

FEBRUARI 2021
GÖTEBORG ENERGI

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR FÖR ANSÖKAN OM NYTT TILLSTÅND PÅ RYA KVV

LUFTUTREDNING



COWI

FEBRUARI 2021
GÖTEBORG ENERGI

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR FÖR ANSÖKAN OM NYTT TILLSTÅND PÅ RYA KVV

PROJEKTNR.

A221160

DOKUMENTNR.

A221160-4-02-RAP-002

VERSION

2

UTGIVNINGSDATUM

2021-02-24

BESKRIVNING

Rapport

UTARBETAD

Martina Frid
Marian Ramos Garcia
Erik Bäck
Marie Haeger-Eugensson

GRANSKAD

Frans Olofson

GODKÄND

Erik Bäck

INNEHÅLL

1	Sammanfattning	7
2	Inledning	8
2.1	Syfte	9
2.2	Miljökvalitetsnormer	9
3	Metod	11
3.1	Scenarier	11
3.2	Ingående data	11
3.3	Emissioner från bränsletransport	12
3.4	Beräkning av spridningen av luftföroreningar	13
3.5	Beräkning för spridning av rökgastemperatur	14
4	Resultat	15
4.1	Resultat – källbidrag	15
4.2	Resultat – totalhalt	18
4.3	Temperaturberäkningar	20
5	Diskussion	26
6	Referenser	28

1 Sammanfattning

Som ett led i arbetet för att endast använda förnybara bränslen vid produktion av värme och el, planerar Göteborg Energi ett antal ändringar vid den befintliga anläggningen Rya kraftvärmeverk (KVV). De tre befintliga linjerna planeras att byggas om för att separera el- och värmeproduktion, men för att möjliggöra förändringen behöver anläggningen byggas om, med ett spjäll och tre separata bypass-skorstenar. Anläggningens befintliga gasturbiner planeras dessutom kompletteras med en fjärde linje med en ny bioångpanna, där rökgaserna planeras ledas till den befintliga skorstenen på Rya KVV.

Syftet med utredningen är att undersöka spridningen av kvävedioxid, NO_2 , och partiklar, PM_{10} , från skorstenarna i fyra scenarier, samt utsläppen av NO_2 och PM_{10} från den planerade bränsletransporten i två av scenarierna. Dessutom syftar utredningen till att undersöka rökgastemperaturen för de tre bypass-skorstenarna och dess spridning.

Spridningsberäkningar av NO_2 , PM_{10} och rökgasernas temperatur har gjorts med spridningsmodellen ADMS, vilken inkluderar lokala meteorologiska parametrar. Emissionsfaktorer från transport har hämtats från databasen HBEFA, medan information om rökgasernas egenskaper har levererats från Göteborg Energi.

Resultaten visar att Rya KVV:s bidrag till omgivande halter av såväl NO_2 som PM_{10} , för samtliga scenarier, är förhållandevis litet. Det största källbidraget från skorstenarna är beräknat för 98-percentilen av dygnsmedelvärdet för NO_2 (strax över $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) medan transporterna av bränsle har störst påverkan för 98-percentilen av timmedelvärdet för NO_2 (strax under $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), båda i det värsta fallet. De beräknade totalhalterna visar att det är god marginal till miljö kvalitetsnormerna för alla statistiska mått, både gällande NO_2 och PM_{10} .

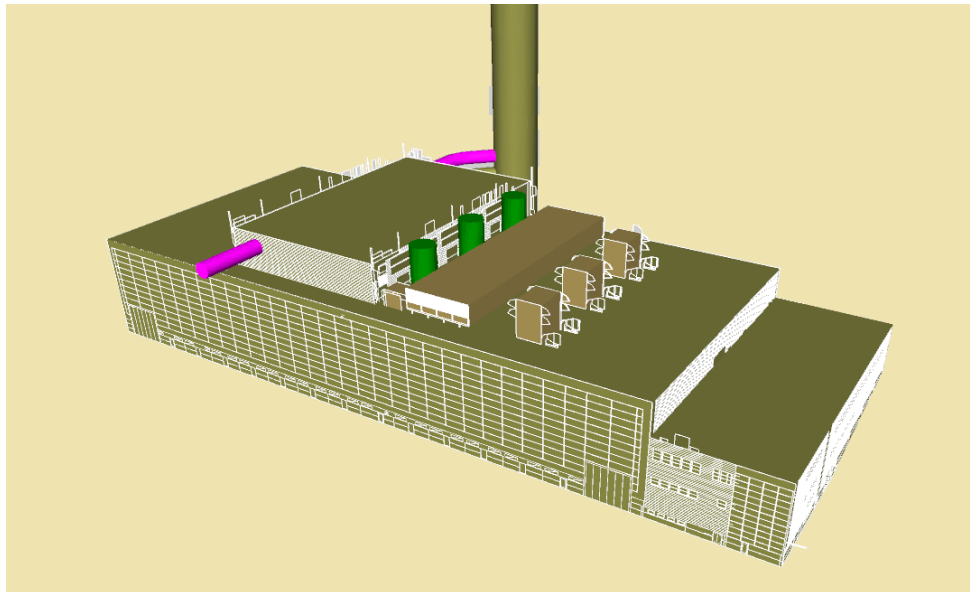
När det kommer till effekten av rökgasernas temperatur visar resultaten på störst påverkan i närmast anslutning till källan, och då på Rya KVV:s befintliga tak. Här har temperaturer över 70°C beräknats upp till 10 m från källan. De höga temperaturerna beror på byggnadens neddragande effekt på rökgaserna, vilket skapar en turbulens och då även en lokal påverkan. Med ökat avstånd från källan finns bättre förutsättningar för den omgivande luften att blandas med rökgaserna, vilket gör att temperaturerna sjunker relativt snabbt med ökat avstånd. Vid den befintliga skorstenen på Rya KVV visar beräkningarna för en vertikal profil att skorstenen träffas, vid 45 meters höjd, av temperaturer strax under 30°C vid en vindhastighet på 11 m/s, samt under 25°C på 60 meters höjd, vid en hastighet på 6 m/s.

2 Inledning

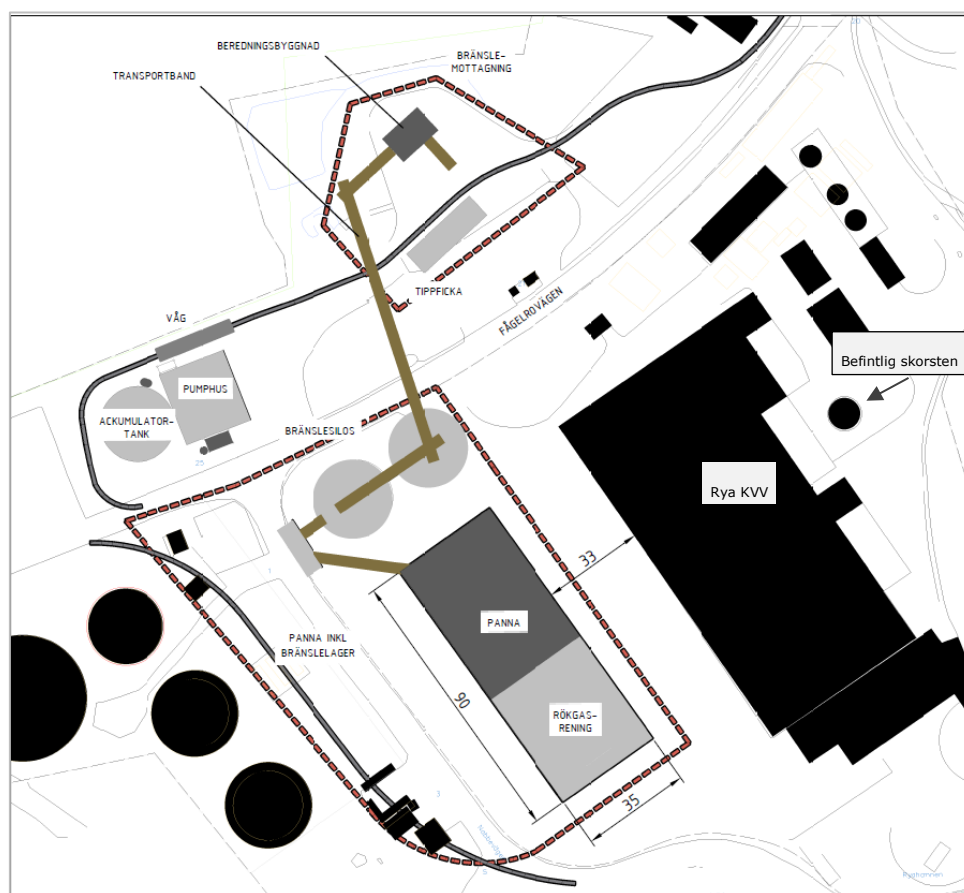
Som ett led i arbetet för att endast använda förnybara bränslen vid produktion av värme och el, planerar Göteborg Energi ett antal ändringar vid den befintliga anläggningen Rya kraftvärmeverk (KVV). Ändringarna kommer även att bidra till ökad värmekapacitet och tryggare lokal elförsörjning.

De tre befintliga linjerna planeras att byggas om för att separera el- och värmeproduktion, då den befintliga konfigurationen, med kombinerad el- och värmeproduktion, inte möjliggör snabb uppstart av anläggningen. En uppdelning av el- och värmeproduktionen gör att gasturbinerna kan användas för enbart elproduktion och avgasångpannorna för endast värmeproduktion, vilket skapar en större flexibilitet i körsätten. För att möjliggöra förändringen behöver anläggningen byggas om, med ett spjäll och tre separata bypass-skorstenar, vilka installeras från varje gasturbin. I Figur 1 ses de tre planerade skorstenarna i grönt.

Anläggningens befintliga gasturbiner planeras dessutom kompletteras med en fjärde linje med en ny bioångpanna. Den nya bioångpannan utformas för att kunna leverera totalt ca 140 MW värme till fjärrvärmenätet vid en maximal elproduktion på ca 35 MW i befintlig ångturbin. Bioångpannan planeras ligga direkt väster om Rya KVV:s befintliga byggnad enligt Figur 2, och rökgaserna planeras ledas till den befintliga skorstenen på Rya KVV enligt den rosa markeringen i Figur 1.



Figur 1. Rya KVV:s befintliga byggnad med en visualisering av transportröret för gaserna från den planerade bioångpannan till Rya KVV:s befintliga skorsten (rosa), samt de tre planerade skorstenarna för separat elproduktion på Rya KVV (grön). Bild levererad av Göteborg Energi.



Figur 2. Exempellayout för utökat verksamhetsområde, med plats för bränslemottagning, bränslesilos samt en ny bioångpanna vid Rya KVV, alla befintliga byggnader är markerat med svart i bilden. Bild levererad av Göteborg Energi.

2.1 Syfte

Syftet med utredningen är att undersöka spridningen av NO_2 och PM_{10} från skorstenarna i fyra olika scenarier, samt utsläppen av NO_2 och PM_{10} från den planerade bränsletransporten i två av scenarierna. Dessutom syftar utredningen till att undersöka spridningen av rökastemperaturen för de tre bypass-skorstenar som används vid separat elproduktion.

2.2 Miljökvalitetsnormer

I samband med att Miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999 infördes miljökvalitetsnormer (MKN) som ett nytt styrmedel i svensk miljö rätt. Systemet med MKN regleras framförallt i Miljöbalkens femte kapitel. Till skillnad mot gränsvärden och riktvärden ska MKN enbart ta fasta på vad människan och naturen tål utan hänsyn till ekonomiska intressen eller tekniska förhållanden. En norm kan meddelas om det behövs i förebyggande syfte eller för att varaktigt skydda människors hälsa eller miljön. De kan även användas för att återställa redan uppkomna skador på miljön.

MKN gäller i utomhusluft med undantag av väg- och spårtunnlar och arbetsplatser till vilka allmänheten inte har tillträde (*Luftkvalitetsförordning, SFS 2010:477*). Gällande miljökvalitetsnormer för NO₂ och PM₁₀ i utomhusluft redovisas i Tabell 1. För dygns- och timmedelvärdena medges ett antal överskridanden av gränsvärdesnivån per år, de anges som percentiler. Exempelvis redovisas medelvärdet för det åttonde högsta dygnet som 98-percentilen för dygn efter det att medelvärdena för de två procent av dygnen under året som har de högsta halterna räknats bort.

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för utomhusluft enligt Luftkvalitetsförordningen SFS 2010:477.

Förorening	Medelvärdesperiod	MKN-värde (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
NO ₂	Timme Dygn År	90 60 40	175 timmar ¹⁾ 7 dygn -
PM ₁₀	Dygn År	50 40	35 dygn -

1) Förutsatt att föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m³ under en timme mer än 18 gånger per kalenderår.

Kommuner och myndigheter bär huvudansvaret för att MKN följs, men verksamhetsutövare har också ett visst ansvar. Ansvaret ökar med verksamhetens storlek och miljöpåverkan. MKN ska följas när kommuner och myndigheter planlägger, bedriver tillsyn och ger tillstånd till att driva anläggningar (Naturvårdsverket, 2019).

3 Metod

För att beskriva hur rökgaser från Rya KVV:s skorsten, de tre separata bypass-skorstenarna och emissioner från bränsletransporter till Rya KVV sprids till omgivningarna har beräkningar gjorts med hjälp av spridningsmodellen ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System). Tillsammans med data gällande områdets lokala meteorologiska parametrar, beräknades spridningen av kvävedioxid (NO_2) och stoft (PM_{10}) för fyra scenarier. Dessutom har en temperaturberäkning gjorts för rökgaserna från de tre bypass-skorstenarna under separat elproduktion.

Vid spridningsmodellering av kväveoxider definieras emissionerna som kväveoxider (NO_x), medan resultaten redovisas som kvävedioxid (NO_2). En kemisk omvandling av NO_x sker vid utsläppet, varför miljö kvalitetsnormer och andra gränsvärden anges som NO_2 . Emissionerna av stoft har antagits vara PM_{10} (partiklar med en aerodynamisk diameter på upp till $10\text{ }\mu\text{m}$) för att kunna jämföras med MKN.

3.1 Scenarier

I denna utredning har fyra scenarier beräknats gällande spridningen av NO_2 och PM_{10} , samt ett scenario gällande spridningen av rökgastemperatur:

- > Nollalternativ, där Rya KVV används som basanläggning, år 2027.
- > Normalfall, där Rya KVV inte används som basanläggning utan med flexibelt körsätt, tillsammans med planerad bioångpanna och 300 timmar separat elproduktion (maximal last), år 2027. 280 transporter av bränsle (lastbil Euroklass VI) beräknas ankomma under arbetstid (kl 06-18 vardagar).
- > Värsta fall, där Rya KVV inte körs som basanläggning utan används tillsammans med planerad bioångpanna och separat elproduktion under ett extremt kallt år, år 2027. 340 bränsletransporter (lastbil Euroklass VI) beräknas ankomma under arbetstid (kl 06-18 vardagar och kl 06-14 lördagar).
- > Endast separat värmeproduktion på Rya KVV, år 2025.
- > Temperaturberäkning för rökgaserna vid en separat elproduktion.

Utgångspunkten för de fyra emissionsalternativen har varit ett scenario där utsläppsnivåerna har varierat i relation till gasturbinernas/bioångpannans beräknade förbrukade bränslemängd, medan rökgashastighet och rökgastemperatur har varit konstanta. För temperaturberäkningen har rökgasernas temperatur och vatteninnehåll hållits konstant.

3.2 Ingående data

För beräkningarna av skorstensemissioner och spridningen av temperatur i de olika scenarierna, har informationen i Tabell 2 använts.

Tabell 2. Ingångsdata använd i de olika beräkningarna.

	Rya KVV – endast gasturbin	Rya KVV – separat värme- produktion	Separat el- produktion	Bioång- panna
Rökgastemperatur (°C)	70	70	550	35
Rökgasflöde, våt (m³/s)	130	66	305	52
Förhållande H ₂ O/torr rökgas (kg/kg)	0,05	0,06	0,05	0,12
O ₂ i torr rökgas (vol-%)	14,6	14,6	13	-
NO _x (mg/Nm³)	13	13	29,4	110
NO _x (g/s)	1,25	0,62	2,82	5,63
Stoft (mg/Nm³)	2,60	2,60	2,60	5,00
Stoft (g/s)	0,25	0,12	0,25	0,26
Skorstenshöjd (m)	100	100	35	100
Skorstenspipans diameter (m)	3	3	4,5	3
Antal skorstenar	1	1	3	1
Antal skorstenspipor per skorsten (av totalt antal)	3 (4)	3 (4)	1	1 (4)

3.3 Emissioner från bränsletransport

I ett normalfall och ett värsta fall antas att bränsle transporteras till anläggningen med lastbil (Euroklass VI). Då lastbilstransporter kan ske via flera olika transportvägar, har det antagits att hälften kommer via Västerleden i söder, och hälften via Hisingeleden i norr, för att slutligen sammanstråla på Fågelrovägen in till anläggningen.

Enligt uppgift från Göteborg Energi ankommer 280 lastbilar per vecka under ett normalfall, vilket har beräknats till cirka 55 lastbilar per arbetsdag för driftsösongen, mitten av oktober till mitten av april. För beräkningarna har det antagits att lastbilarna kommer jämnt fördelade under en arbetsdag, måndag till fredag kl 06-18, vilket ger 5,1 lastbilar (10,2 fordonsrörelser) per timma. Under ett värsta fall beräknas det komma 340 lastbilar per vecka, vilka också har fördelats jämnt under arbetsveckan, dock förekommer i detta scenario även transporter under lördagar kl 06-14. Detta ger 5,5 lastbilar (11 fordonsrörelser) per timma. Emissionerna från bränsletransporterna har lagts in på Västerleden och Hisingeleden till beräkningsområdets utkant, ca 6 km från Rya KVV.

Emissionsfaktorer för lastbilar av Euroklass VI har hämtats från the Handbook of Emission Factors (HBEFA 4.1) och partikelemissionsmodellen Nortrip (NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions). Emissionsfaktorerna från HBEFA används för att beräkna avgasemissioner baserat på fordonens aktuella och förväntade reningsteknik där emissionsfaktorer för år 2027 har använts i beräkningarna. Emissionsfaktorer för resuspension, dvs. uppvirvling av tidigare ackumulerade slitagepartiklar på vägbanan, har beräknats med Nortrip. Nortrip är en emissionsmodell som utvecklats för nordiska förhållanden där mängden resuspension bland annat beror på meteorologiska indata, trafikmängd, andel tung trafik och fordonshastighet.

3.4 Beräkning av spridningen av luftföroreningar

För att visualisera spridningen av NO₂ och stoft (PM₁₀) har spridningsmodellering gjorts med modelleringsprogrammet ADMS version 5.2.2. Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) är en diagnostisk spridningsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används huvudsakligen för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (dvs. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären.

ADMS används över hela världen, både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekten av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter vid spridningsberäkningar. Modellen kan, förutom vanlig spridning, även beräkna torr- och våtdeposition och beskriva utbredningen av en synlig plym.

ADMS hanterar såväl timupplösta meteorologiska data som väderstatistik och resultaten kan visas som spridningskartor och/eller i enskilda receptorpunkter i ett antal olika applikationer. Emissioner kan läggas in i ADMS som punkt-, area-, linje-, volym- och så kallade jetkällor. I denna utredning har punktkällor använts för skorstenspipan samt linjekällor för lastbilsemissioner.

För att kunna inkludera omkringliggande bebyggelse har beräkningsområdet, i ADMS, definierats till 6 km x 6 km, med Rya KVV lokaliserad i mitten. Gridcellerna är 20 m x 20 m stora och beräkningshöjden som utvärderats är 2 m, vilket brukar användas för att representera marknivå.

Beräkningarna har gjorts för årsmedelvärde, 98-percentilen av dygnsmedelvärdena samt 98-percentilen av timmedelvärdena för NO₂ samt för årsmedelvärde och 90-percentilen av dygnsmedelvärdena för PM₁₀. För att kunna utvärdera om gällande miljö kvalitetsnormer överskrids eller inte har både källbidraget från Rya kraftvärmeverk KVV och den totala halten beräknats för området. För de totala halterna har en urban bakgrundshalt av kväveoxider (NO_x) och partiklar (PM₁₀), se Tabell 3, adderats till källbidraget. I beräkningarna har NO_x-halten använts, men även de omräknade halterna av NO₂ redovisas som referens. Halten är baserad på ett medelvärde av data från mätningar utförda 2015-2019, vid miljöförvaltningens mätstation Femman (Göteborgs Stad Miljöförvaltningen, 2019). Rya KVV bedöms inte påverka halten vid mätstationen varför inget bidragsavdrag har gjorts till den lokala urbana bakgrundshalten använd i beräkningarna.

Tabell 3. Urbana bakgrundshalter som lagts till i beräkningarna för att uppskatta totalhalten. Halterna är angivna i µg/m³.

	Årsmedelvärde	98-percentil dygn	90-percentil dygn	98-percentil timme
NO _x	29,5	121,4	-	166,2
NO ₂	18,8	52,7	-	65,0
PM ₁₀	13,4	-	20,8	-

Eftersom vinden, både dess riktning och hastighet och oavsett vilken modell som används, är den parameter som starkast påverkar spridningen så är det mycket viktigt att en lokalt framtagna meteorologi används. För att ge relevant lokal meteorologisk indata har modellen TAPM (The Air Pollution Model) (version 4.0) från Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) i Australien använts. TAPM är en storskalig meteorologisk prognosmodell som behöver indata i form av storskalig meteorologi, topografi, markanvändning m.m. Baserat på detta beräknas lokalt modifierad vind, dvs. avläkning pga. topografi, sjö/landbris, omlandsbris, inversioner m.m.

I och med att meteorologin kan variera ganska mycket från ett år till ett annat är det fördelaktigt att använda ett så kallat meteorologiskt typår för beräkningarna. Ett meteorologiskt typår består av januari för ett år, februari för ett annat o.s.v., för att sammantaget få väderdata för ett typiskt år, baserat på storskaliga vädermönster. Vilka årtal som gäller för olika månader i ett meteorologiskt typår varierar på olika platser i landet.

3.5 Beräkning för spridning av rökgas temperatur

För spridningen av rökgasernas temperatur har, även här, den gaussiska spridningsmodellen ADMS använts. Här har rökgasernas temperatur och vatteninnehåll använts för att beräkna hur temperaturen av rökgaserna förändras med ökat avstånd från källan. Då det är väldigt höga temperaturer (550 °C) och ett högt flöde på rökgasen från skorstenarna, är det initialt intressant att se hur rökgasplymen beter sig vertikalt, det vill säga hur mycket lyftkraft rökgasernas flödes hastighet och temperatur ger (plymlyft). Plymlyftet påverkas även av vindhastigheten som både kapar plymen och späder ut den ju högre vindhastigheten är. För att begränsa en plym med så höga temperaturer och rökgasflöden som är fallet här, krävs relativt höga vindhastigheter. För att genomföra en känslighetsanalys har initialt olika vindhastigheter testats och dess effekt på plymlyftet. Därefter har den i plymen förhöjda temperaturen, beräknats för två vindhastigheter: 6 m/s respektive 11 m/s, vilka redovisas i två horisontella plan: markplan respektive 45 meters höjd.

4 Resultat

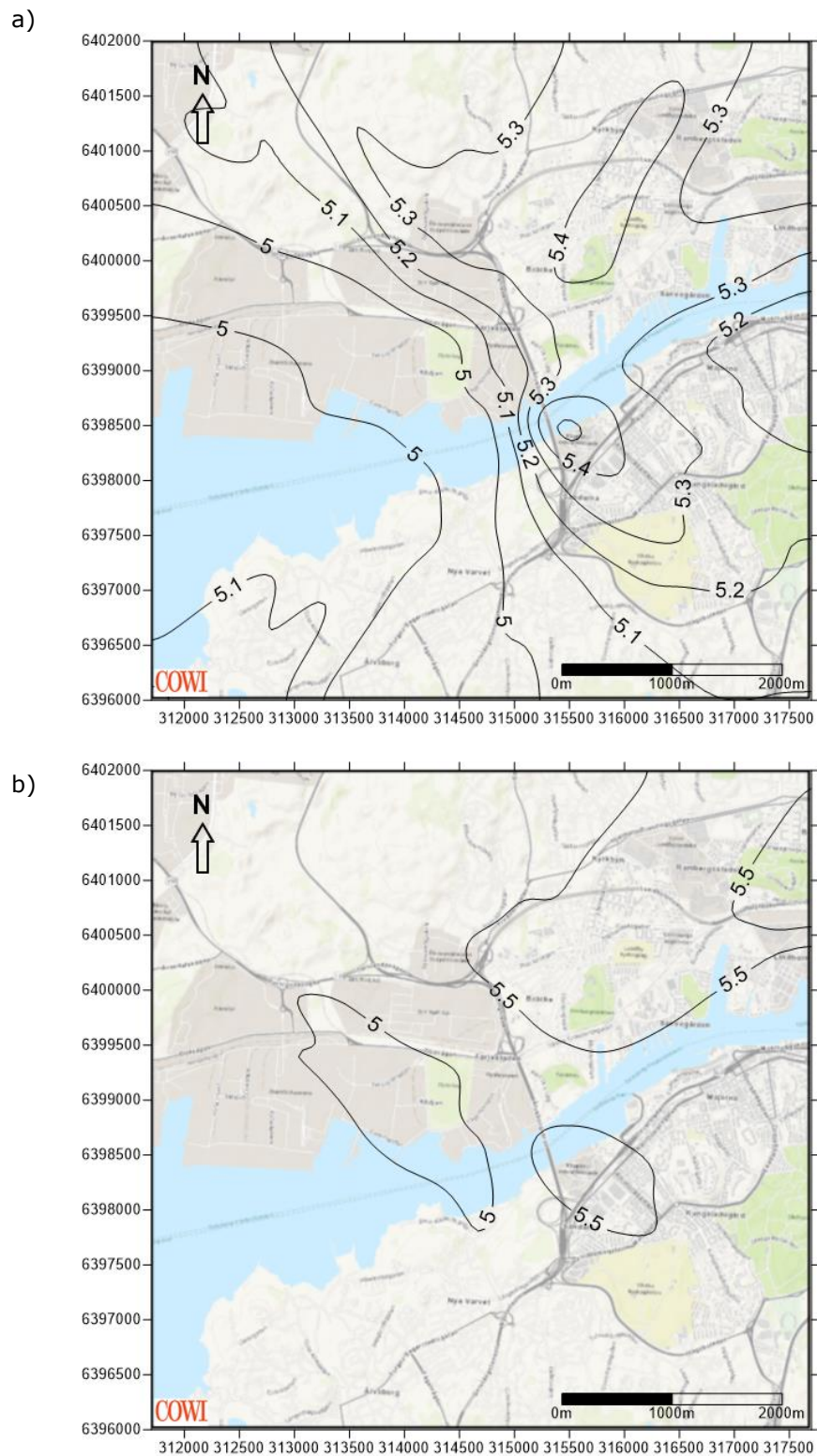
Resultaten från spridningsberäkningarna för Rya KVV presenteras i nedanstående avsnitt. Först redovisas källbidraget av NO₂ och PM₁₀ från Rya KVV och de aktuella transporterna, vartefter totalhalterna från Rya KVV, de aktuella bränsletransporterna och omgivningen presenteras. Då haltbidraget från Rya KVV och tillhörande transport är relativt litet, redovisas endast spridningsbilden för NO₂ och två statistiska mått, vartefter maxhalterna inom beräkningsområdet redovisas i tabellformat, för alla scenarier. Slutligen redovisas temperaturberäkningarna för separat elproduktion, dels för plymens vertikala utbredning och dels för två separata höjder, markplan (2 meter) och taknivå (45 meter).

4.1 Resultat – källbidrag

De NO₂- och PM₁₀-halter som uppstår i omgivningsluften, som endast beror på spridningen av emissioner från skorstenarnas pipor och den lokala transporten, kallas för källbidrag. Detta bidrag varierar över året och halterna som uppnås beror delvis på bränsleförbrukningens och transporternas variation, men även de meteorologiska spridningsförutsättningarna under året.

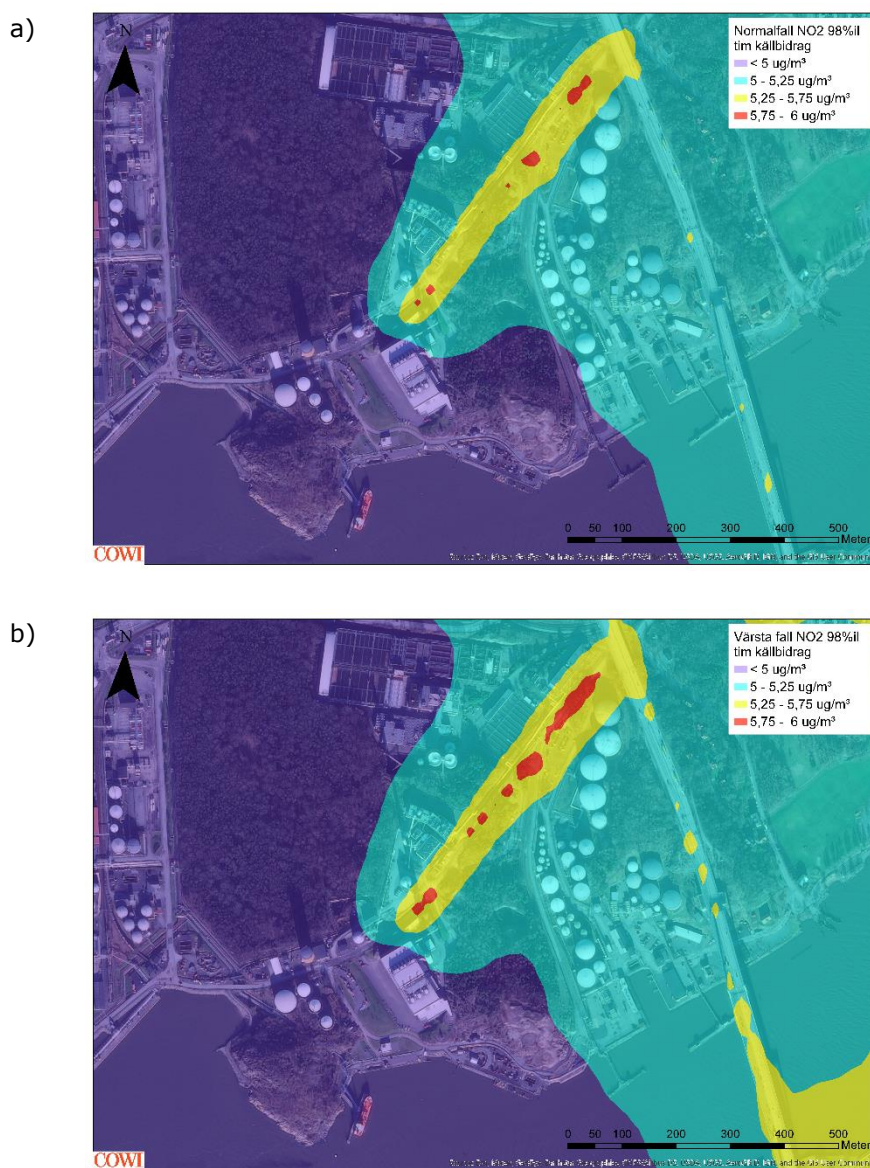
Spridningsberäkningarna visar att källbidraget från Rya KVV:s verksamhet generellt är litet. I Figur 3 redovisas det beräknade källbidraget för 98-percentilen av dygnsmedelvärdet av NO₂ i normalfallet (a) och i ett värsta fall (b), för hela beräkningsområdet, medan Figur 4 redovisar det beräknade källbidraget för 98-percentilen av timmedelvärdet för NO₂ i normalfallet (a) och i ett värsta fall (b), för ett mindre område i närmare anslutning till Rya KVV. Det senare är för att tydligare redovisa källbidraget från transporterna till och från verksamheten.

I Figur 3a redovisas källbidraget av 98-percentilen av dygnsmedelvärdet NO₂, för normalfallet. Här är de högsta halterna beräknade till mellan 5 µg/m³ och 5,5 µg/m³, vilket ses nordöst om Rya KVV, över Eriksberg och Lundby, samt i sydväst, i nära anslutning till Klippan. För ett värsta fall är källbidraget beräknat till strax över 5,5 µg/m³, även här nordöst och sydöst om Rya KVV (Figur 3b).



Figur 3. Det beräknade källbidraget av NO_2 i $\mu\text{g}/\text{m}^3$, för 98-percentilen av dygnsmedelvärden i normalfallet (a) och i ett värsta fall (b) för hela beräkningsområdet.

I Figur 4a redovisas källbidraget av NO₂ för 98-percentilen av timmedelvärde i ett normalfall, medan Figur 4b redovisar källbidraget av NO₂ för 98-percentilen av timmedelvärde i ett värsta fall. Beräkningarna visar här en tydligare bild av transporternas påverkan på den lokala luftmiljön, vilket syns mest utmed Fågelrovägen fram till Rya KVV. Halterna ligger där mellan 5,25 µg/m³ och 6 µg/m³, i både scenarierna. Halterna är något högre i ett värsta fall då det förekommer fler transporter. Att skillnaden mellan de två scenarierna inte är större beror på att transporterna i ett värsta fall är utspridda på ytterligare en halv arbetsdag, vilket gör att skillnaden i antal transporter per timma (och dygn) inte är så stor. Källbidraget är lägre utmed Hisingsleden och vid Älvsborgsbron än på Fågelrovägen, vilket beror av att transporterna har beräknats komma både från norr (50 %) och söder (50 %) innan de sammanstrålar på Fågelrovägen.



Figur 4. Det beräknade källbidraget av NO₂ i µg/m³, i två olika scenarier, som 98-percentilen av timmedelvärde i normalfallet (a) och i ett värsta fall (b) för ett mindre område i närmare anslutning till Rya KVV.

Då det beräknade källbidraget är relativt litet kommer endast ovanstående statistiska mått att redovisas som kartor. Kartorna ger en uppfattning om spridningsmönstret från skorstenarna samt var de högsta halterna är beräknade. Resterande resultat redovisas i tabellformat, där Tabell 4 redovisar det beräknade maximala källbidraget inom beräkningsområdet för alla statistiska mått i de fyra beräknade scenarierna. Det högsta maximala källbidraget av NO₂ är beräknat för 98-percentilen av timmedelvärdet (< 7 µg/m³), medan det högsta maximala källbidraget av PM₁₀, är beräknat för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet (< 0,1 µg/m³), båda i värsta fall-scenariot.

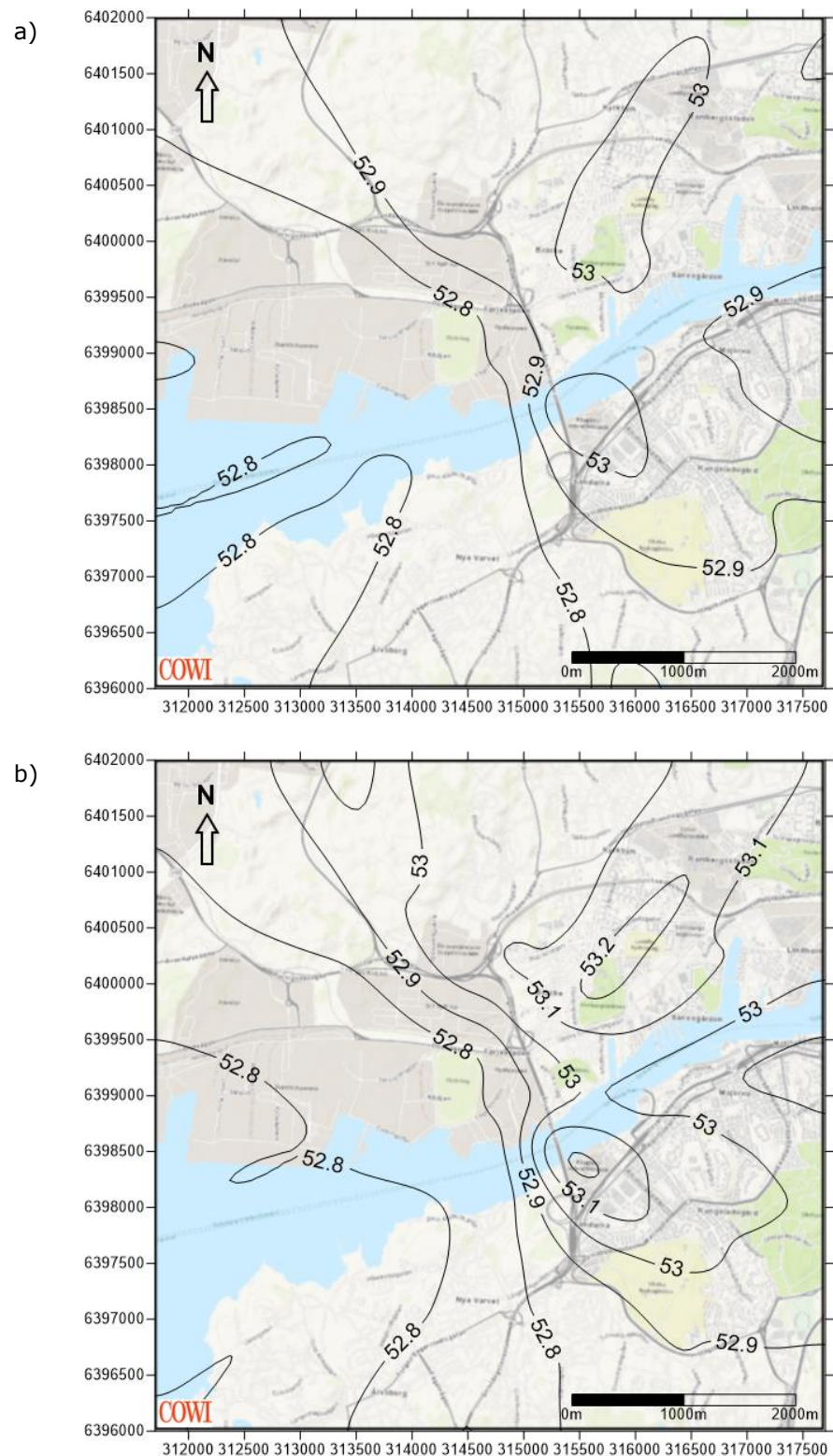
Tabell 4. Det beräknade maximala källbidraget av NO₂ och PM₁₀ från verksamheten vid Rya KVV, för alla statistiska mått, i de fyra olika beräkningsscenarierna.

		Noll-alternativ	Normalfall	Värsta fall	Separat värmeproduktion
NO ₂ (µg/m ³)	Årsmedelvärde	4,9	5,1	5,1	4,9
	98-percentil dygnsmedelvärde	5,1	6,1	6,2	5,0
	98-percentil timmedelvärde	4,9	6,5	6,7	4,9
PM ₁₀ (µg/m ³)	Årsmedelvärde	0,0	0,0	0,0	0,0
	90-percentil dygnsmedelvärde	0,0	0,0	0,1	0,0

4.2 Resultat – totalhalt

Då källbidraget från Rya KVV är relativt litet för både NO₂ och PM₁₀ i alla scenarier och statistiska mått, redovisas endast totalhalten för NO₂ i ett normalfall samt i ett värsta fall. De beräknade resultaten för 98-percentilen av dygnsmedelvärdet är det statistiska mått som ligger närmast gränsvärdet för MKN och är de resultat som redovisas i Figur 5. Likt för källbidraget, redovisas även den beräknade maximala totalhalten i tabellformat för alla scenarier och statistiska mått (Tabell 5).

I Figur 5a redovisas de beräknade NO₂-halterna för 98-percentilen av dygnsmedelvärdet för ett normalfall medan Figur 5b redovisar halterna i ett värsta fall. För normalfallet är halter strax över 53 µg/m³ beräknade nordöst och sydöst om Rya KVV (Figur 5a), medan totalhalter strax över 53,2 µg/m³ är beräknade, över samma områden, i ett värsta fall (Figur 5b).



Figur 5. Den beräknade totalhalten av NO_2 i $\mu\text{g}/\text{m}^3$, som 98-percentilen av dygnsmedelvärde i normalfallet (a) och i ett värsta fall (b) för hela beräkningsområdet. Gränsen för MKN ligger på $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 5 redovisar den beräknade maximala totalhalten, för alla statistiska mått i de fyra beräknade scenarierna. Även här är de högsta halterna beräknade för ett värsta fall, men skillnaderna mellan de olika scenarierna är små.

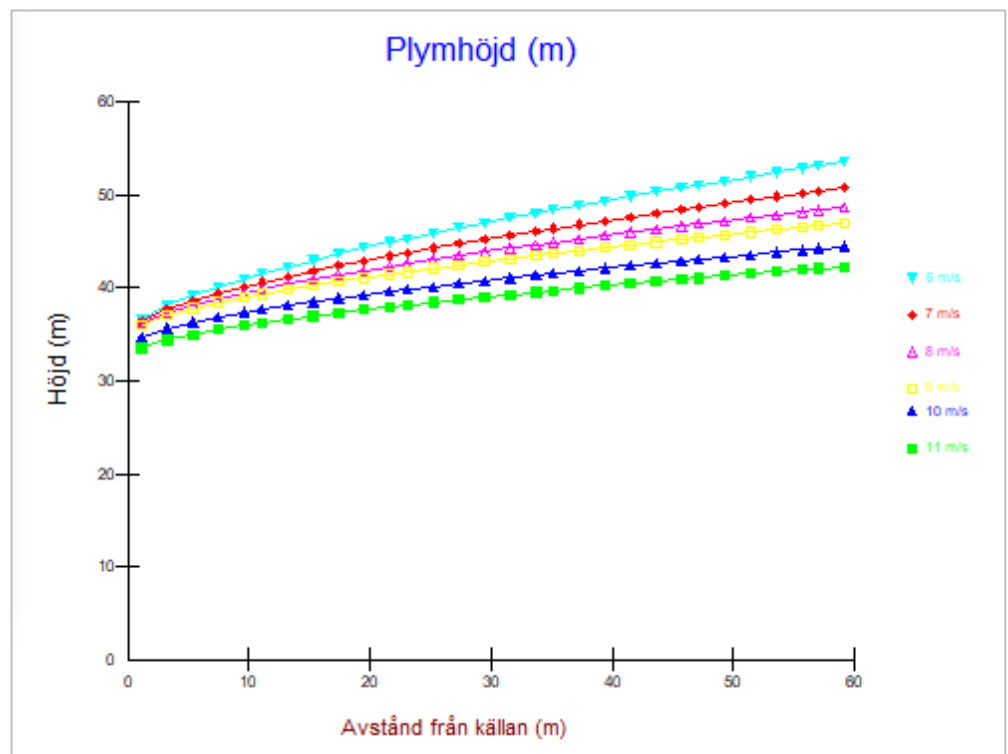
Resultaten visar att 98-percentilen av dygnsmedelvärdet för NO₂, är det mått som är beräknat närmast gränsvärdet för MKN. Beräkningen för ett värsta fall visar halter på maximalt 53,5 µg/m³, där gränsvärdet för MKN ligger på 60 µg/m³. Resultaten visar därför att det är god marginal till MKN för alla statistiska mått, både för NO₂ och PM₁₀.

Tabell 5. Den beräknade maximala totalhalten av NO₂ och PM₁₀ från verksamheten vid Rya KVV, för alla statistiska mått, i de fyra olika beräkningsscenarierna.

		Nollalternativ	Normalfall	Värsta fall	Separat värmeproduktion	MKN
NO ₂ (µg/m ³)	Årsmedelvärde	18,8	18,9	18,9	18,8	40
	98-percentil dygnsmedelvärde	52,8	53,5	53,5	52,8	60
	98-percentil timmedelvärde	65,0	65,7	65,8	65,0	90
PM ₁₀ (µg/m ³)	Årsmedelvärde	13,4	13,4	13,4	13,4	40
	90-percentil dygnsmedelvärde	20,7	20,7	20,8	20,7	50

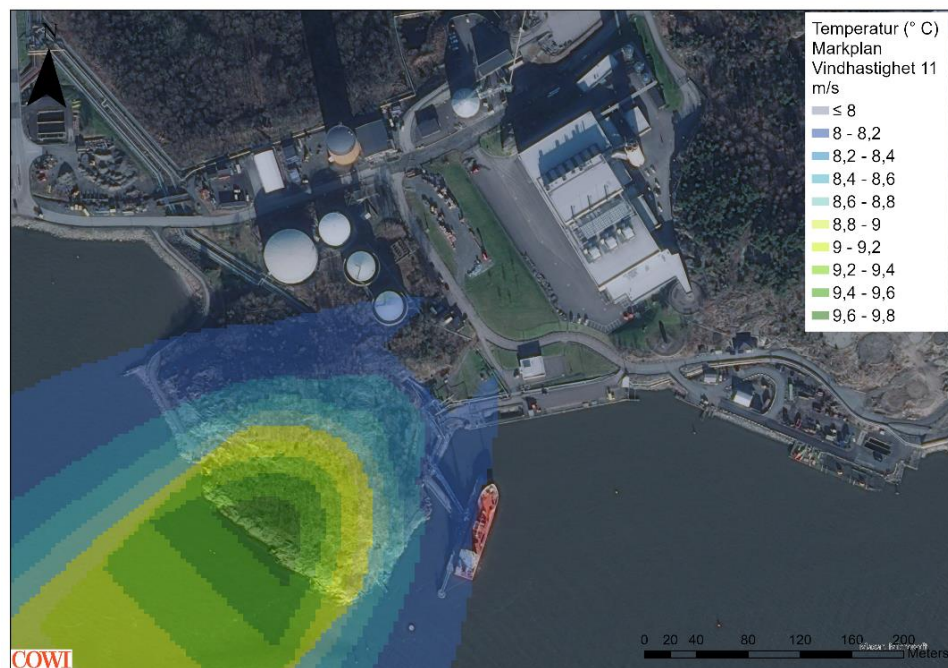
4.3 Temperaturberäkningar

Nedan redovisas resultaten från temperaturberäkningarna av separat elproduktion. I Figur 6 redovisas hur centrumlinjen för rökgasplymens höjd varierar med avstånd från källan, vid vindhastigheter på 6, 7, 8, 9, 10 samt 11 m/s. Detta är beräknat för en specifik vindriktning med dåliga spridningsförhållanden med avseende på plymlyft, dvs. vid tillfällen med mycket vertikala rörelser. Resultaten visar att rökgaserna snabbt stiger i höjd, och vid 20 meter från källan har de en höjd av 37-42 meter, beroende av vindhastighet, medan de vid 60 meter från källan har de en höjd mellan 43 och 55 meter. Vid högre vindhastigheter kapas rökgasplymen vilket gör att den således inte når lika hög höjd vid samma avstånd från källan som vid en lägre vindhastighet. En lägre vindhastighet har en mindre påverkan på rökgasplymen vilket ger rökgaserna en möjlighet att nå högre höjd på grund av snabbare stigning av luften vertikalt.



Figur 6. Beräkning av höjden för rökgasplymens centrumlinje, med ökat avstånd från källan vid en specifik meteorologisk situation med olika vindhastigheter, för 6 m/s upp till 11 m/s.

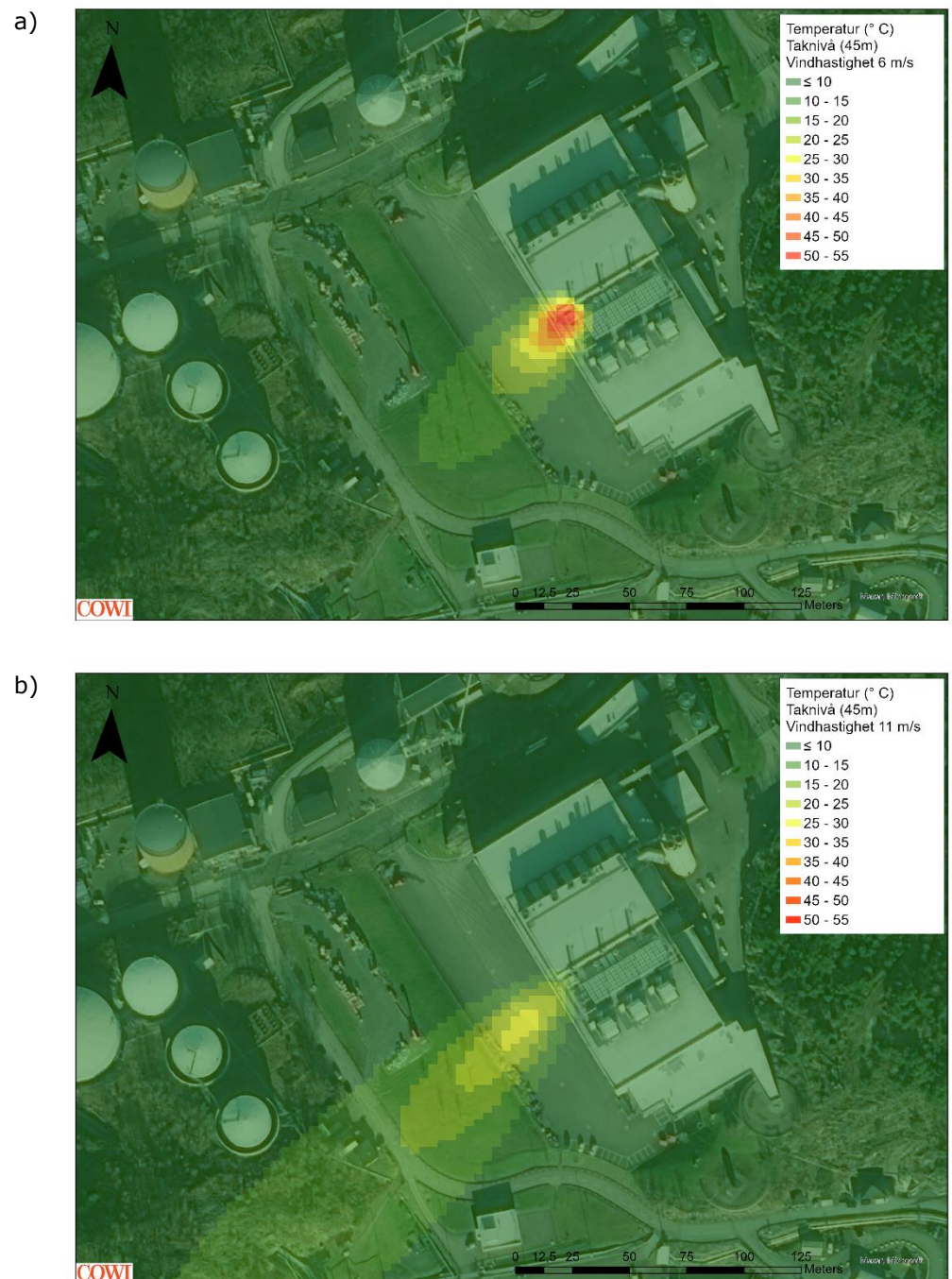
Eftersom rökgaserna snabbt stiger i höjdlid innan den börjar spridas i horisontalld blir avståndet stort innan plymen når marken, vilket också innebär att temperaturen hinner sjunka kraftigt innan rökgaserna från plymen träffar marken. I Figur 7 redovisas temperaturen i markplan för en specifik vindriktning och en situation med, för denna typ av spridning dåliga spridningsförutsättningar. Omgivningsluften har i detta exempel en temperatur på 8 °C och vindhastighet är beräknad för 11 m/s i markplan för att beräkna en situation då plymen påverkas kraftigare och således får en större påverkan i markplan. Här ses att gasplymens temperatur i markplan som påverkar området ligger som max knappt två grader över omgivningsluften på ett avstånd av cirka 300 meter från källan.



Figur 7. Lufttemperaturen i markplan (2 meter) under separat elproduktion. Omgivningensluft har en temperatur på 8 °C, vindhastigheten är beräknad för 11 m/s på 10 meters höjd.

Då Figur 6 visar att plymen stiger kraftigt inom närområdet och för att utesluta risken för höga temperaturer inom Rya KVV:s eget område, inklusive taknivå då det skulle kunna vara ett arbetsområde, har beräkningar även gjorts för nivåerna 31 och 45 meter samt i en vertikal profil längs med den befintliga skorstenen på Rya KVV (Figur 8 – Figur 10). Resultaten för 45 meters höjd redovisas för vindhastigheter på 6 m/s och 11 m/s, för att få en förståelse för skillnaderna mellan låga och höga vindhastigheter, medan resultaten för 31 meter endast redovisas för 11 m/s. Den vertikala profilen redovisar temperaturen vid var femte meter utmed skorstenen, både för 6 och 11 m/s.

I Figur 8a visas temperaturen på 45 meter för en vindhastighet på 6 m/s medan Figur 8b visar resultaten för en vindhastighet på 11 m/s. Båda beräkningarna är gjorda för en specifik vindriktning och en situation med dåliga spridningsförutsättningar där omgivningsluften är 8 °C. I Figur 9 redovisas temperaturen vid 31 meters höjd. Denna beräkning är gjord med en högre upplösning än övriga beräkningar, 3 m x 3 m, för att bättre kunna simulera turbulensen som sker i så nära anslutning till skorstenspiporna. Liksom för tidigare beräkningar är även denna gjord för en vindriktning, men nu mot det befintliga taket direkt norr om skorstenarna (30 meter högt), samt för en situation med dåliga spridningsförutsättningar där omgivningsluften är 8 °C. I Figur 10 redovisas den vertikala profilen längs med den befintliga skorstenen på Rya KVV.



Figur 8. Lufttemperaturen på 45 meters höjd under separat elproduktion. Bilden redovisar i a) en situation med en vindhastighet på 6 m/s (vid 10 meter) och i b) en situation med en vindhastighet på 11 m/s (vid 10 meter). Omgivningsluften är 8 °C.

I Figur 8a ses högst temperatur i nära anslutning till källan. Plymtemperaturen över huvudbyggnaden når här strax över 50 °C. Dock sjunker temperaturen snabbt med ökat avstånd från källan och över byggnaden väst om skorstenspipan är temperaturen endast mellan 10 °C och 15 °C. Den lägre vindhastigheten

ger ett högre plymlyft, vilket gör att det tar längre tid innan plymen kapas varvid spridningsriktningen övergår till att bli mer horisontell.

Figur 8b visar att en högre vindhastighet (11 m/s) påverkar plymen i en större utsträckning, vilket ger högre temperatur vid ett längre avstånd från källan, jämfört med lägre vindhastigheter. Här har temperaturer mellan 25 och 30 °C beräknats direkt väst om skorstenspipan, vilken snabbt avtar med ökat avstånd till källan.

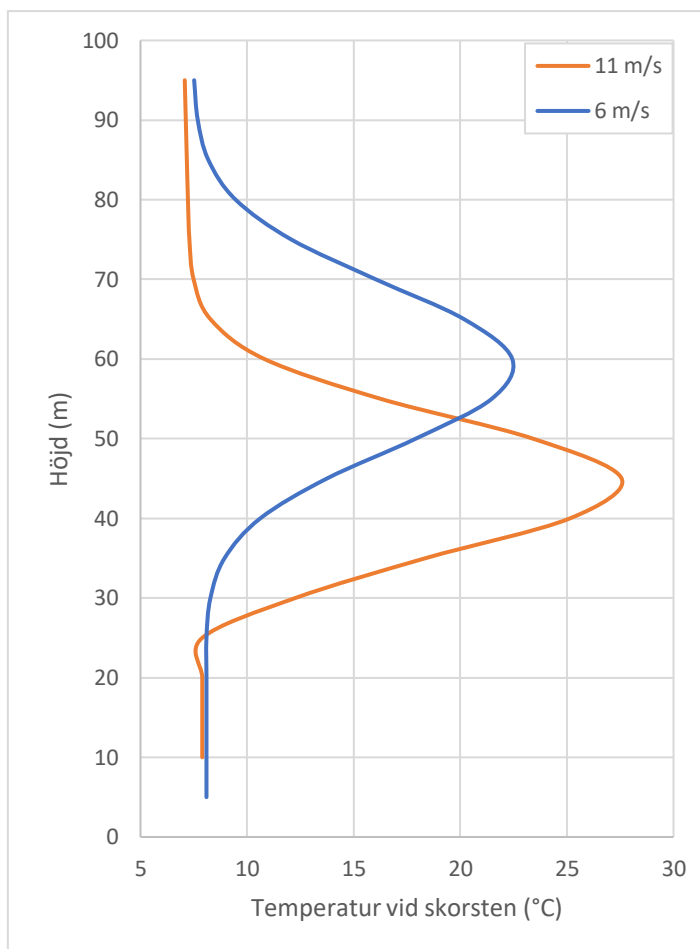
Vidare beräkningar för eventuell påverkan inom Rya KVV:s eget område har utförts för en höjd precis ovan befintligt tak, direkt nordväst om skorstenarna. Då taket är 30 meter högt har en nivå på 31m meters höjd beräknats. I Figur 9 redovisas temperaturen, vilken har beräknats till över 70 °C i närmast anslutning till skorstenarna. Att det blir en hög temperatur på byggnadens tak, trots att höjden är under utsläppshöjden från skorstenarnas pipa, beror på att byggnaden bidrar till turbulens och således en neddragning av varma rökgaser i närmast anslutning till källan. Temperaturerna sjunker dock snabbt och vid ca 20 meter från källan är temperaturen nere på 30 °C. Resultaten visar således att det finns en risk att höga temperaturer kan uppkomma väldigt lokalt på Rya KVV:s tak, beroende av vädersituation och spridningsförutsättningar.



Figur 9. Lufttemperaturen på 31 meters höjd under separat elproduktion. Bilden redovisar en situation med en vindhastighet på 11 m/s (vid 10 meter). Omgivningsluften är 8 °C.

Figur 10 redovisar en vertikal profil över den beräknade temperaturen vid Rya KVV:s befintliga skorsten. Här har en vindriktning mot den skorstenen använts, samt två olika vindhastigheter. Detta ger en förståelse för rökgasernas temperatur när de når fram till den befintliga skorstenen, samt hur de varierar med

höjden beroende av vindhastighet. De beräknade resultaten visar att beroende på vindhastighet så träffar rökgasplymen den befintliga skorstenen vid olika höjd. Vid en vindhastighet på 6 m/s har den högsta temperaturen beräknats till ca 23 °C, på 60 meters höjd, medan en vindhastighet på 11 m/s gör att skorstenen träffas av rökgaser på ca 28 °C vid 45 meters höjd. Beräkningarna visar att en lägre vindhastighet ger en mer utbredd temperaturpåverkan men att resulterande temperatur är lägre. För högre vindhastigheter är effekterna de motsatta. Att skorstenen träffas av lägre temperaturer beror på att större andel av den omkringliggande svalare luften hunnit blandas in vid en lägre vindhastighet, och således sänkt temperaturen på rökgaserna. Utomhustemperaturen är i båda beräkningarna 8 °C.



Figur 10. *Temperatures variation med höjden vid den befintliga skorstenen på Rya KVV, för en vindhastighet på 6 m/s samt 11 m/s. Temperaturen är beräknad vid var femte meter.*

5 Diskussion

I utredningen har spridningen av NO₂ och PM₁₀ från skorstenarna undersökts i fyra scenarier: ett nollalternativ samt tre scenarier med olika typer av drift vid Rya KVV. Dessutom har utsläppen från den beräknade bränsletransporten beräknats för två av de ovan nämnda scenarierna, ett normalfall och ett värsta fall. Slutligen har en temperaturberäkning gjorts för de tre bypass-skorstenar som används vid separat elproduktion.

Resultaten från emissionsberäkningarna visar att källbidraget från den planerade verksamheten vid Rya KVV är förhållandevis litet och även i ett värsta fall bidrar verksamheten inte med mer än 7 µg/m³ NO₂, för 98-percentilen av timmedelvärdet, samt inte mer än 0,1 µg/m³ för PM₁₀ för 90-percentilen av dygnsmedelvärdet. Spridningsmönstret för 98-percentilen av dygnsmedelvärdet för NO₂ visar att det högsta källbidraget från Rya KVV:s skorstenar uppnås nordöst och sydöst om Rya KVV, över Eriksberg, Lundby och i nära anslutning till Klippan, samtidigt som spridningen för 98-percentilen av timmedelvärdet visar att den planerade transporten har ett i sammanhanget högt källbidrag längs Fågelrovägen.

De beräknade totalhalterna visualiseras endast som 98-percentil av dygnsmedelvärdet, för ett normalfall och ett värsta fall. Detta då det är de scenarier och statistiska mått som ligger närmast gränsen för MKN samt att det är en generell liten skillnad mellan scenarierna. Vidare visar de beräknade totala halterna, i varje scenario, att det är god marginal till MKN, både för NO₂ och PM₁₀, samt för alla statistiska mått. 98-percentilen av dygnsmedelvärdet, för NO₂, är den totalhalt som beräknats närmast gränsvärdet för MKN, där den högsta totalhalten är beräknad till strax under 54 µg/m³, både för ett normalfall samt för ett värsta fall, medan gränsen för MKN är 60 µg/m³.

För att kunna jämföra de beräknade halterna mot gällande MKN, måste alltid en urban bakgrundshalt adderas. Beräkningarna är utförda för en situation under 2027 och den använda bakgrundshalten är beräknad som ett medelvärde av uppmätta halter under 2015-2019. Då det är en relativt många år fram till 2027 kan det argumenteras att dagens urbana bakgrundshalt bör ha minskat till beräkningsåret. Dock finns det ingen vetenskaplig framtagna metod för hur detta bidrag ska minskas på ett representativt sätt, varför de urbana bakgrundshalterna i beräkningarna är baserade på dagens nivåer. Detta kan därför antas vara en något konservativ bedömning, trots det har, som nämnts ovan, inga över-skridanden av MKN beräknats.

För beräkningarna av temperaturspridningen från rökgasplymen finns vissa mindre begränsningar i modellen, och på grund av dessa begränsningar är alla temperaturberäkningar gjorda för en gemensam skorstenspipa, anpassad för att motsvara tre sammanslagna pipor. Skorstensplymer som ligger i nära anslutning till varandra kan påverka varandra och på så sätt bidra till ett gemensamt högre plymlyft. För att testa så ingen underskattning av plymernas höjder sker har därför även en beräkning för spridningen av NO_x gjorts för en pipa, tre separata pipor och tre pipor sammanslagna till en. På detta sätt erhålls en bild av de olika spridningsförutsättningarna mellan situationerna, vilket hjälper till med

bedömningen av huruvida temperaturberäkningarna över- eller underskattas. Resultaten har sedan jämförts och satts i förhållande till temperaturberäkningar för en ensam och en sammanslagen pipa.

Beräkningarna av NO_x visar att plymens lyftkraft ökar något vid en sammanslagning av tre skorstenspipor, vilket bidrar till en liten underskattning av den horisontella utbredningen vid den aktuella höjden på 45 meter. Tre individuella pipor bidrar istället till en snabbare avkylning av rökgastemperaturen, då rökgasernas volym sprids ut på en större yta vilket gör att mer kringliggande svalare luft lättare kan blandas in och kyla av rökgaserna. Detta gör då att en sammanslagning av piporna bidrar till en överskattning av temperaturen. En analys av den resulterande sammanslagna effekten av dessa över-, respektive underskattningar, visar att de ungefär tar ut varandra, vilket gör att resultaten representerar en rättvis bild av temperaturspridningen.

Resultaten för spridningen av rökgasernas temperatur visar att den största påverkan sker i närmast anslutning till källan, på Rya KVV:s befintliga tak, där temperaturer över 70 °C beräknats i direkt anslutning till källan. Vid ca 20 meter från källan har temperaturen avklingat till omkring 30 °C. Att så höga temperaturer har beräknats i när anslutning till källan, trots en lägre höjd än utsläppshöjden, beror av den turbulens och den neddragande effekt som byggnaden har på utsläppen från skorstenen. Ju lägre skorstenen är, i förhållande till byggnaden, desto större påverkan har byggnaden på rökgaserna, och således den neddragande effekten. Dessa temperaturer är beräknade för en situation med en vindhastighet på 11 m/s vid 10 meters höjd, vilket räknas upp i modellen till en korresponderande vindhastighet på respektive beräkningshöjd. För 31 meters höjd är den korresponderande vindhastigheten ca 13 m/s. Höga vindhastigheter ger störts påverkan på rökgasplymen och vindar över 11 m/s, vid 10 meters höjd, förekommer under mindre än en procent av årets timmar, vilket gör att dessa beräkningar kan representera ett värsta fall.

Vid den befintliga skorstenen på Rya KVV, har temperaturer beräknats till ca 28 °C vid en vindhastighet på 11 m/s, vilket är en temperaturökning på 20 °C. Då beräkningarna har gjorts för en situation med dåliga spridningsförutsättningar, med hänseende till plymlyft, är beräkningarna utförda för en tidig vårdag i mars med en omgivande lufttemperatur på 8 °C. En högre omgivningstemperatur har en viss påverkan på resultaten, då en högre omgivningstemperatur leder till en högre total temperatur. Dock är det så pass stora skillnader mellan rökgasernas temperatur och omgivningens temperatur att det troligen inte har så stor inverkan på resultaten, mer än den generella ökningen från omgivande luft. Däremot är spridningsförutsättningarna, med avseende på plymlyft olika för olika årstider, vilket kan påverka spridningen något, då bättre förutsättningar ökar plymlyftet och påverkan på omgivningen blir mindre.

6 Referenser

Luftkvalitetsförordning (SFS 2010:477). Stockholm: Sveriges riksdag

Göteborgs Stad Miljöförvaltningen (2018). *Luftkvaliteten i Göteborgsområdet, Årsrapport 2018*. R2019:15

Göteborgs Stad Miljöförvaltningen (2019). *Luftkvaliteten i Göteborgsområdet, Årsrapport 2019*. R2020:12

Naturvårdsverket (2019), *Luftguiden. Handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft*. Handbok 2019