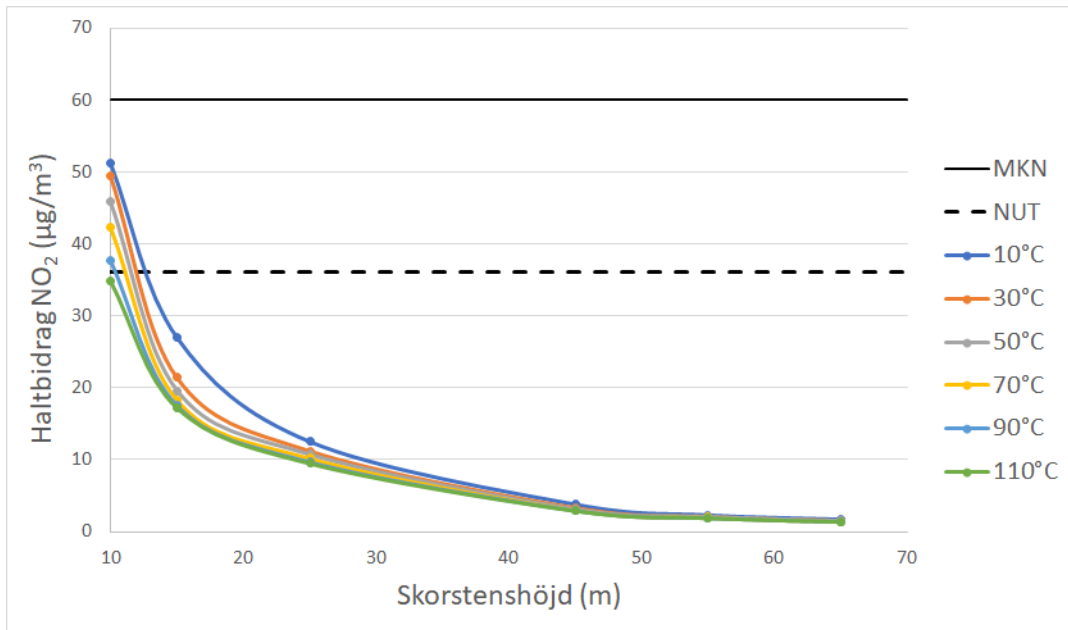
Figur B2: Resultat från simuleringar för standardfallet, för plats 2 då rökgashastigheten varierades mellan 10 m/s och 30 m/s, skorstenhöjden varierade mellan 10 m och 65 m. På y-axeln är de högsta beräknade haltbidraget för dygnsmedelvärden NO₂, 98-percentilen, x-axeln är höjd på skorsten och varje linje motsvarar en rökgashastighet.



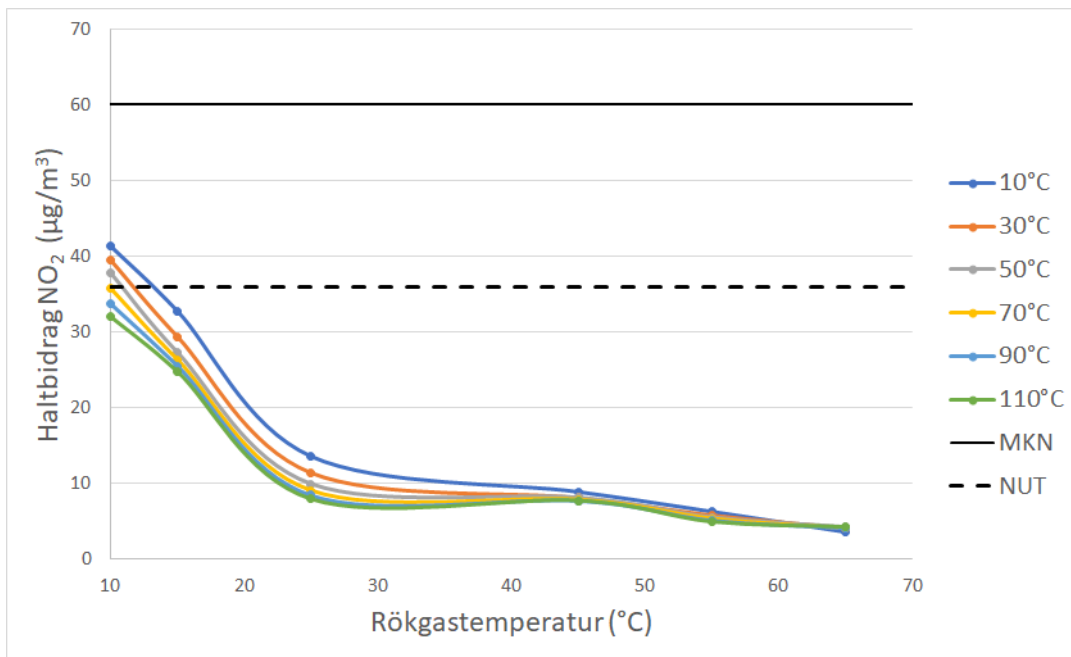
Figur B3: Resultat från simuleringar för fall TH då rökgashastigheten varierades mellan 10 m/s och 30 m/s, rökgastemperaturen varierade mellan 10 °C och 110 °C. Resultatet är för plats 1 och på y-axeln är de högsta beräknade haltbidraget för dygnsmedelvärden NO₂, 98-percentilen, på x-axeln är höjd på rökgastemperaturen och varje linje motsvarar en rökgashastighet.



Figur B4: Resultat från simuleringar för fall TH då rökgashastigheten varierades mellan 10 m/s och 30 m/s, rökgastemperaturen varierade mellan 10 °C och 110 °C. Resultatet är för plats 2 och på y-axeln är de högsta beräknade haltbidraget för dygnsmedelvärden NO₂, 98-percentilen, på x-axeln är höjd på rökgastemperaturen och varje linje motsvarar en rökgashastighet.

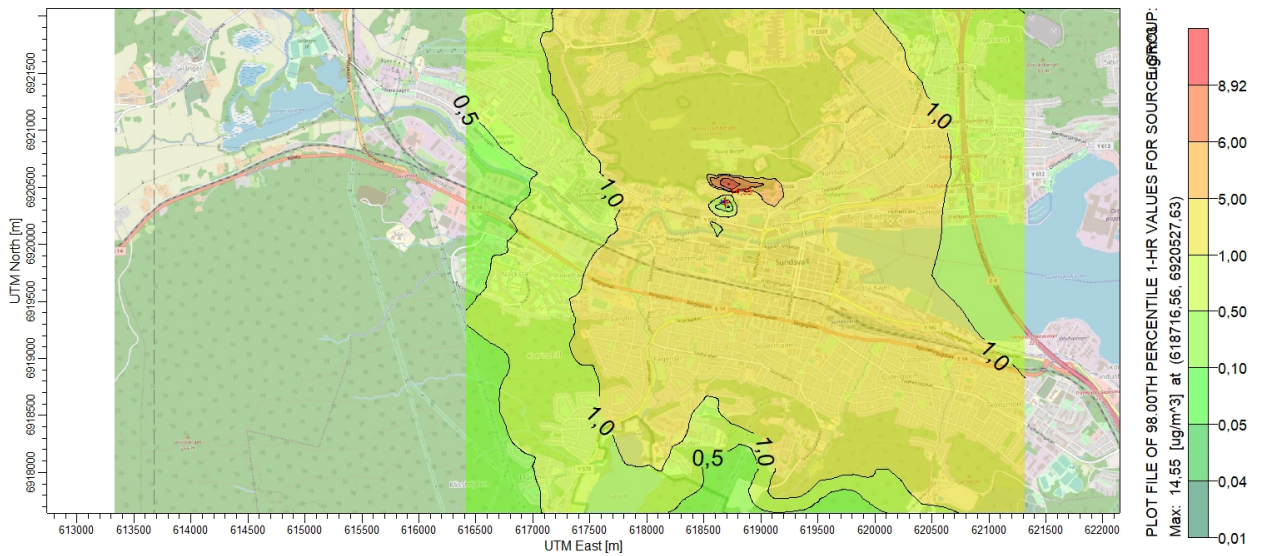


Figur B5: Resultat från simuleringar av fall ST då rökgastemperaturen varierade mellan 10°C och 110°C och skorstenhöjden mellan 10 m till 65 m. Resultatet är för plats 1 och på y-axeln är de högsta beräknade haltbidraget för dygnsmedelvärden NO₂, 98-percentilen och x-axeln skorstenhöjden och varje linje motsvarar en rökgastemperatur

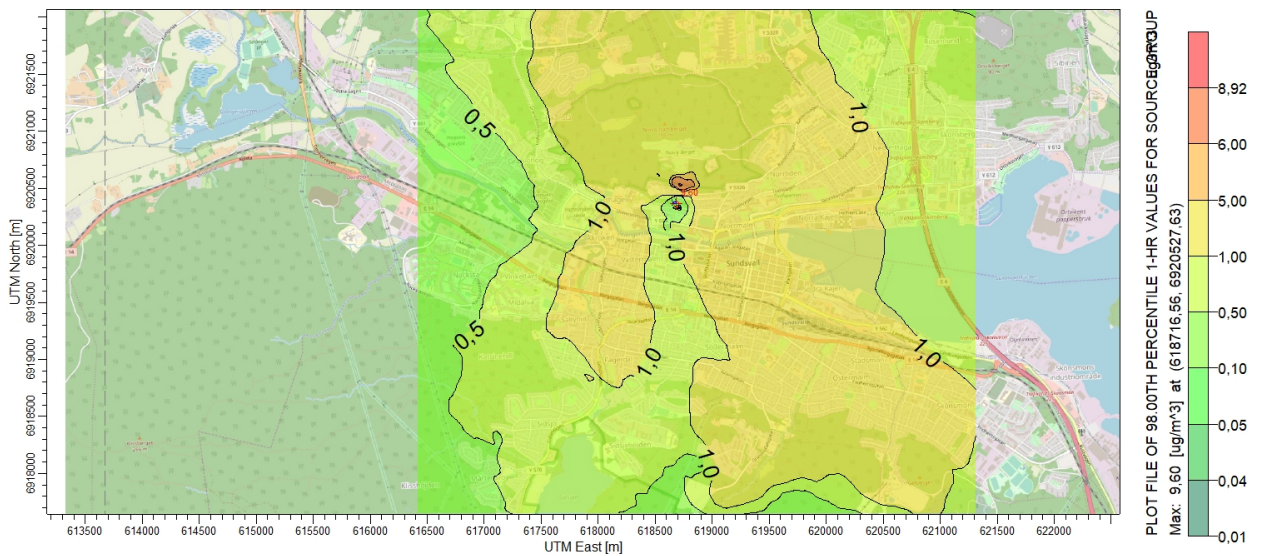


Figur B6: Resultat från simuleringar av fall ST då rökgastemperaturen varierade mellan 10°C och 110°C och skorstenhöjden mellan 10 m till 65 m. Resultatet är för plats 2 och på y-axeln är de högsta beräknade haltbidraget för dygnsmedelvärden NO₂, 98-percentilen och x-axeln skorstenhöjden och varje linje motsvarar en rökgastemperatur

APPENDIX C - SPRIDNINGSKARTA



(a)



(b)

Figur C1: Kartor för spridningen av NO_2 från fall TH för simulering av plats 2. Kartorna visar de simuleringar na då rökgastastigheten var 30 m/s och (a) visar då rökgastemperaturen var 10°C och i (b) 110°C .