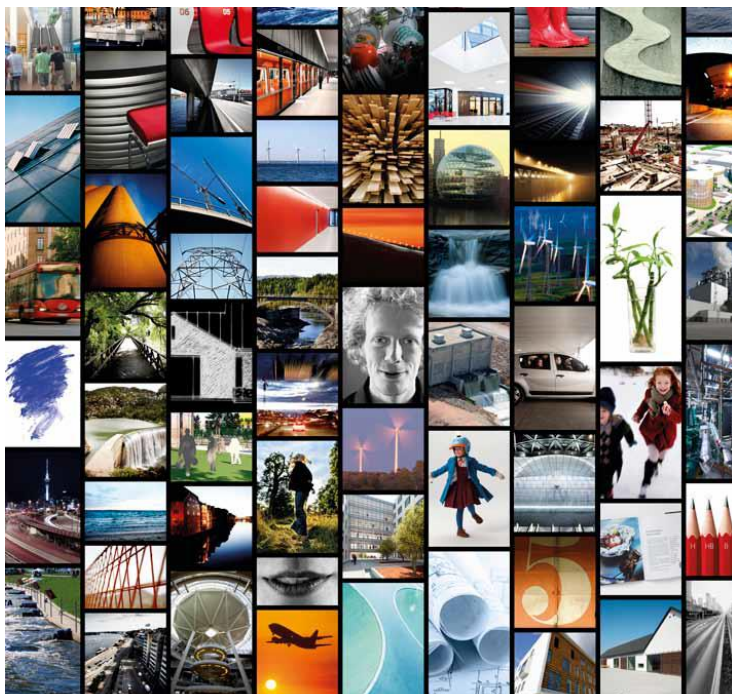

RAPPORT

LILJEWALL ARKITEKTER

Luftutredning, Chalmers värmecentral

UPPDRAGSNUMMER 1321632000

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR "KÄRBO"



2016-11-28

SWECO

LEIF AXENHAMN

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	3
2	Lokalisering av Chalmers panncentral och den planerade byggnaden	3
3	Bedömningsgrunder	4
3.1	Synbarhet	4
3.2	Luftföroreningar	4
3.2.1	Miljö kvalitetsnormerna	4
3.3	Hälsoeffekter av luftföroreningar	6
3.4	Bakgrundshalter av metaller	12
4	Genomförande	13
4.1	Spridningsmodell	13
4.2	Meteorologisk inverkan på skorstensutsläppen	14
4.3	Utsläppen och övriga förutsättningar	16
4.4	Övriga utsläpp	18
5	Erhållna resultat	19
5.1	Hur ofta kan rökgasplymen träffa den planerade byggnaden	19
5.2	Hur ofta kan en synbar rökgasplym kunna uppfattas	19
5.3	På vilken höjd kommer rökgasplymen nå byggnaden	21
5.4	Spridningsberäkningar av luftföroreningar	21
6	Diskussion av resultaten och möjliga åtgärder	23

Bilaga

1 Bakgrund

En byggnad planerar att uppföras ca 70 meter väster om utsläppskällorna från värmecentralen vid Chalmers. Den planerade byggnaden beräknas få en höjd av ca 72 meter över mark. Utsläppen från värmecentralen sker via två skorstenar med höjden 32 meter över mark. I spridningsberäkningarna antas det att panncentralen har utsläpp enligt tillståndsgivna mängder och att den drivs kontinuerligt året runt. Värmecentralens panna 2 kommer att den närmsta framtiden att ersättas med en ny panna, för dessa beräkningar har den nya pannan antagits ha samma utsläpp som den befintliga.

De frågeställningar som belyses i denna rapport är:

- Vilken inverkan har markinversionen på rökgasplymen?
- Hur ofta kan rökgasplymen träffa den planerade byggnaden?
- Hur ofta kommer rökgasplymen att synas vid den planerade byggnaden?
- På vilken höjd förekommer de högsta nivåerna vid den planerade byggnaden?
- Vilka möjligheter finns att begränsa påverkan från panncentralen vid den planerade byggnaden?
- Vilka hälsoeffekter har luftföroreningarna som beskrivs i värmecentralens tillstånd?

2 Lokalisering av Chalmers panncentral och den planerade byggnaden

Den planerade byggnadens lokalisering är markerad med en röd färg och ligger väster om Chalmers panncentral vilken är markerad med en röd stjärna. Avståndet mellan den planerade byggnaden och skorstenarna vid Chalmers panncentral är ca 70 meter.

Figur 1. Den planerade byggnadens lokalisering och Chalmers panncentral (röda figurer).



3 Bedömningsgrunder

3.1 Synbarhet

Bedömningen om en synbar rökgaspoly kommer att befinna sig vid den planerade byggnaden eller ej baserar sig på att det är vattenången som gör rökgaspolyen synbar. Innehållet av övriga parametrar bedöms vara så lågt att de inte bidrar till synbarheten. För att vattenången skall vara synbar krävs att den bildar vattendroppar eller att vattendropparna förekommer i fast form, som is. För bildandet av vattendroppar krävs det att fukthalten är så hög att vatten fälls ut vid den temperatursänkning som sker när rökgasen lämnat skorstenen.

Rökgaspolyen (från de två skorstenarna) har en utbredning i såväl sidled som höjdlid och kan därför teoretiskt träffa en stor del av byggnaden. Rökgaspolyen har en utbredning i höjdlid som varierar med de meteorologiska förhållanden som råder varför den i mera utspädd form kommer att träffa såväl under som över den angivna höjden.

För bedömningen om hur ofta en synbar rökgaspoly når den planerade byggnaden har spridningsberäkningar avseende vattenånga genomförts. Bedömningen av synbarheten har därefter skett baserat på beräknad fukthalt i rökgaspolyen, omgivningsluftens relativa fukthalt och vattenångans mättnadshalt vid aktuell omgivningstemperatur. Höjden där centrum av rökgaspolyen träffar byggnaden har beräknats baserat på halten vattenånga vid olika höjder och den höjd som redovisas är den som ger den maximala halten vid rådande meteorologiska förhållanden.

Beräkningarna har skett enligt ett förfarande presenterat av Steven C Lund: Three-Dimensional Steam Plume Animation Using the ISCST3 and AERMOD-Prime Dispersion Models, Paper N. 03-A-28-AWMA.

3.2 Luftföroreningar

När det gäller bedömningsgrunder för luftföroreningar finns det miljö kvalitetsnormer att utgå ifrån dock gäller dessa i områden där allmänheten normalt kan vistas obehindrat. Utanför en fastighetsfasad finns därför inga bedömningsgrunder att förhålla sig till. Miljö kvalitetsnormen kan vara ett riktvärde på en godtagbar luftkvalitet.

3.2.1 Miljö kvalitetsnormerna

I förordningen (2010:477) om miljö kvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft beskrivs dels föroreningsnivåer som inte får överskridas eller som får överskridas endast i viss angiven utsträckning och dels föroreningsnivåer som "skall eftersträvas". I tabell 1 till 3 nedan redovisas miljö kvalitetsnormerna för kvävedioxid (NO_2), svaveldioxid (SO_2) och partiklar som PM_{10} . Dessutom förekommer miljö kvalitetsnormer för $\text{PM}_{2,5}$, koloxid, bly, bensen, arsenik, kadmium, nickel, PAH (BaP) och ozon. Miljö kvalitetsnormerna för arsenik, kadmium, nickel, PAH och ozon definierar nivåer som "skall eftersträvas".

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för kvävedioxid

Miljökvalitetsnormer för Kvävedioxid i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	60 µg/m ³	7 ggr per kalenderår
Timmedelvärden ³⁾	90 µg/m ³	175 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m ³ under 1 timme mer än 18 ggr per kalenderår

¹⁾ Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden divideras med antalet värden. ²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 7 dygn på ett kalenderår (2 % av 365 dagar). ³⁾ För timmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 175 timmar på ett kalenderår (2 % av 8760 timmar) om halten 200 µg/m³ inte överskrider mer än 18 timmar (99,8 percentilvärden).

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer för svaveldioxid

Miljökvalitetsnormer för Svaveldioxid i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	20 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	100 µg/m ³	7 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 125 µg/m ³ mer än 3 ggr per kalenderår
Timmedelvärden ³⁾	200 µg/m ³	175 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 350 µg/m ³ under 1 timme mer än 24 ggr per kalenderår

¹⁾ För årsmedelvärde gäller gränsvärdet till skydd för växtlighet, > 20 km utanför tätort eller 5 km från annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg till skydd för vegetation. ²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av svaveldioxid som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 7 dygn på ett kalenderår (2 % av 365 dagar) om inte svaveldioxidhalten överskrider 125 µg/m³ mer än 3 dagar per år (99 percentilvärden). ³⁾ För timmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av svaveldioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 175 timmar på ett kalenderår (2 % av 8760 timmar) om inte svaveldioxidhalten överskrider 350 µg/m³ mer än 24 timmar per år (99,7 percentilvärden).

Tabell 3. Miljökvalitetsnormer för partiklar som PM₁₀

Miljökvalitetsnormer för Partiklar (PM₁₀) i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	50 µg/m ³	35 ggr per kalenderår

1) Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden dividerats med antalet värden. 2) För dygnsmedelvärde gäller 90-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

Miljökvalitetsnormen för bly i utomhusluft ligger som årsmedelvärde på 0,5 µg/m³ normen får inte överskridas. Miljökvalitetsnormen för arsenik ligger på 6 ng/m³, för kadmium på 5 ng/m³ för nickel på 20 ng/m³ för bens(a)pyren på 1ng/m³, normen för dessa ämnen bör inte överskridas.

3.2.1.1 *Bedömning av godtagbara luftföroreningshalter vid husfasader*

När det gäller bedömningsgrunder för luftföroreningar finns miljökvalitetsnormer att utgå ifrån, dock gäller dessa i områden där allmänheten normalt kan vistas obehindrat. Utanför en fastighetsfasad på högre höjder mer än 20 meter ovan marknivå finns därför inga bedömningsgrunder att förhålla sig till.

För partiklar, som PM₁₀, saknas ett korttidsvärde men en halt på 200 µg/m³ som timmedelvärde kan utgöra ett riktvärde för godtagbar luftkvalitet (Hälsoeffekter av luftföroreningar i stationsmiljöer till järnvägstunnlar, Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Umeå 2013).

3.3 Hälsoeffekter av luftföroreningar

I detta kapitel beskrivs kortfattat de olika luftföroreningarnas hälsoeffekter. Urvalet av luftföroreningarna är dels att det finns en miljökvalitetsnorm och dels att den antas vara speciellt potent som exempelvis dioxin och kvicksilver. Dessutom beskrivs även hälsoeffekterna för fluorväte och väteklorid.

3.3.1 Hälsoeffekter av kvävedioxid i omgivningsluften

Utsläpp av kväveoxider och effekter av kvävedioxidhalter har i epidemiologiska studier visat samband med hälsoeffekter. Exempelvis finns det en mycket uppmärksam studie i Stockholms län (LUCAS-studien) som visar på ett tydligt samband mellan kvävedioxid och lungcancer. De personer som under åren 1955-1970 varit utsatta för typiska innerstadshalter av kvävedioxid, över 30 mikrogram per kubikmeter som årsmedelvärde, hade ca 50 % ökad risk för att 30 år senare få cancer (oavsett om man varit tobaksrökare eller ej). Studien visade att mängden kvävedioxid kan fungera som en markör/indikator för andra luftföroreningar.

När det gäller experimentella studier har det visat sig att det krävs relativt höga halter av ren kvävedioxid, ca 2 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för att framkalla luftvägseffekter hos friska vuxna personer (Barregård, VMC).

För några år sedan publicerades resultaten från en hälsoundersökning i Norge (Folkehelseinstituttet, 2011) vilken indikerade på korttidseffekter vid kvävedioxidhalter (i omgivningsluften) på omkring 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och långtidseffekter vid halter på omkring 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

På senare tid har kvävedioxid uppgraderats som ett hälsoproblem, numera anser den miljömedicinska expertisen att kvävedioxid i sig är toxiskt (Bertil Forsberg vid Umeå Universitet 2016-08-03, Svensk Dagbladet). Detta innebär risk vid exponering av kvävedioxid kan orsaka inflammation i andningsvägarna. Exponering av kvävedioxid innebär också en risk för framförallt barn att utveckla astma. Resultat från studier i USA och Europa har visat att astmatiker som exponeras för kvävedioxid får ytterligare besvär.

Utöver de direkta hälsoeffekterna leder också utsläppen av kväveoxider till bildning av partiklar och ozon i atmosfären.

Den urbana bakgrunds-nivån för kvävedioxid i Göteborg ligger på ca 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dock kan korttidsvärdena över en timma uppgå till ca 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.3.2 Hälsoeffekter av svaveldioxid i omgivningsluften

Exponering av svaveldioxid har observerat effekter på andningsorganen vid lägre halt hos astmatiker än hos friska dock tycks finnas en stor individuell skillnad i känslighet (WHO, 2006). Resultat från studier har observerat att det är främst de övre luftvägarna som påverkas av svaveldioxid, men vid ansträngning når en större proportion längre ner i andningsorganen.

Det har visat sig att kortvariga perioder med höga halter av SO_2 kan leda till ökat luftvägsmotstånd på grund av att de fina luftrören dras samman. Resultat från försök på människor har visat att det autonoma nervsystemet påverkas från halter på omkring 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket kan ha betydelse för luftrörssammandragning och de hjärt-kärleffekter som noterats i epidemiologiska studier. Exponering av svaveldioxid har visat samband med såväl akuta problem från andningsorganen som hjärt-kärlsystemet.

Den urbana halten av svaveldioxid ligger i Göteborg som årsmedelvärde på omkring 2 – 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.3.3 Hälsoeffekter av partiklar i omgivningsluften

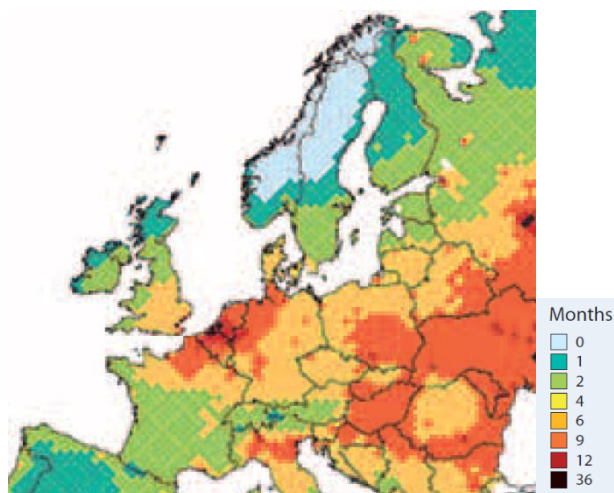
Partiklar i omgivningsluften förekommer i olika storlekar och kan ha olika kemiska sammansättningar (exempelvis metaller, sulfat, nitrat, organiska föreningar och sot). I atmosfären kan partiklarna transporteras långt (mellan länder) innan de försvinner ur atmosfären genom omvandling eller deposition. Partiklar i omgivningsluften definieras oftast efter storleken där partiklarna är mindre än 10 μm respektive 2,5 μm (PM_{10} resp. $\text{PM}_{2.5}$). Dessa partiklar är inandningsbara och kan därmed fastna i luftvägarna.

Förbränningspartiklar har en typisk storlek på mellan 0,02 – 0,6 µm och innehåller exempelvis polyaromatiska föreningar (PAH, bens(a)pyren), flyktiga ämnen och spårämnen, dock är kunskapen om partiklarnas sammansättning bristfällig i Sverige. Forskning pågår inom området och det vore önskvärt att få mer kunskap särskilt kring förbränningspartiklarnas sammansättning och effekter på hälsan. För hälsan är det främst små partiklar som är mindre än PM_{2,5} som idag anses vara mest intressant. En viktig egenskap för denna partikelfraktion är att de kan tränga ned i lungorna till lungblåsorna (alveolerna) där syreutbytet sker. Därmed finns det en risk att partiklar som når ner till lungblåsorna kan spridas vidare via blodet i kroppen. Hur stor dos som luftvägarna exponeras för beror till stor del på hur snabbt partiklarna bortskaffas. Hos friska personer finns det mekanismer som kan rensa bort partiklarna i de nedre luftvägarna men bortskaffande av partiklarna som når ändå ner till lungblåsorna tar i regel betydligt längre tid. Även partiklar som PM₁₀ bedöms påverka hälsan i betydande omfattning (US-EPA, WHO, EU, VMC). I juni 2012 enades WHO-organet IARC om att exponering för diesellavgaser innebär risk för cancer i lungorna. Utsläpp från dieselmotorer och vedeldning innehåller små sotpartiklar som är skadliga för hälsan.

Resultat från en nyligen publicerad forskningsstudie (Lund Universitet 2012) visar att ca 50 % av de inandade sotpartiklarna från diesellavgaser stannar i lungorna medan ca 20 % av partiklar från vedeldning stannar i lungorna. En orsak till skillnaden som beskrivs är att sotpartiklarna från dieselmotorerna är mindre jämfört med sotpartiklarna från vedeldning.

Det finns indikationer på att antalet partiklar i omgivningsluften är ett mått som kan användas för att beskriva negativa effekter på hälsan. Ett forskningsarbete utfört i centrala Göteborg av Göteborgs Universitet visar att antalet partiklar större än 4 nm samvarierar relativt bra med halten av kvävedioxid (indikerar ca 300 miljoner ultrafina partiklar per µg NO₂). Fortsatt forskning krävs och pågår inom området.

En studie presenterad av WHO (RAINS, EU-CAFE) visar på effekterna av exponering av partiklar som PM₁₀ i Europa. Enligt denna studie innebär exponering av partiklar en förkortning av livet med upp till 36 månader i de mest partikelbelastande områdena i Europa, se figur 2. I Sverige och Västkusten anges det att partikelexponeringen beräknat för år 2010 innebär drygt 3 månaders förkortad livstid.



Figur 2. Exponering av partiklar som PM_{10} och beräknad förlorad livstid (EU-CAFE)

I hela Västra Götalandsregionen beräknas det att ca 900 personer dör i förtid på grund av luftföroreningspartiklar som PM_{10} . (Bertil Forsberg, 2005)

I Göteborg beräknas det att motsvarande ca 300 personer per år dör i förtid på grund av luftföroreningspartiklar som PM_{10} . Utav dessa personer beräknas ca 200 dö i förtid på grund av partiklar som $PM_{2,5}$. De lokala utsläpp av partiklar som $PM_{2,5}$ (avgaspartiklar) beräknas orsaka 80 för tidigt döda per år i Göteborg. Detta innebär att de partiklar som intransporteras från andra regioner och länder står för den största andelen av för tidigt döda, ca 120 stycken per år i Göteborg. Utsläppskällorna för dessa intransporterade partiklar är exempelvis industriell förbränning och väg- och sjötransporter.

Epidemiologiska studierna i USA (US-EPA) och Storbritannien (Committee on the Medical Effects of Air Pollutants) har kommit fram till att långtidsexponering av partiklar som $PM_{2,5}$ i stadsmiljö ger en 6 % ökad risk i dödlighet per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

När det gäller korttidsexponering av partiklar finns det studier (bl.a. i Stockholm) som visar en ökning av sjukhusinläggningar med 1,1 % vid en ökning av partiklar som PM_{10} med $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De personer som i första hand drabbas är de som lider av kronisk obstruktiv lungsjukdom (KOL). Andelen barn som får sänkt lungfunktion (<80 %) vid exponering av partiklar som PM_{10} riskerar att öka med 58 % per ökning med $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gauderman et al 2004, USA).

Sambandet mellan risk och partikelhalt är normalt att betrakta som linjärt. Det finns med andra ord inga kända tröskleffekter utan alla minskningar av partiklar i inandningsluften är betydelsefulla för hälsan.

Den urbana halten av partiklar som $PM_{2,5}$ ligger i Göteborg som årsmedelvärde på omkring $8 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För partiklar som PM_{10} ligger årsmedelvärdena på mellan $15 - 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.3.4 Hälsoeffekter av kolmonoxid i omgivningsluften

Utsläpp av kolmonoxid härrör främst från trafiken. I viss mån bidrar även ofullständig förbränning vid energiproduktion och uppvärmning. Tidigare kunde det, särskilt under rusningstrafik i de större städerna, förekomma haltnivåer över nuvarande MKN (10 mg/m³, som högsta glidande åttatimmarsmedelvärde under ett dygn). Kolmonoxid hämmar blodets förmåga att transportera syre till kroppens vävnader, och höga halter kan ge effekter på hjärt-kärlsystemet och hjärnan. Genom effektiv avgasrening har utsläppen minskat kraftigt, och i svenska tätorter är halterna av kolmonoxid i utomhusluften idag så låga att de inte bedöms medföra några hälsoeffekter.

3.3.5 Hälsoeffekter av väteklorid i omgivningsluften

Väteklorid, äldre namn klorväte, HCl, är en giftig, färglös gas med stickande lukt. Gasen är starkt slemhinneretande vid koncentrationer omkring 5–15 mg/m³.

3.3.6 Hälsoeffekter av fluorväte i omgivningsluften

Liksom för andra irriterande ämnen kan en enstaka hög exponering för HF leda till akut (s.k. RADS) och bestående luftvägsskada (astma). Den kritiska effekten vid akut luft-exponering för vätefluorid, är irritation av slemhinnor. Detta har rapporterats i en experimentell studie vid exponering för HF vid 0,7-2,4 mg/m³. Takgränsvärde enligt arbetarskyddsstyrelsens hygieniska gränsvärden ligger på 1,7 mg/m³.

3.3.7 Hälsoeffekter av dioxin i omgivningsluften

Dioxiner är ett samlingsnamn för klorerade organiska ämnen betecknade PCDD (polyklorerade di-benso-p-dioxiner) och PCDF (polyklorerade di-benso-furaner). Det finns drygt 400 olika kemiska föreningar av typ dibensofuraner och dibensodioxiner, utav dessa bedöms ca 30 vara hälsofarliga och medföra risk för cancer. Dioxiner kan frisättas vid förbränning av avfall, bildning av dioxin förekommer vid låg ugn temperar och dålig omblandning i förbränningsutrymmet. För att eliminera dioxinutsläpp till omgivningsluften genomförs förbränningen vid hög temperatur (1 000°C), lång uppehållstid och god turbulens i ugnen i rökgasreningsresterna återfinns 95-99 % av dioxinerna. Dioxiner bildas i spårmängder vid en rad processer under värme, där organiska ämnen och klor förekommer; sopförbränning, produktion av järn- och stål, tidigare även klorblekning av pappersmassa. Numera är utsläppen från flera av dessa källor betydligt lägre än på 1990- talet. Dioxin förekommer som en förorening i många material. Dioxin anrikas i fettvävnad och förekommer i större mängder i animaliskt matavfall än i avfall av vegetabiliskt ursprung. Dioxiner kan också förekomma i luftutsläpp från avfallsförbränningsanläggningar. I en spansk artikel beskrivs medianökningen av den totala cancerrisken till ca 8 per 100 000 invånare och livstid (Schumacher et al. 2001) kring en avfallsförbränningsanläggning. Denna skapade en dioxinkoncentration i omgivningsluft som angavs till 70 femtogram/m³ vilket alltså är 175 gånger högre halt än en överslagsberäkning för chalmersanläggningen bidrar med nämligen maximalt omkring 0,4 femtogram/m³ i marknivå. Kring chalmersanläggningen skulle det överslagsmässigt

uppstå 8/175 nya fall av cancer per 100 000 invånare och livstid, dvs. försumbart om vi antar en linjär dos-responskurva. Det kan poängteras att beräkningsexemplet förutsätter full drift året runt för den aktuella avfallspannan och att befolkningsgruppen exponeras för den angivna överslagsberäknade maximala halten.

3.3.8 Hälsoeffekter av arsenik i omgivningsluften

Arsenik finns naturligt i berggrunden och traditionellt har framställning av malmer varit en stor utsläppskälla. Denna källa är nu kraftigt minskad på grund av reningsåtgärder. Idag är arsenik i den svenska luften främst en orsak av långväga transport från metallindustrier med sämre rening. Arsenik kan orsaka lungcancer. Idag är dock koncentrationerna i luft väl under den satta miljö kvalitetsnormen och personer som inte utsätts för förhöjda koncentrationer i sin arbetsmiljö bör inte exponeras för halter högre än bakgrundshalter.

3.3.9 Hälsoeffekter av bly i omgivningsluften

Tidigare släpptes stora mängder bly ut från trafiken på grund av tillsatt bly i bensin. Idag sker den huvudsakliga exponeringen av bly genom intag av livsmedel. Bly har negativa hälsoeffekter även vid mycket låga doser och ger skador på nervsystemet. Främst påverkas barn och foster vars hjärnors utveckling kan ta skada.

Bly exponering kan skada nervsystemet redan vid låga halter, och leda till försämrad intellektuell utveckling samt beteendestörningar hos barn. Foster och barn är särskilt känsliga för bly. Hos vuxna kan blyexponering ge ökad förekomst av hjärt- och kärlsjukdomar. Den tidigare användningen av bly i bensin gav upphov till en allmän spridning av bly i miljön. Förhöjda halter kunde ses i mark samt växter och bär främst längs vägar och i blod hos barn främst i tätorter. Sedan utfasning av bly i bensin skedde 1995 har halterna generellt minskat i utomhusluften.

3.3.10 Hälsoeffekter av kadmium i omgivningsluften

Kadmium förekommer i det avfall som genereras i hushållen och som främst går till förbränning. Utsläpp till luft av kadmium till luft sker främst vid förbränning av dåligt sorterat avfall. En orsak anges vara ofullständig insamling av nickel-kadmiumbatterier. Kadmium släpps främst ut vid sopförbränning bl.a. eftersom insamlingen av nickel-kadmiumbatterier inte är fullständig. Kadmium släpps också ut vid metalltillverkning och förbränning av fossila bränslen. Det största intaget av kadmium sker via livsmedel. Detta beror på att grödor tar upp en del av det kadmium som släpps ut i luft men kan även beror på att kadmium finns naturligt i vissa jordar eller kan tillföras via konstgödsel. Kadmium kan orsaka störningar i njurfunktionerna samt leda till försvagningar i skelettet.

Människor exponeras för kadmium främst genom födan. Tobaksrökning och användning av snus är andra viktiga exponeringsvägar. Kvinnor har generellt högre kadmiumbelastning än män. Detta beror på ett högre upptag av kadmium sker i magtarmkanalen hos kvinnor. Kadmium ansamlas framför allt i njurarna och det är i första

hand i njurarna som skador har konstaterats. Den biologiska halveringstiden för kadmium är lång, 10-30 år.

3.3.11 **Hälsoeffekter av kvicksilver i omgivningsluften**

Kvicksilver förekommer liksom övriga nämnda metaller väl spritt i samhället. Kvicksilver har dessutom genom sin flyktighet förmåga att emitteras, deponeras och återemitteras i miljön. Kvicksilver släpps ut i atmosfären vid förbränning av kol, i utsläpp från metallindustrin och vid utvinning av guld genom amalgamering. Kvicksilver transporteras långa sträckor och utsläpp på en plats sprids globalt. Kvicksilver förekommer naturligt i tre faser; gasform, jonform och som metylkvicksilver. Eftersom omvandlingen mellan de olika formerna i naturen är komplex är det ofta svårt att avgöra vilka källor som bidrar till en viss kvicksilverhalt. Metylkvicksilver ackumuleras i näringskedjan och människor exponeras därför för kvicksilver genom livsmedel, huvudsakligen genom intag av fisk. Intag av kvicksilver kan leda till störningar på nervsystemet främst hos foster och barn.

Kvicksilver och kvicksilverföreningar är giftiga. Ett mycket giftigt ämne (fas) är metylkvicksilver som anrikas i näringskedjor. Hälsoeffekter kan uppkomma genom inandning av kvicksilverånga i luft men också genom intag av kvicksilver via föda, främst fisk med förhöjda metylkvicksilverhalter. Exponering kan ge skador på nervsystemet och på en rad andra system som hjärtskärlsystemet, immunsystemet, på reproduktionen och njurarna. Gravida kvinnors intag av metylkvicksilver överförs till fostret, genom att det kan passera blod-hjärnbarriären. En särskild fara med detta är att den mentala utvecklingen hos barn troligen hämmas redan vid låga halter. Exponeringen sker i stor utsträckning via födan. Särskilt befolkningsgrupper som äter mycket fisk, skaldjur och marina däggdjur är särskilt utsatta för betydande exponering. Kostrekommendationer med angivande av maximala intag av främst insjöfisk, har utfärdats till gravida kvinnor (Livsmedelsverket).

3.3.12 **Hälsoeffekter av nickel i omgivningsluften**

Nickelhalterna i svensk luft beror på långväga transport, förbränning av oljeprodukter och till viss del aktiviteter inom metallindustrin. Nickel i luft kan orsaka lungcancer och allergier. Idag är exponeringen generellt i närheten av bakgrundshalten. Exponering genom kontakt med nickelinnehållande föremål är däremot vanlig.

3.4 **Bakgrundshalter av metaller**

Den regionala bakgrundshalten av arsenik ligger på ca 0,3 ng/m³ av kadmium på ca 0,06 ng/m³ av nickel på ca 1,1 ng/m³ av bly på ca 2 ng/m³ av kvicksilver i gasform på ca 1,5 ng/m³ (IVL). Uppmätta regionala bakgrundshalter av summa polyklorerade dibensodioxiner och furaner vid mätstationen, Rörvik, utanför Göteborg indikerar nivåer lägre än 6 fg/m³.

4 Genomförande

4.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna är utförda enligt de amerikanska miljömyndigheternas (US-EPA) godkända modellkoncept Aermod. Inom EU saknas motsvarande system när det gäller krav på spridningsmodeller. I EU finns organisationen Eionet (European Topic Centre on Air and Climate Change) som har tagit fram en förteckning över spridningsmodeller som används inom EU. Där klassas Aermod enligt högsta nivå 1 när det gäller kvaliteten på modellen vid validering/utveckling och dokumentationen.

Mer information kring Aermod finns på referenslaboratoriet för tätortslufts hemsida:

<http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller/mer-om-modellerna/aermod>

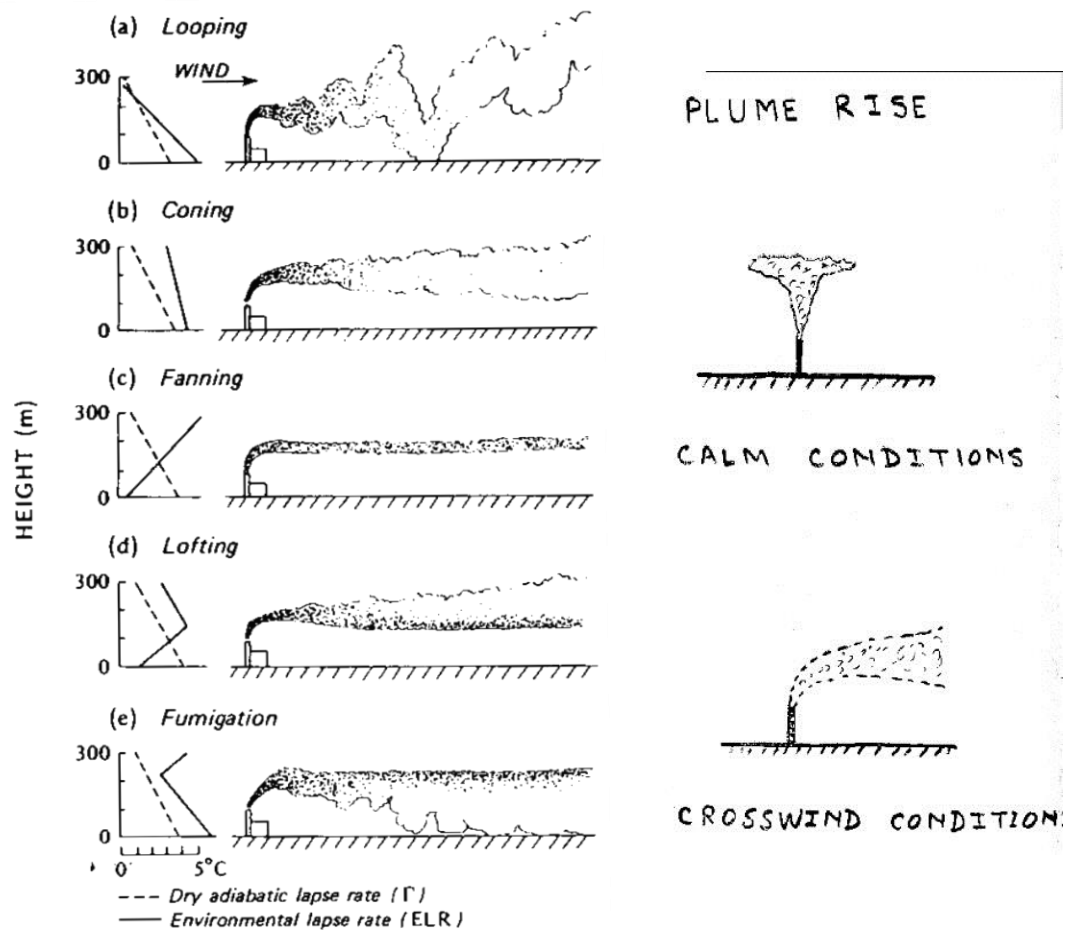
Tre olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

1. **AERMET** är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna de meteorologiska parametrarna för bl.a. vertikala profiler i luftrummet.
2. **AERMOD** är spridningsmodellen för utsläpp från bl.a. skorstenar och är utvecklad för att beskriva halter/deposition i närområdet kring utsläppskällan.
3. **AERMAP** är en beräkningsmodell för definiering av de topografiska förhållandena.

För att bestämma andelen kvävedioxid används metoden PVMRM (Plume Volume Molar Ratio Method). Metoden beräknar förhållandet mellan kväveoxid och tillgång på ozon i rökgasplymen samt hur mycket kväveoxid som oxideras till kvävedioxid. Även andra atmosfäriska gaser kan oxidera kväveoxid men ozon är dock normalt den viktigaste.

4.2 Meteorologisk inverkan på skorstensutsläppen

I Göteborg förekommer markinversioner när de överlag högsta halterna inträffar, se figur 3, "Fanning och Lofting" eller stabil skiktning. Vid dessa tillfällen ökar temperaturen med höjden. Luften är vid dessa tillfällen stabil skiktad och det råder då en låg turbulens/omblandning vilket leder till att skorstensutsläpp i rökgasplymen får höga halter av luftföroreningar. Vid skiktningstypen "Lofting" är det väsentligt om inversionsskiktet/blandningshöjden ligger över eller under den aktuella rökgasplymen. Dessa förutsättningar är betydelsefullt vid beräkningar som är genomförda i detta projekt med olika receptorhöjder ovan marknivå. Skorstensutsläppen ger normalt vid "Fanning och Lofting" ett relativt litet bidrag i marknivå. De marknära utsläppen från exempelvis biltrafiken kan då innebära förhöjda luftföroreningshalter där människor vistas. Vid mycket speciella episoder kan dock markinversioner förekomma där blandningshöjden i centrala staden ligga på en låg nivå under flera dygn och därmed orsaka s.k. ackumuleringseffekter där skorstensutsläppens föroreningar byggs upp under blandningsskiktet och kan orsaka mycket höga halter av luftföroreningar, dessa episoder är mycket ovanliga och förekommer ej varje år i Göteborg, se figur 3, med skiktningstypen "Lofting" där inversionsskiktet ligger över rökgasplymen visar ett sådana exempel för ett skorstensutsläpp. Vid labil skiktning förekommer generellt låga halter i Göteborg på grund av kraftiga vertikala rörelser i atmosfären (konvektion) med god omblandning, dock kan bidragen av luftföroreningar från skorstensutsläpp vara relativt höga under kortare tider (timmar), se figur 3, "Looping". I figur 3, den högra delen finns två exempel på en rökgasplymens utseende vid stabil skiktning dels vid mycket låga vindhastigheter där rökgasplymen stiger rakt upp eventuellt till ett blandningsskikt och dels när en svag vind förekommer där rökgasplymen följer vindriktningen. I de redovisade resultaten från spridningsberäkningarna med hjälp av spridningsmodellen Aermod finns dessa förutsättningar med i beräkningarna. De redovisade haltnivåerna avser generellt de högsta nivåerna i rökgasplymens centrum.



Figur 3. Skiktningstyper och torrdiafatisk temperaturändring (dry adiabatic lapse rate), sänkning av temp 1 °C/100m, samt exempel på rökgasplymens utseende vid vindstilla förhållande samt vid svag vind

4.3 Utsläppen och övriga förutsättningar

Beräkningen av utsläpp från anläggningen baseras på nominell kapacitet för pannorna och lovgivna utsläpp enligt beslut av Miljöprövningsdelegationen i Västra Götaland i beslut daterat 2006-04-10. En sammanställning av dessa data liksom den sammansättning av bränslet som har antagits för beräkningarna framgår av tabell 1. För beräkningarna har antagits att rökgaskondensorn är ur drift, (Worst case). Beräkningarna baserar sig på att båda pannorna drivs med tillåtna utsläppshalter för årets samtliga timmar.

Tabell 1. Underlag för beräkning av utsläpp

	Enhet	Panna 1	Panna 2	Panna 2
Pannkapacitet	MW	8	10	10
Bränsle		Flis	Bioolja	Flis
Värmevärde	kJ/kg	10	37	10
Rökgastemperatur	°C	95	95	95
Syrgashalt	% vg	3,5	3,5	3,5
Bränsle				
-Kol	% torr	51	88	51
-Väte	% torr	5,6	12	5,6
-Syre	% torr	41	-	41
-Fukt	%	49		49
-Aska	% torr	2		2
Utsläpp				
- Kväveoxider	mg/MJ	100	100	100
- Stoft	mg/nm ³ tg 13%CO ₂	35		35
- Stoft	mg/nm ³ tg 6%O ₂		50	
- Svaveldioxid	mg/MJ		24	

De parametrar som ingår i spridningsberäkningarna är för varje panna bland annat rökgasens innehåll av vattenånga, rökgastemperatur, rökgasvolym och utsläppshöjd.

De utsläppsdata som använts för beräkningarna framgår av tabell 2.

Tabell 2. Utsläppsdata använda i spridningsberäkningarna.

	Enhet	P1	P2 Bioolja	P2 Flis
Skorstenshöjd	m	32	32	32
Innerdiameter	m	0,6	0,6	0,6
Rökgastemperatur	°C	95	95	95
Rökgashastighet	m/s	17	21	21
Fukthalt	% vol	24	10	24
Utsläpp				
- Fukt	g/s	700	400	870
- Kväveoxider	g/s	0.9	1.1	1.1
- Stoft	g/s	0.1	0.2	0.1
- Svaveldioxid	g/s		0.5	

Det totala utsläppet av vattenånga via skorstenen för P1 är således ca 0,7 kg per sekund och via skorstenen för P2 maximalt ca 0,9 kg per sekund beroende på bränsle. I beräkningarna för fukt avses överlag användning av flis.

De meteorologiska data som använts avser en femårsperiod, 2009 – 2013. Ur dessa värden har de vindriktningar som kan påverka den planerade byggnaden extraherats, totalt ca 1 700 värden under femårsperioden. De genomsnittliga meteorologiska förhållandena under dessa timmar framgår av tabell 4.

Genomförande vad avser frekvens för när rökgasplymen når den planerade byggnaden baserar sig på vindstatistik för Göteborg framtagna av Miljöförvaltningen i Göteborg. Spridningsberäkningarna avseende vattenånga har utförts med Aermod som är en spridningsmodell framtagna av de amerikanska miljömyndigheterna (US-EPA). Totalt ingår meteorologiska data för 43 848 timmar representerande åren 2009 till 2013. Bland de parametrar som ingår kan nämnas lufttryck, temperatur, vindhastighet, vindriktning, och relativ fuktighet. För sortering av meteorologiska data i stabilitetsklasser har programvaran RAMMET använts.

För att ange atmosfärisk stabilitet används Pasquills stabilitetsklasser, A – F. A motsvarar "Kraftigt instabil" och F "Stabil". Stabilitetsklassens betydelse för spridningen är stor. Ju stabilare atmosfären är, desto mindre blir utspädningen av rökgasplymen, vilket leder till högre halter.

Tabell 4. Sammanfattning av meteorologiska data för vindriktningar mot planerad fastighet

Parameter	Enhet	
Vindriktning	Ostlig (75-95°)	
Vindhastighet	m/s	2,3
Relativ fukthalt	%	77
Temperatur	°C	5.8
Stabilitetsklass B	%	5,0
Stabilitetsklass C	%	16,1
Stabilitetsklass D	%	16,7
Stabilitetsklass E	%	14,5
Stabilitetsklass F	%	26,9
Stabilitetsklass G	%	20,8

Stabilitetskategorierna finns för 7 klasser där stabilitetskategori A innefattar en vind som är mycket instabil med mycket hög turbulens och stor omblandning av luften. Stabilitetsklass A som är mycket ovanlig och förekommer inte under åren 2009 - 2013. Normalt förekommer låga luftföroreningskoncentrationer vid stabilitetsklasserna A, B och C. Stabilitetsklass G är motsatsen till stabilitetsklasserna A, B och C där omblandningen av luften är låg och markinversioner kan förekomma med stagnation och förhöjda luftföroreningshalter till följd. Normalt förekommer de högsta halterna i rökgasplymen vid stabilitetsklasserna D, E, F och G.

4.4 Övriga utsläpp

Utöver de bränslen som anges i tabellen ovan omfattar tillståndet förbränning av avfall i forskningssyfte. Den totalt lovgivna mängden avfall uppgår till 200 ton per år. I beslutet anges att Miljöprövningsdelegationen medger undantag enligt Naturvårdsverkets forskrift NFS 2002:28 (Numera upphävd), enligt bilaga 5 e avseende utsläppsgränsvärde för kolmonoxid och fastställer utsläppsgränsvärdet för kolmonoxid till 100 mg/m³ som timmedelvärde. Utan att det explicit framgår av tillståndet bör de utsläppskrav som anges i NFS 2002:28 avseende tungmetaller, dioxin mm gälla.

Den lovgivna avfallsmängden, 200 ton per år, kan teoretiskt uppskattas utgöra ca 1 % av lovgiven tillförda energimängden för panna 1. I tabell 3 presenteras lovgivna utsläppsdata för avfallsförbränningen. Angivna halter avser torr gas vid 11 % O₂.

Tabell 3. Underlag för beräkning av utsläpp vid avfallsförbränning

	Enhet	Panna 1
Pannkapacitet	MW	8
Bränsle		Avfall
Värmevärde	kJ/kg	10
Rökgastemperatur	°C	95
- Klorväte	mg/nm ³	10
- Stoft	mg/nm ³	30
- Fluorväte	mg/nm ³	1
- Kadmium och Tallium	mg/nm ³	0,05
-Kvicksilver	mg/nm ³	0,05
-Tungmetaller ¹⁾	mg/nm ³	0,5
Dioxiner	ng/nm ³	0,1

¹⁾ Avser summan av antimon, arsenik, bly, krom, kobolt, koppar, mangan, nickel och vanadin.

5 Erhållna resultat

5.1 Hur ofta kan rökgasplymen träffa den planerade byggnaden

Beräkningen av antal timmar som rökgasplymen teoretiskt kan nå den planerade fastigheten baserar sig på vindstatistik för åren 2009 – 2013. Under denna tid kan rökgasplymen nå fastigheten totalt 1 673 timmar under den aktuella femårsperioden med ett genomsnitt av 335 timmar per år.

5.2 Hur ofta kan en synbar rökgasplym kunna uppfattas

Baserat på de meteorologiska förhållanden som råder vid de tillfällen rökgasen kan nå fastigheten har spridningsberäkningar utförts med avseende på vattenånga. De genomsnittligt 335 timmarna per år som rökgasplymen kan nå den planerade byggnaden har använts för att bestämma representativa förutsättningar för beräkningarna. Data har med hjälp av programvaran RAMMET sorterats med avseende på stabilitetsklass och vindhastighet.

Beräkningarna har utförts för samtliga timmar under ett år och täcker därmed värmecentralens teoretiska drift enligt gällande tillstånd.

Beräkningarna har utförts för två vindhastigheter per stabilitetsklass (B - G) för redovisning av typiska spridningsbilder (se bilaga, figur 5 – 40). Stabilitetsklasserna har definierats av Pasquille-Gifford, beräkningsfallen framgår av tabell 5.

Totalt beräknas att vid 370 timmar under en femårsperiod (2009-2013) kan en synbar rökgaspoly uppfattas vid den planerade byggnaden. Det innebär att rökgaspolyen kan synas genomsnittligt vid 74 timmar per år.

Tabell 5. Meteorologiska förhållanden för beräkningarna, (Ur 1 673 timmar i avsnitt 5.1)

Typfall	Frekvens %	Stab. klass	Vind hast. m/s	Temp °C	Rel. fukt %	Tid på dygnet m	Fukt till mättnad g/m ³
1	5,0	B	2,06	14,0	95	dag	0,60
2		B	3,60	16,3	89	dag	1,51
3	16,1	C	1,54	3,5	95	dag	0,30
4		C	3,09	0,1	82	dag	0,24
5	16,7	D	1,54	3,5	94	dag	0,37
6		D	3,09	4,0	94	dag	0,38
7	14,5	E	1,54	0,7	93	kväll	0,35
8		E	3,09	10,2	92	natt	0,47
9	26,9	F	1,54	2,4	96	kväll	0,23
10		F	3,09	1,8	96	natt	0,22
11	20,8	G	1,03	-3,7	97	natt	0,11
12		G	1,54	2,4	98	natt	0,11

För att rökgaspolyen skall vara synbar krävs att fukthalten överstiger mättnadshalten vid rådande meteorologiska förhållanden. Beräkningarna visar att genomsnittligt vid 74 tillfällen per år kommer förhållandena att vara sådana att en synbar rökgaspoly kommer att kunna vara synbar vid den planerade byggnaden. Det kan påpekas att den synbara rökgaspolyen förekommer vanligtvis under kväll- och nattetid.

5.3 På vilken höjd kommer rökgasplymen nå byggnaden

Höjden där rökgasplymen når byggnaden har beräknats för den höjd där den maximala koncentrationen uppkommer. Rökgasplymen har en utbredning i höjddled som varierar med de meteorologiska förhållanden som råder varför den i mera utspädd form kommer att träffa såväl under som över den angivna höjden. Beräkningarna visar att för vid flera meteorologiska förhållanden kommer rökgasplymen att passera över den planerade byggnaden. Vid de tillfällen rökgasplymen träffar byggnaden sker detta med en höjd ovan mark på mellan 40 och 60 meter.

5.4 Spridningsberäkningar av luftföroreningar

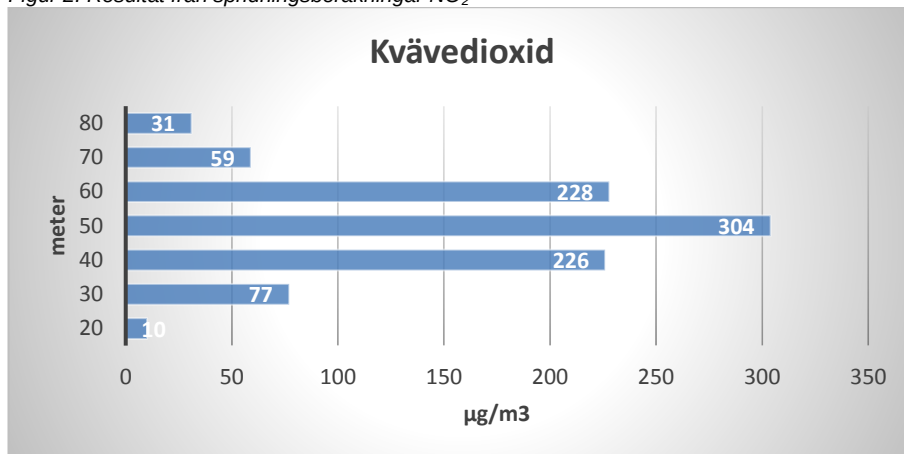
I tabell 6 sammanfattas de högst beräknade halterna vid den planerade byggnaden för kvävedioxid (NO_2) svaveldioxid (SO_2) och partiklar som PM_{10} .

Tabell 6. Resultat från spridningsberäkningarna, avser halter vid byggnaden av NO_2 , SO_2 och PM_{10}

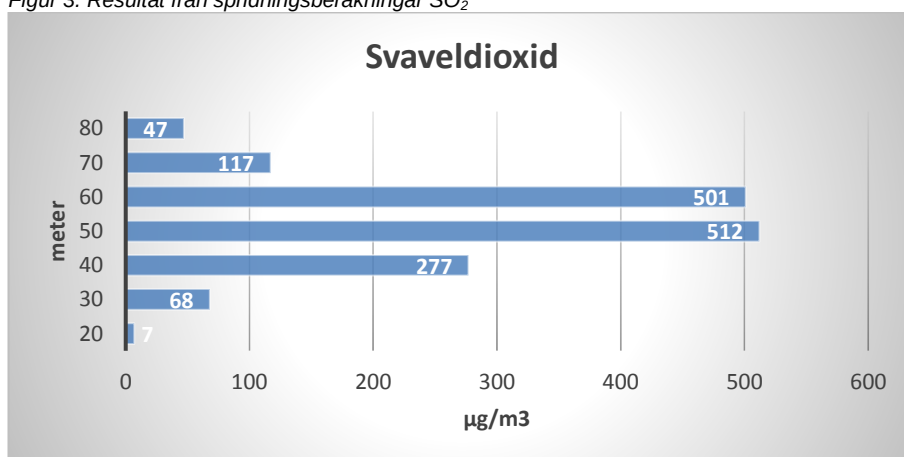
beräkningshöjd ovan mark	NO_2	SO_2	PM_{10}
20	10	7	4
30	77	68	37
40	226	277	137
50	304	512	260
60	228	501	254
70	59	117	58
80	31	47	29
Riktvärde	200	350	200

De högst beräknade halterna förekommer vid den planerade byggnaden med en höjd på ca 50 meter ovan marknivå se figur 2 till och med figur 4 (även bilaga, figur 41 – 58). Halterna för kvävedioxid överskrider miljö kvalitetsnormens värde på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, det samma gäller för svaveldioxid där de högst beräknade halterna överskrider miljö kvalitetsnormens värde på $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För partiklar som PM_{10} ligger halterna över $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket är ett värde som kan betraktas som en maximal godtagbar exponeringsnivå under en timma.

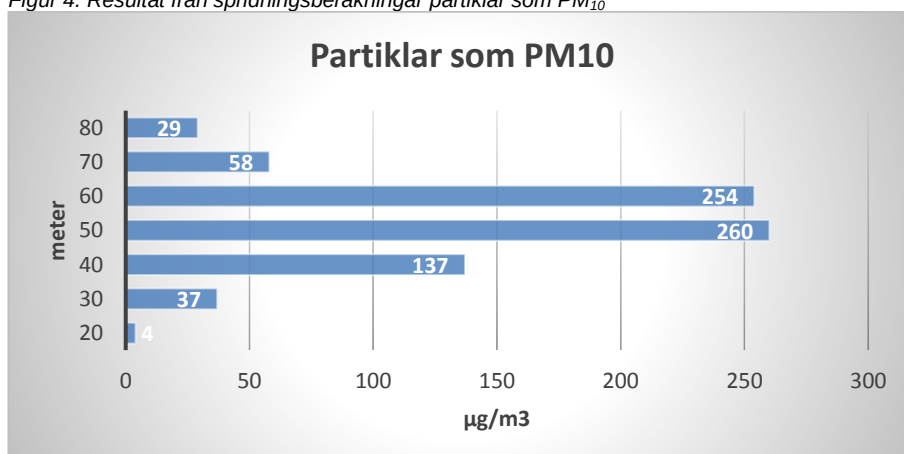
Figur 2. Resultat från spridningsberäkningar NO₂



Figur 3. Resultat från spridningsberäkningar SO₂



Figur 4. Resultat från spridningsberäkningar partiklar som PM₁₀



6 Diskussion av resultaten och möjliga åtgärder

Resultaten av beräkningarna visar att en rökgasplym kan träffa byggnaden genomsnittligt 335 timmar per år och en synbar rökgasplym kan träffa byggnaden genomsnittligt under 74 timmar per år. Vid höga relativa fukthalter i omgivningsluften kan synbarheten vara begränsad. Beroende på de meteorologiska förutsättningarna kan antalet tillfällen variera från ett år till ett annat.

För flera av de meteorologiska förhållandena som råder kommer rökgasplymen att passera över den planerade byggnaden. Vid de tillfällen rökgasplymen träffar byggnaden med förhöjda halter som följd sker detta mellan 40 och 60 meter ovan marknivå. Beroende på de meteorologiska förhållandena har rökgasplymen en varierande utsträckning i höjddled varför den i mer eller mindre utspädd form av och till även kan beröra såväl lägre som högre delar av byggnaden.

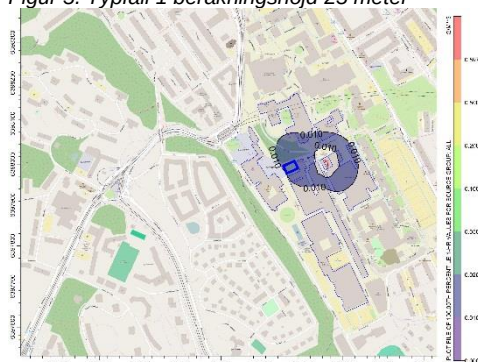
Åtgärder för att begränsa förhöjda halter och synbar rökgasplym vid den aktuellt planerade byggnaden är bland annat:

- Installation av en ny skorsten med en höjd som innebär att rökgasplymen passerar över byggnaden
- Installation av ytterligare reningsutrustning/avfuktning vid panncentralen
- Begränsa tid och effektutnyttjande för drift vid panncentralen
- Ej tillåta öppningsbara fönster och dörrar på byggnaden från höjden ca 30 meter ovan mark och uppåt

BILAGA

Figur 5 till och med figur 40 visar med
röd färg när rökgasplymen kan vara
synbar.

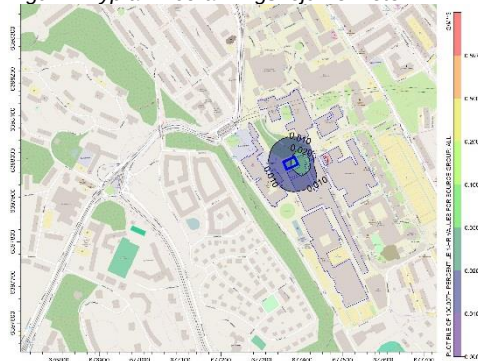
Figur 5. Typfall 1 beräkningshöjd 25 meter



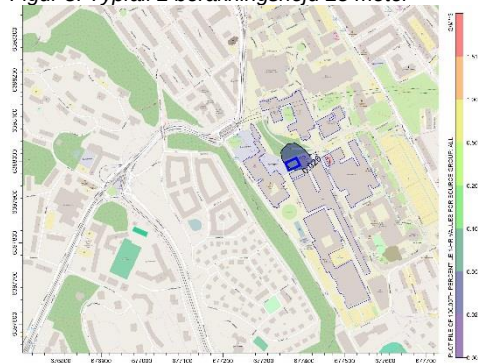
Figur 6. Typfall 1 beräkningshöjd 50 meter



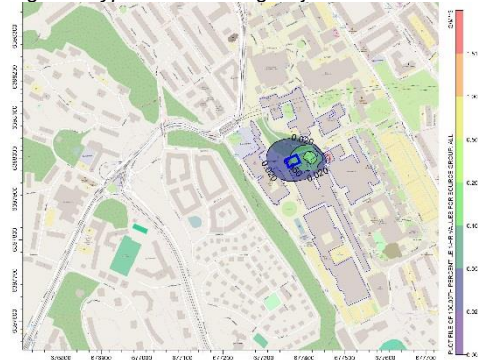
Figur 7. Typfall 1 beräkningshöjd 75 meter



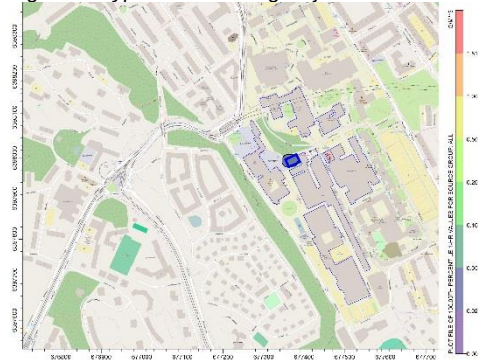
Figur 8. Typfall 2 beräkningshöjd 25 meter



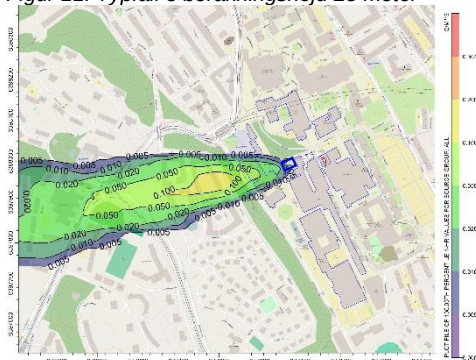
Figur 9. Typfall 2 beräkningshöjd 50 meter



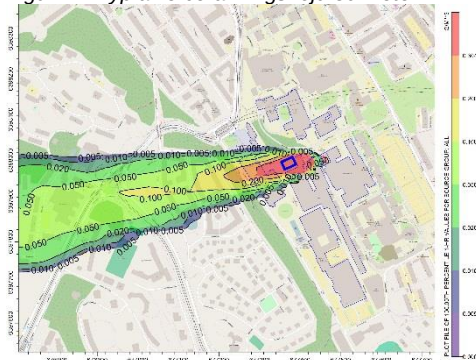
Figur 10. Typfall 2 beräkningshöjd 75 meter



Figur 11. Typfall 3 beräkningshöjd 25 meter



Figur 12. Typfall 3 beräkningshöjd 50 meter



Figur 13. Typfall 3 beräkningshöjd 75 meter



Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

Figur 14. Typfall 4 beräkningshöjd 25 meter



Figur 15. Typfall 4 beräkningshöjd 50 meter

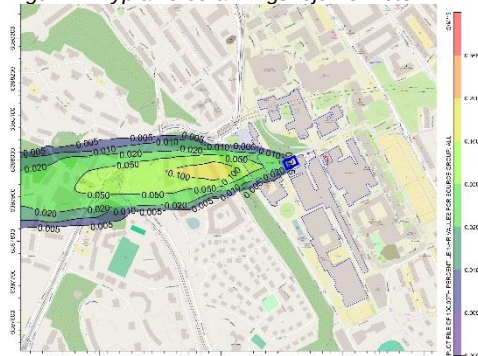


Figur 16. Typfall 4 beräkningshöjd 75 meter

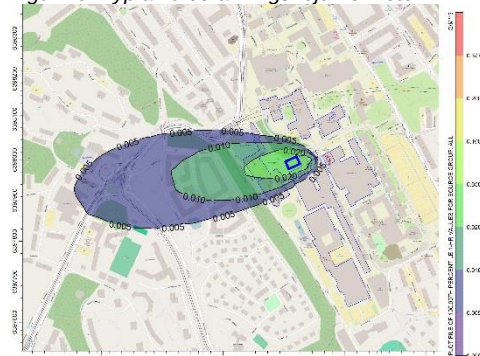


Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

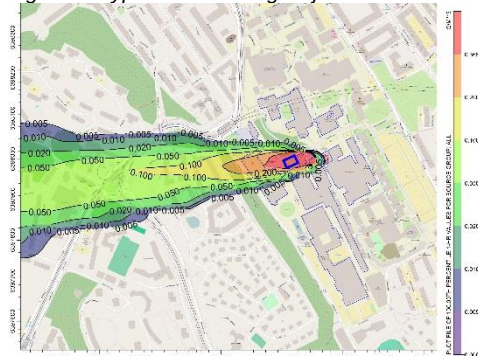
Figur 17. Typfall 5 beräkningshöjd 25 meter



Figur 20. Typfall 6 beräkningshöjd 25 meter



Figur 18. Typfall 5 beräkningshöjd 50 meter



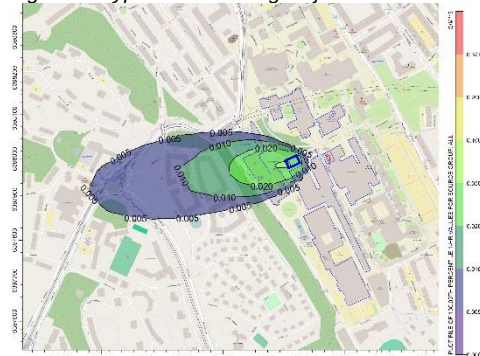
Figur 21. Typfall 6 beräkningshöjd 50 meter



Figur 19. Typfall 5 beräkningshöjd 75 meter



Figur 22. Typfall 6 beräkningshöjd 75 meter



Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

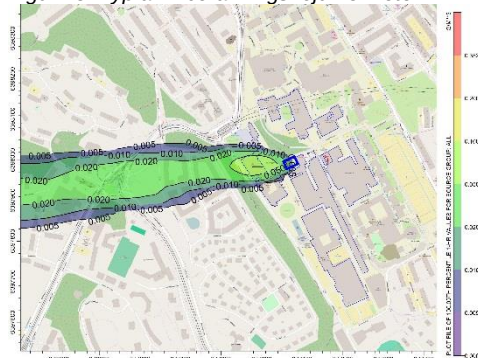
Figur 23. Typfall 7 beräkningshöjd 25 meter



Figur 24. Typfall 7 beräkningshöjd 50 meter

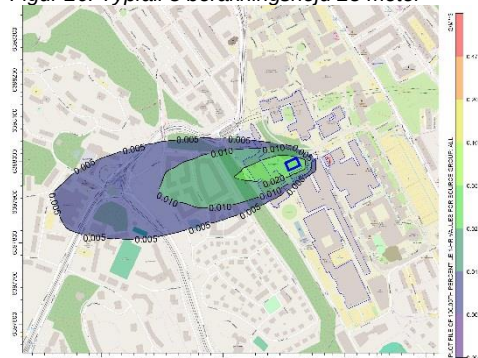


Figur 25. Typfall 7 beräkningshöjd 75 meter



Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

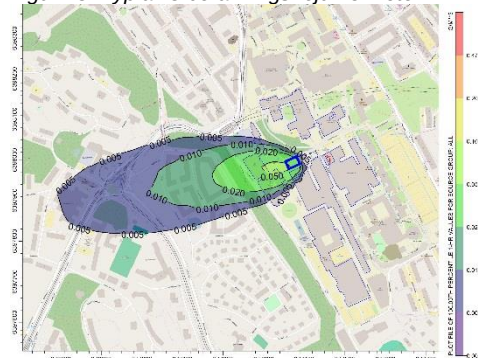
Figur 26. Typfall 8 beräkningshöjd 25 meter



Figur 27. Typfall 8 beräkningshöjd 50 meter



Figur 28. Typfall 8 beräkningshöjd 75 meter



Figur 29. Typfall 9 beräkningshöjd 25 meter



Figur 32. Typfall 10 beräkningshöjd 25 meter



Figur 30. Typfall 9 beräkningshöjd 50 meter



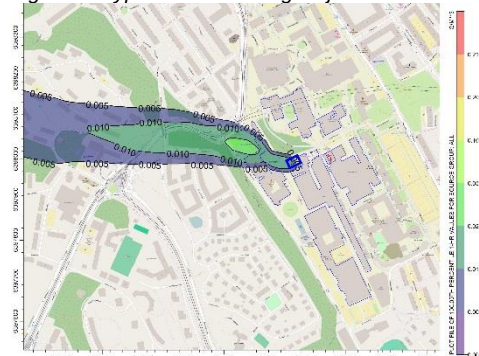
Figur 33. Typfall 10 beräkningshöjd 50 meter



Figur 31. Typfall 9 beräkningshöjd 75 meter



Figur 34. Typfall 10 beräkningshöjd 75 meter



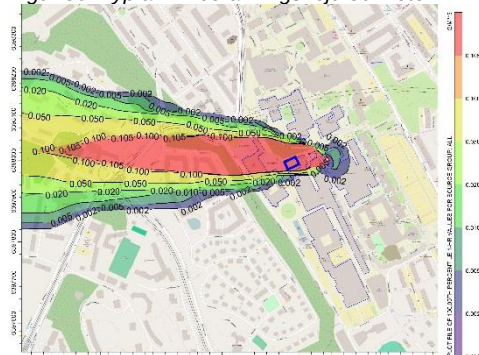
Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

Figur 35. Typfall 11 beräkningshöjd 25 meter



Figur 36. Typfall 11 beräkningshöjd 50 meter

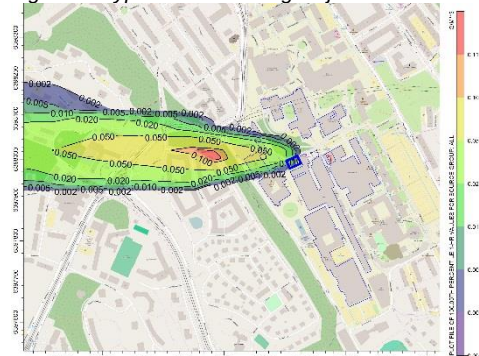


Figur 37. Typfall 11 beräkningshöjd 75 meter

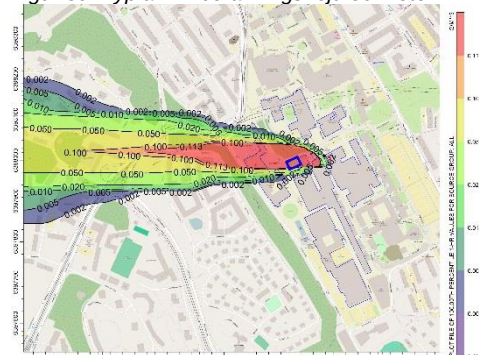


Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 och 75 meter.

Figur 38. Typfall 12 beräkningshöjd 25 meter



Figur 39. Typfall 12 beräkningshöjd 50 meter



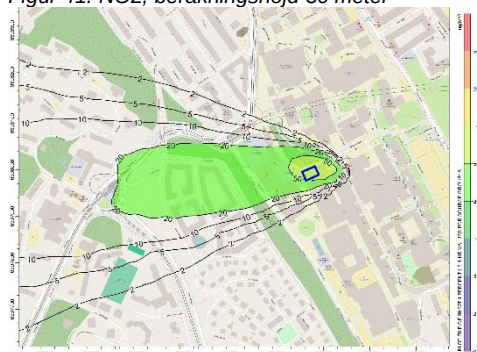
Figur 40. Typfall 12 beräkningshöjd 75 meter



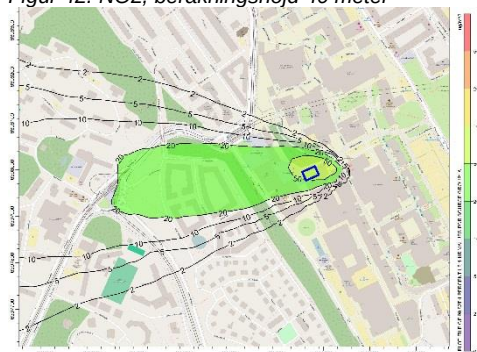
Synbar rökgasplym vid en beräkningshöjd på 50 meter.

Spridningsberäkningar kvävedioxid

Figur 41. NO₂, beräkningshöjd 30 meter



Figur 42. NO₂, beräkningshöjd 40 meter



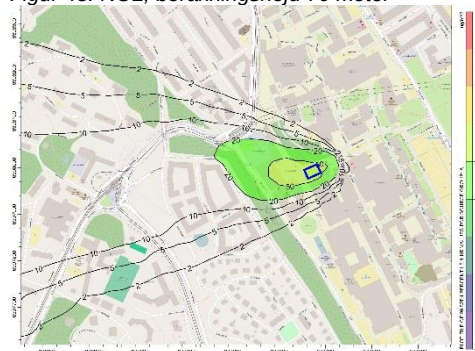
Figur 43. NO₂ beräkningshöjd 50 meter



Figur 44. NO₂, beräkningshöjd 60 meter



Figur 45. NO₂, beräkningshöjd 70 meter



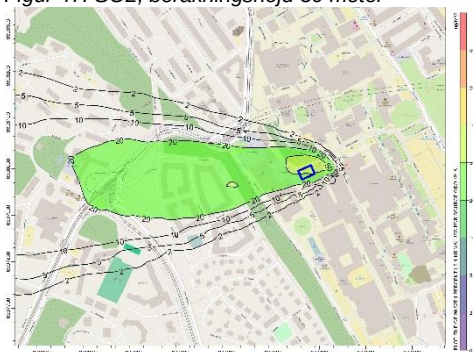
Figur 46. NO₂, beräkningshöjd 80 meter



De högst beräknade halterna vid byggnaden förekommer vid en beräkningshöjd på 50 meter.

Spridningsberäkningar svaveldioxid

Figur 47. SO₂, beräkningshöjd 30 meter



Figur 48. SO₂, beräkningshöjd 40 meter



Figur 49. SO₂, beräkningshöjd 50 meter



Figur 50. SO₂, beräkningshöjd 60 meter



Figur 51. SO₂, beräkningshöjd 70 meter



Figur 52. SO₂, beräkningshöjd 80 meter



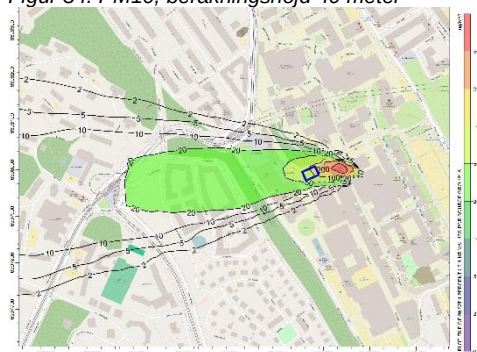
De högst beräknade halterna vid byggnaden förekommer vid en beräkningshöjd på 50 meter.

Spridningsberäkningar partiklar PM₁₀

Figur 53. PM₁₀, beräkningshöjd 30 meter



Figur 54. PM₁₀, beräkningshöjd 40 meter



Figur 55. PM₁₀, beräkningshöjd 50 meter



Figur 56. PM₁₀, beräkningshöjd 60 meter



Figur 57. PM₁₀, beräkningshöjd 70 meter



Figur 58. PM₁₀, beräkningshöjd 80 meter



De högst beräknade halterna vid byggnaden förekommer vid en beräkningshöjd på 50 meter.