

Spridnings- og depositionsberäkningar av aminer

Öresundskraft



Klient:	Öresundskraft	Datum:	09.02.2024
		Dokument ID:	36369-11
Titel:	Spridnings- og depositionsberäkningar av aminer	Status:	
Din referens:	Ann-Sofie Lindqvist	Slutlig utgåve	
Skapad av:	Dag Borgnes, Norsk Energi og Catheryn Price, Cambridge Environmental Research Consultants	Kontrollerad av:	Catheryn Price/Ingvild Austad Wiik

Sammanfatning

Öresundskraft planerar att installera koldioxidavskiljning vid Filbornaverket. Norsk Energi og Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) har utfört spridningsberäkningar av NO₂, samt spridnings- og depositionsberäkningar av nitrosaminer og nitaminer för utsläpp från koldioxidavskiljningsanläggningen. Modelleringen gjordes för en planerad förbränningskapacitet på 250 000 ton avfall per år.

Indata og antaganden, modellresultat og denna rapport (engelsk version) har granskats av CERC.

Modelleringen utfördes med CERC-modellen ADMS 6 med aminkemimodul. ADMS är en av de spridnings- og depositionsmodeller som rekommenderas av Gassnova (norska statliga företag för avskiljning og lagring av koldioxid). Gassnova rekommenderar också modellering av sjöars avrinningsområden för att uppskatta bidraget till dricksvattentäcker. English Environment Agency beskriver spridnings- og depositionsmodellering med ADMS i sitt rekommendationsdokument för bedömning og reglering av effekter på luftkvaliteten från aminbaserade anläggninger för avskiljning av koldioxid efter förbränning, men kräver inte att de sökande tar hänsyn till effekterna på dricksvattnet.

Öresundskraft har inga data om aminutsläpp från pilotanläggningen. Utsläppsdata från pilotanläggningen vid Klemetsruds avfallsförbränningsanläggning har använts i modellen.

Leverantör av CC-anläggning og absorbent är ännu inte bestämt. Modellering gjordes därför med en värsta tänkbara typ av absorbent, dvs absorbent med högst potential att reagera till nitrosaminer og nitaminer i atmosfären (piperazin med justerat förgreningsförhållande¹).

Norsk institutt for folkehelse (FHI) har publicerat riktlinjer som är baserade på riskuppskattninger av N-nitrosodimetylamin (NDMA). NDMA är en av de mest potenta og bäst undersøkte nitrosaminerna. Norsk institutt for folkehelse (FHI) anser att detta är ett konservativt tilleggagangssätt för den totala luftkoncentrationen. Om en amin med högre toxicitet utgör en betydningsfull andel av de totala utsläppen av dessa ämnen rekommenderer FHI att en ny risbedömning görs.

¹ Förgreningsförhållande är en översättning av branching ratio, vilket i det här fallet innebærer forholdende mellom hastigheten på aminoradikalbildende reaktionen og hastigheten på amin/OH-reaktionen

Det saknas kunskap om nitraminer, men ämnena i denna grupp anses generellt vara mindre cancerframkallande än nitrosaminerna enligt FHI. FHI skriver att NDMA:s riskuppskattning bör användas för den totala koncentrationen av både nitrosaminer och nitaminer i luft och vatten. Baserat på FHI-bedömningen är riktvärdena för summa nitrosaminer + nitaminer 0,3 ng/m³ för luftkoncentration och 4 ng/l för dricksvattenkoncentration.

Spridningsberäkningar med utsläppskoncentrationer 0,2 ppmvol amin och 0,58 viktprocent nitrosamin gav maximal koncentration av nitrosamin+nitramin i luften med 0,1 ng/m³ (ca. 1/3 av FHI:s riktvärde för luftkvalitet).

En del av nitrosaminerna och nitraminerna kommer att deponeras på marken och kan påverka koncentrationerna i dricksvattnet. Vattenskyddsområdet för Ramlösa grundvatten ligger ca 4,5 km söder om Filbornaverket. Åstorps grundvattenskyddsområde ligger ca 12 km nordost om Filbornaverket.

Högsta modellerade deposition av nitrosamin+nitramin var 0,00017 ng/m²/s vid Ramlösa.

Koncentrationen och depositionen av nitrosamin och nitramin i utvalda vattenskyddsområden kommer att användas som indata för NIVAs modellering av dricksvattenkoncentrationer.

Revisjonshistorikk

Rev.nr	Dato		Utført av	Kontrollert av
1	07.22.23	Slutlig utgåve 1	DB, CP	CP
2	12.01.24	Halverade aminutsläpp och meteorologiska data Helsingborg A	DB, CP	CP
3	18.01.24	Slutlig utgåve 2 Uppdaterad efter kommentarer från Ann-Sofie Lindqvist	DB	IAW
4	09.02.24	Slutlig utgåve 3 Text om vindriktning lagt til	DB	IAW

Innhold

1	INTRODUKTION	5
2	FILBORNAVERKET	5
3	BILDANDE AV NITROSAMIN OCH NITRAMIN	6
4	RIKTLINJER FÖR NITROSAMINER OCH NITAMINER I LUFT OCH DRICKSVATTEN	7
4.1	Det Norska Folkehelseinstituttet (FHI) riskbedömning och riktlinjer	7
4.2	UK Environment Agency, AQMAU:s rekommendationer.....	8
4.3	Riktvärden som används i bedömningen	9
5	UTSLÄPPSNIVÅER FÖR AMIN OCH NITROSAMIN – KLEMETSROD	10
6	ABSORBENTDATA	12
6.1	Absorbent för koldioxidavskiljning	12
6.2	Val av absorbent för beräkningarna.....	14
7	SPRIDNINGS- OCH DEPOSITIONSBERÄKNING	16
7.1	Metoder	16
7.1.1	Spridningsberäkningar for NO ₂	16
7.1.2	Spridnings- och depositionsberäkningar av aminer	16
7.2	Modellerings- och beräkningsunderlag och antaganden.....	18
7.2.1	Reaktionshastigheter och konstant som bestämmer varierande OH-koncentration	18
7.2.2	Byggnadsdata	19
7.2.3	Uppgifter om utsläpp	20
7.2.4	Bakgrundskoncentrationer	21
7.2.5	Terräng och ytjämnhet	22
7.2.6	Gridupplösning	22
7.2.7	Meteorologiska data	23
8	RESULTAT AV SPRIDNINGS- OCH DEPOSITIONSBERÄKNINGAR	25
8.1	Årliga NO ₂ -koncentrationer	25
8.2	Årliga koncentrationer av nitrosamin och nitramin.....	26
8.3	Luftkoncentration och deposition i vattenskyddsområden	27
8.3.1	Vattenskyddsområden	27
8.3.2	Modellerade lufthalter och depositions i vattenskyddsområdena	28
9	FORTSATT ARBETE	31
10	OSÄKERHET	31

1 Introduktion

Öresundskraft planerar att installera koldioxidavskiljning vid Filbornaverket. Spridnings- och depositionsberäkningar av aminer ska utföras som en del av arbetet med miljöbedömningsprocessen.

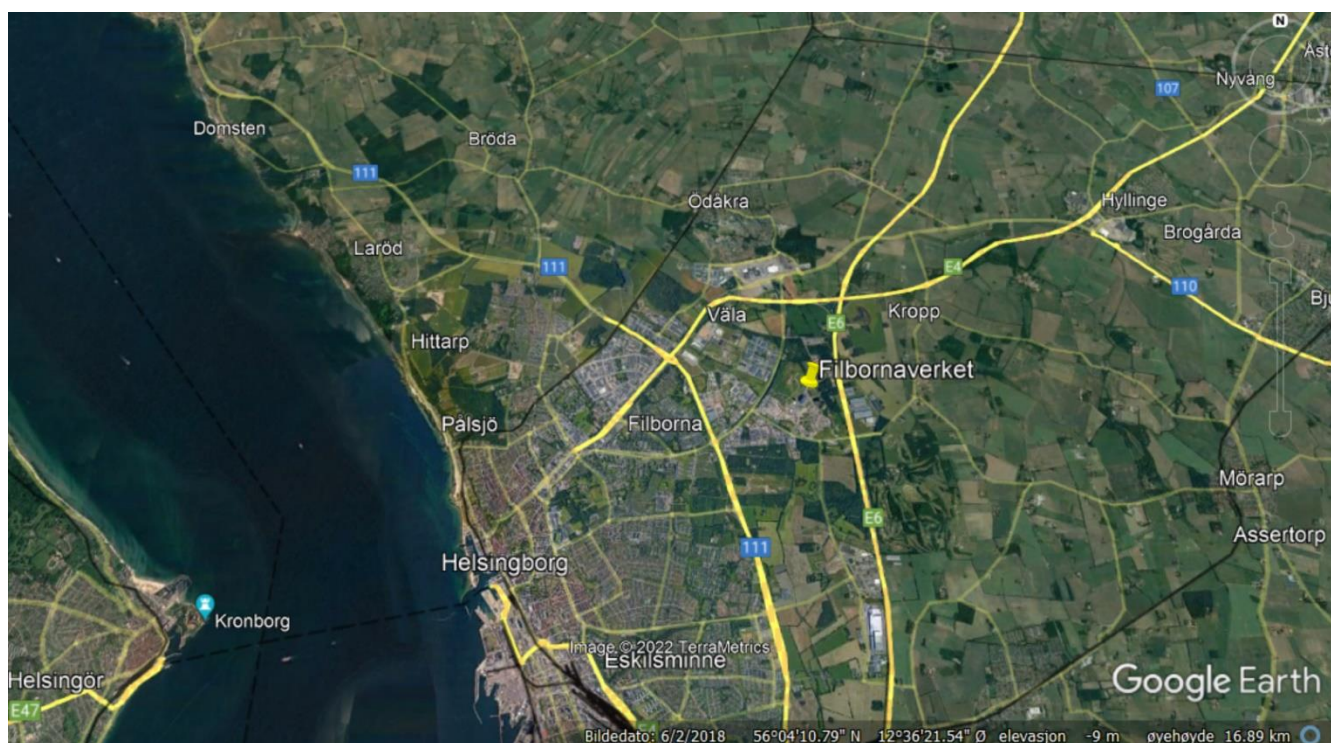
Norsk Energi och Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) har utfört modellering av nitrosaminer och nitraminutsläpp från den planerade koldioxidavskiljningsanläggningen. Modelleringen gjordes för en planerad förbränningskapacitet på 250 000 ton avfall per år.

Indata och antaganden, modellresultat och denna rapport (engelsk version) har granskats av CERC.

Öresundskraft har inga data om aminutsläpp från pilotanläggningen. Utsläppsdata från pilotanläggningen vid Klemetsruds avfallsförbränningsanläggning har använts i modellen. Leverantör av CC-anläggning och absorbent är ännu inte bestämt. Modellering gjordes därför med en värsta tänkbara typ av absorbent, det vill säga absorbent som har störst potential att reagera till nitrosaminer och nitaminer i atmosfären.

2 Filbornaverket

Filbornaverket ligger öster om Helsingborg, se figur nedan.



Figur 1 Lokalisering av Filbornaverket

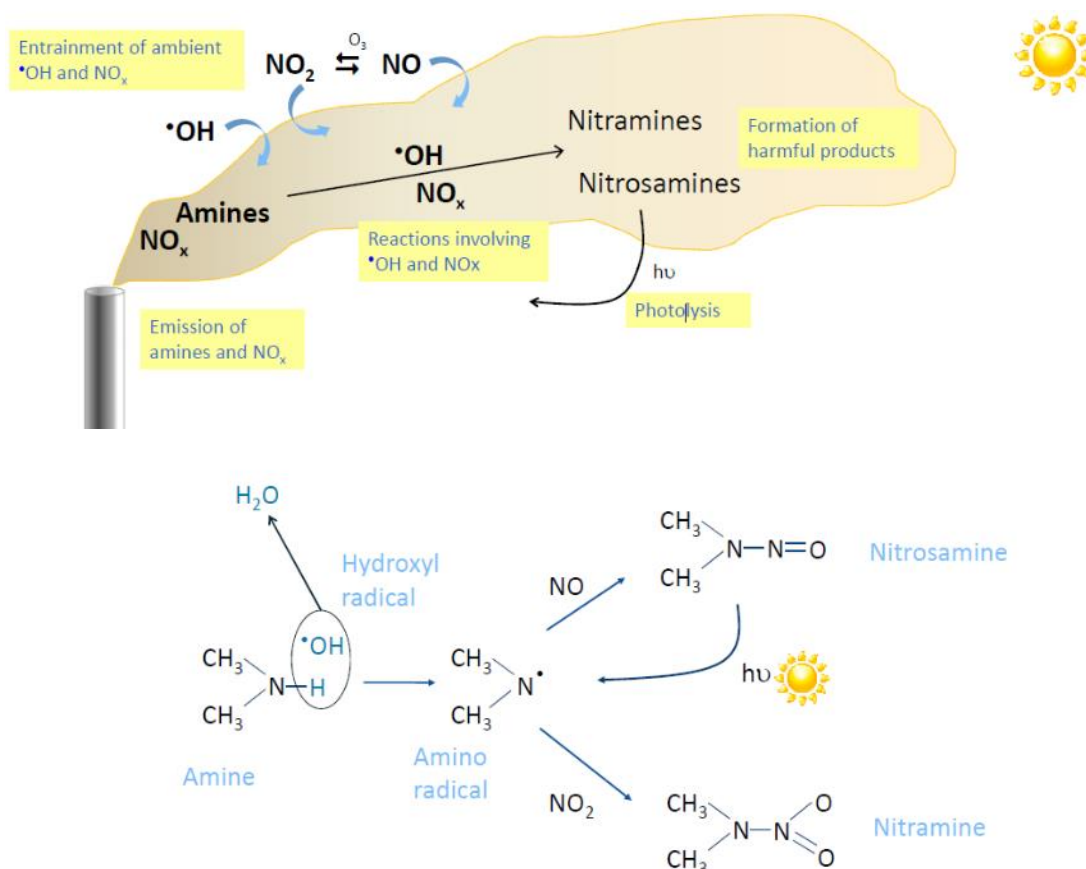
Pannans tillförda effekt är för närvarande cirka 85 MW, men det finns tillstånd för 90 MW tillförd effekt och förbränning av totalt 250 000 ton avfall per år. Öresundskraft planerar att installera koldioxidavskiljning vid Filbornaverket. Leverantör av CC-anläggning och absorbent ännu inte bestämt.

3 Bildande av nitrosamin och nitramin

En liten mängd av de aminer som används i koldioxidavskiljningsprocessen går förlorade och kan reagera till nitrosaminer och nitramin i skorstenen eller i atmosfären.

Hydroxylradikaler i atmosfären verkar för att abstrahera (ta bort) en väteatom från aminen. Platsen för den initiala attacken bestämmer vilken typ av ämne som bildas genom två separata reaktionsgrenar.

När H-atomen har avlägsnats från aminens kväveatom är nästa steg reaktionen med kväveoxid (NO) till nitrosamin och kvävedioxid (NO₂) till nitramin. Mängden nitrosamin och nitramin som bildas beror på mängden NO_x och förhållandet mellan NO och NO₂. Nitrosaminer reduceras genom fotolys. Figuren nedan visar en översikt över aminkemi och reaktionsvägar.



CERC

ADMS User Group Meeting 2021

Figur 2 Översikt över aminkemi, reaktionsvägar (från presentation av Catheryn Price, CERC. ADMS-User Group meeting 2021)

4 Riktlinjer för nitrosaminer och nitaminer i luft och dricksvatten

4.1 Det Norska Folkehelseinstituttet (FHI) riskbedömning och riktlinjer

Det Norska Folkehelseinstituttet (FHI) gav 2011 en riskbedömning och riktvärde för skydd av människors hälsa för nitrosaminer och nitaminer². FHI uppger att «Vi har inte arbetat med riskbedömning av nitrosaminer/nitaminer efter detta, och det som finns på hemsidan är därför våra senaste uppdateringar.»³

På hemsidan hittar vi följande sammanfattning (norsk sammanfattning översatt till svenska)⁴: «På uppdrag av Klimat- och föroreningsdirektoratet (Klif) har Norsk folkehelseinstitutt (FHI) fått i uppdrag att bedöma risken för potentiella hälsoskador i samband med utsläpp av aminer, nitrosaminer och nitaminer från koldioxidavskiljningsanläggningar. Som en del av detta begärde Klif en grundlig genomgång av den riskbedömning för nitrosodimetylamin (NDMA) i luft och vatten som utarbetats av utländska institutioner. Dessutom ville Klif att FHI skulle bedöma om det finns underlag för att ta fram luftkvalitetskriterier för NDMA. FHI har nu slutfört sin bedömning av risker relaterade till exponering för nitrosaminer och nitaminer.

Flera internationella institutioner har fastställt tolerabla risknivåer för cancerframkallande ämnen vid livslång exponering av befolkningen. Dessa nivåer ligger i intervallet 10^{-6} och 10^{-5} . Det innebär att man vid livslång exponering av halter som motsvarar gränsvärdet kan förvänta sig en ökning av cancerincidensen, som är mellan ett och tio extra fall per miljon invånare.

Nitrosaminer och nitaminer är grupper av ämnen som bildas genom nedbrytning av aminer. Även om det finns relativt lite data om hälsoeffekterna av många av dessa ämnen är det känt att ämnen i båda grupperna kan vara mycket cancerframkallande.

Bland nitrosaminerna är NDMA en av de mest potenta och bäst undersökta substanserna. NDMA används därför som underlag för att beräkna de koncentrationer av nitrosaminer och nitaminer som kan leda till en ökad risk för cancer i befolkningen. Koncentrationer av NDMA i dricksvatten som utgör försumbar eller minimal risk har tagits fram av flera institutioner (WHO, Health Canada, US EPA och California EPA), främst på grundval av en omfattande studie av Peto och medarbetare (1991a; 1991b).

Denna studie är mycket gedigen och väl lämpad för att beräkna risken för tumörutveckling i levern. Sannantaget varierade riskuppskattningarna från de olika myndigheterna inom en faktor 10. Baserat på tillgänglig information har FHI bedömt att Health Canadas riskuppskattning är ett välgrundat och konservativt förslag. En livslång användning av dricksvatten med 40 ng/l eller 4 ng/l NDMA kommer att leda till en ökad risk för cancer på 10^{-5} respektive 10^{-6} .

Riskuppskattningar för exponering genom luft fastställs endast av US EPA. Dessa är också baserade på dricksvattenstudien av Peto och medarbetare. FHI har därför beräknat de riskuppskattningar som gjorts av de andra dricksvattenmyndigheterna så att de gäller för luftkoncentrationerna. Konverteringen genomfördes i enlighet med rekommendationer från REACH (EU:s kemikalieförordningar). Dessutom har FHI använt en inhalationsstudie av Klein och medarbetare (1991) för att beräkna cancerrisken vid exponering för NDMA via luft. Denna studie tyder på att NDMA kan vara mer potent när det intas via inandning än genom dricksvatten. Jämfört med dricksvattenstudien använde inhalationsstudien få doser, med färre djur i varje exponerad grupp. Dessutom är rapporteringen av studien något ofullständig. Därför finns det vissa osäkerheter förknippade med resultaten av inhalationsstudien för Klein och medarbetare.

² <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2011/health-effects-of-amines-and-derivatives-associated-with-co2-capture.pdf>

³ E-postmeddelande från Marit Låg, FHI, daterat den 30 augusti 2019

⁴ <https://www.fhi.no/en/publ/2011/co2-capture-health-effects-of-amine/>

Baserat på data från dricksvattenstudien kommer en livslång exponering för en luftkoncentration på $0,3 \text{ ng/m}^3$ att orsaka en cancerrisk på 10^{-6} . Det vill säga, i en befolkning på 1 miljon som exponeras under hela livet kan ytterligare ett fall av cancer bli resultatet av denna exponering. Studien av Klein och medarbetare innebär en något högre risk än så. Sammantaget anser FHI att koncentrationen av NDMA i luft inte bör överstiga $0,3 \text{ ng/m}^3$.

FHI har också bedömt den cancerframkallande potentialen hos andra nitrosaminer som kan vara relevanta för koldioxidavskiljning. NDMA visade sig vara en av de mest potenta, och vi anser därför att det är konservativt om värdet av detta ämne används för att beräkna risken från den totala mängden nitrosaminer i luften, som sammantaget därför inte bör överstiga $0,3 \text{ ng/m}^3$. Det finns dock en nitrosamin som förmodligen är mer potent än NDMA, N-nitrosodietylamin (NDEA). Om NDEA utgör en betydande del av de totala utsläppen av dessa ämnen rekommenderar FHI att en ny riskbedömning görs.

När det gäller nitraminer finns det en stor kunskapsbrist, men ämnena i denna grupp anses generellt vara mindre cancerframkallande än nitrosaminerna. Studier visar dock att det mest kända nitraminet (N-nitrodimetylamin) är mycket cancerframkallande, men inte lika potent som NDMA. FHI rekommenderar därför att NDMA:s riskbedömning används även för nitraminerna. Detta måste betraktas som en försiktig riskbedömning som kommer att ge ett gott skydd för befolkningen. Om nitaminer upptäcks i betydande mängder i utsläpp kommer det att behövas mer kunskap för att FHI ska kunna göra en fullständig riskbedömning. Vid utsläpp från anläggningar för avskiljning av koldioxid rekommenderar FHI därför att NDMA:s riskbedömning bör användas för den totala koncentrationen av både nitrosaminer och nitaminer i luft och vatten.”

Baserat på FHI:s rekommendationer använde vi $0,3 \text{ ng/m}^3$ (summa nitrosaminer + nitraminer) som riktvärde för luftkvalitet och 4 ng/l som riktvärde för dricksvatten (summa nitrosaminer + nitraminer) i Klemetsruds spridnings- och depositionsmodelleringsprojekt⁵.

4.2 UK Environment Agency, AQMAU:s rekommendationer

Air Quality Modelling & Assessment Unit (AQMAU) vid UK Environment Agency har gett rekommendationer för bedömning och reglering av påverkan på luftkvaliteten från aminbaserade anläggningar för avskiljning av koldioxid efter förbränning⁶. I kapitel 4, Råd till tillsynsmyndigheter, finns EAL⁷ (Environmental Assessment Levels) för MEA och NDMA, se tabellen nedan.

Tabell 1 EAL (Environmental Assessment Levels) för MEA och NDMA

Förening	MEA	NDMA
Short-term EAL	$400 \text{ } \mu\text{g/m}^3$	ingen
Long-term EAL	$100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (24-timmarsmedelvärden)	$0,2 \text{ ng/m}^3$

Det finns inga EAL för andra nitrosaminer än NDMA, och inga nitramin EAL i AQMAU-rekommendationerna. I AQMAU-dokumentet anges följande: "Enligt vägledningen för riskbedömning av utsläpp till luft kan sökanden, om det inte finns någon miljöstandard eller EAL-standard för det ämne som bedöms, föreslå ett EAL med hjälp av den hierarki som ingår

⁵ <https://www.miljodirektoratet.no/hoeringer/2021/august-2021/fortum-oslo-varme-as-soker-om-etablering-av-karbonfangstanlegg/>

⁶ "AQMAU recommendations for the assessment and regulation of impacts to air quality from amine-based post-combustion carbon capture plants" AQMAU reference: AQMAU-C2025-RP01 AQMAU report date: November 2021

⁷ Om du överskrider dessa bedömningsnivåer kan du behöva vidta ytterligare åtgärder för att minska din påverkan på miljön

i samrådsdokumentet. För aminbaserade anläggningar för avskiljning av koldioxid efter förbränning måste sökanden vara transparent när det gäller absorbentens och nedbrytningsprodukternas kemiska sammansättning och föreslå EAL för varje ämne om de inte definieras, med motivering för att värdena är lämpliga. Utöver dessa redan etablerade regulatoriska processer för att utforma riskbedömningskriterier, när det anses lämpligt, rekommenderar vi att man använder följande för att effektivisera riskbedömningarna i takt med att erfarenheten ökar: ... Härledning av riskbaserade försiktighetsbedömningskriterier (t.ex. ett gränsvärde för nitrosaminer totalt och ett annat för nitraminer) eller metoder för grupperade ämnen, om dessa kan vara lämpliga och baserade på sunda kriterier."

AQMAU kräver inte att de sökande tar hänsyn till effekterna på dricksvattnet.

4.3 Riktvärden som används i bedömningen

Det är högst osannolikt att absorbent för koldioxidavskiljning innehåller dimetylamin, vilken kan leda till bildandet av NDMA, eller dietylamin, vilken kan leda till bildandet av NDEA, som troligen är mer potent än NDMA enligt FHI.

Även om dimetylamin (eller dietylamin) kan bildas på grund av nedbrytning av en annan amin som ingår i absorbenten, är det sannolikt att den mängd som släpps ut med rökgasen i en sådan situation är mycket lägre än den mängd piperazin som antas släppas ut i denna bedömning.

Baserat på FHI:s rekommendationer använder vi därför 0,3 ng/m³ (summa nitrosaminer+nitraminer) som riktvärde för luftkvalitet.

5 Utsläppsnivåer för amin och nitrosamin – Klemetsrud

I det här kapitlet sammanfattas amin- och nitrosaminutsläpp från test av koldioxidavskiljning på rökgaser från Klemetsrud avfallsförbränningsanläggning.

Klemetsruds avfallsförbränningsanläggning har tre förbränningslinjer. Linje K1 och K2 har SNCR (selektiv icke-katalytisk reduktion) för NO_x-reduktion, Ca(OH)₂ och aktivt kolinsprutnings- och textilfilter. Linje K3 har ESP (elfilter) skrubber och SCR (selektiv katalytisk reduktion) för NO_x-reduktion.

Pilotanläggningstestet beskrivs i artikeln "Performance of an amine-based carbon capture pilot plant at the Fortum Oslo Varme Waste to Energy plant in Oslo".⁸ Rökgaserna som testades i pilotanläggningen bestod av ca 23 % rökgas från K1, 23 % från K2 och 54 % från K3. Årsmedelvärdet för NO_x-koncentrationen för denna rökgasblandning var 43,9 mg/Nm³ NO och 1,2 mg/Nm³ NO₂.

Absorbenten som användes i pilotanläggningen var Shells DC103. De genomsnittliga aminutsläppen till luft låg långt under målet om en koncentration i rökgaserna på maximalt 0,4 ppm under testperioden. Avvikelse från detta observerades dock vid driftstörningar. Testerna gjordes både utan och med aerosolreducerande anordning (AMD). AMD hade försumbar effekt under normala rökgasförhållanden. Vid onormala gasförhållanden hjälpte AMD till att minska aminutsläppen. De första 2000 timmarna testades normala förhållanden. En av anledningarna till så mycket som 2000 timmar är att beräknad tid för nedbrytning av absorbenten är 1000-1500 timmar. Resultaten av aminutsläpp för de sista 500 timmarna av testet visas i tabellen nedan.

Tabell 2 Aminutsläpp under de sista 500 timmarna av den första testkampanjen för pilotanläggningen

	Enhet	Värde
Mål	ppmv	<0.4
500 timmars testperiod	ppmv	0.16
500 timmars testperiod exklusive fel på elfilter	ppmv	0.04

Från tabellen ser vi att testperioden på 500 timmar exklusive period med driftstörning av ESP (elfilter) hade utsläpp på 1/10 av målet. Under perioden med driftstörning av ESP hade linje K3 en stofthalt i rökgaserna på upp till 30 mg/Nm³. Under denna period ökade aminutsläppen avsevärt. Under normala perioder låg stofthalt i rökgaser från linje K3 långt under 5 mg/Nm³. Filbornaverket har våt rökgasrening, vilket ger en lägre risk för höga halter stoft i rökgaser till avskiljningsanläggningen. Endast den viktigaste och mest flyktiga aminen hade betydande utsläpp under utsläppsmätningsskampanjen. (Se kapitel 3.2.1 i dokumentet om provningen). Artikeln om testet nämner inte nitrosaminemissionsresultat.

⁸ Performance of an amine-based CO₂ capture pilot plant at the Fortum Oslo Varme Waste to Energy plant in Oslo, Norway Johan Fagerlund. International Journal of Greenhouse Gas Control Volume 106, March 2021, 103242 <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2020.103242>

Emissions- och rökgasdata använd i spridnings- och depositionsmodelleringen vid Klemetsrud

Tabellen nedan visar utsläppsdata som använts i spridnings- och depositionsmodelleringen vid Klemetsrud⁹.

Tabell 3 Data som använts i spridningsmodelleringen för Klemetsrud-anläggningen

	Enhet	95 % CO ₂ -avskiljning, Reheat
Avfallsmängd	ton/år	410000
Rökgasflöde	Nm ³ /h, torr, 11 % O ₂	298 838
Rökgastemperatur*	°C	65
Rökgasflöde	m ³ /h, våt	297 134
Utläppshastighet	m/s	13.6
Skorstenshöjd	m	80
NO _x -utsläpp (som NO ₂)	Nm ³ /h, torr, 11 % O ₂	56 (uppströms CC-anläggning)
NO _x -utsläpp (som NO ₂)	g/s	5.6
NO ₂ -halt	Volymprocent	0
Utläpp av amin Summan av alla aminer	ppmv, våt	max 0,2**
Andel aminer/nitrosaminer (skorsten)	vikt-%	99,42 vikt-% DC103, 0,58 vikt-% nitrosamin***
Nitraminmission (skorsten)	ppmv, våt	0****

*Återvärmning av rökgaser, vintertemperatur är 65 °C. På sommaren är temperaturen 80 °C

**För närvarande (med pilotanläggningen) har inga okända aminarter av betydelse (över 5 ppbv) upptäckts. Summan av alla aminer är baserad på proprietär information

***från NILU:s rapport 11/2018. E-post från Johan Fagerlund den 9 oktober 2019: "Tidigare (före Klemetsruds pilotanläggning alltså) försåg Shell UiO och NILU med sammansättningen av de utsläppta aminutsläppen som: 99,42 % Am1 och 0,58 % nitrosamin. Detta bör fortfarande användas för jämförelsefallet med NILU, men frågan är vad vi ska använda för de andra fallen eftersom pilotanläggningen bara har sett 100% Am1."

****0/Försumbar. Bekräftat med Shell 8 oktober enligt e-post från Johan Fagerlund, CCS Advisor, Partners Fortum

Det beräknade fallet med återvärmning av rökgaserna med koncentrationen 0,2 ppmvol amin och 0,58 vikt-% nitrosamin i rökgasen gav som resultat att den sammanlagda koncentrationen av nitrosamin och nitramin i luften understeg luftkvalitetsriktvärdet på 0,3 ng/m³. Vår grova uppskattning och NIVAs (Norsk institutt for vattenforskning) avrinningsområdesmodellering gav dricksvattenhalter nära dricksvattenriktvärdet. Andelen direkt emitterade nitrosaminer var 50-70 % av de totala nitrosaminerna i samtliga fall.

⁹ <https://www.miljodirektoratet.no/hoeringer/2021/august-2021/fortum-oslo-varme-as-soker-om-etablering-av-karbonfangstanlegg/>

6 Absorbentdata

6.1 Absorbent för koldioxidavskiljning

Den engelska miljömyndigheten har publicerat vägledningen "Post-combustion carbon dioxide capture: best available techniques (BAT)". Vägledningen baserades på en BAT-granskning för avskiljning av koldioxid vid nybyggnation och eftermontering efter förbränning¹⁰. Följande text är hämtad från kapitel 2.3.4 i BAT-granskningen:

“Solvent issues are covered in more detail in a report by the Scottish Environment Protection Agency (SEPA), last updated in 2015 (SEPA, 2015), from which the text below is taken: *‘Most reported work has concentrated on the use of 2-aminoethanol (often referred to as monoethanolamine, MEA). This solvent is normally used as a baseline when comparing the performance of other types of amine solvents or mixtures of solvents.*

Other alkanolamine compounds (either alone or in blended mixtures) have been proposed as carbon capture solvents include 2-(2-hydroxyethylamino)ethanol (often referred to as diethanolamine or DEA), 2-(2-hydroxyethyl(methyl)amino)ethanol (referred to as methyldiethanolamine or MDEA), 1-(2-hydroxypropylamino)propan-2-ol (referred to as diisopropanolamine or DIPA) and 2-(methylamino)ethanol (referred to as monomethylethanolamine or MMEA). Other amine compounds have also been investigated as potential carbon capture solvents including cyclic and glycol amines such as 2-amino-2-methyl-propanol (referred to as aminomethylpropanol or AMP), the cyclic compound 1,4-diethylenediamine (universally referred to as piperazine or PIPA [or PZ]) and 2-(2-aminoethoxy)ethanol (referred to as di-glycolamine or DGA). A wide range of other, more highly substituted alkanolamines and polyamines are also being investigated at the laboratory scale (Lepaumier et al 2009). Proprietary solvents and solvent mixes are also being developed however information on the composition of these solvents is in some cases confidential.’”

Tabell 2.1 i BAT-granskningen visar egenskaper för aminer som vanligtvis används i PCC-tillämpningar (Post Combustion Capture) och pilottester, se nedan.

¹⁰ Gibbins, J., Lucquiaud, M. (2021) BAT Review for New-Build and Retrofit Post-Combustion Carbon Dioxide Capture Using Amine-based Technologies for Power and CHP Plants Fuelled by Gas and Biomass as an Emerging Technology under IED for the UK, UKCCSRC Report, Ver.1.0, juli 2021. <https://ukccsrc.ac.uk/best-available-techniques-bat-information-for-ccs/>

Tabell 4 Klasser av aminer och relevanta egenskaper för PCC (tabell 2.1 i BAT-översynen)

(Sammanfattning för aminer i vattenlösning, som vanligtvis används i PCC-applikationer och pilottester, baserat på aminrelaterade referenser som citeras i denna recension)

Type of amine	Examples in use	Relevant characteristics for PCC
Primary	MEA	Widely used for other purposes, rapid kinetics, low CO ₂ capacity, moderate volatility and can form mists with aerosols, moderate to low stability and resistance to thermal degradation, pure material will not form stable nitrosamines, liquid at all relevant temperatures, easy to reclaim thermally. Proposed for use at increasing concentrations in water (now 35-40% w/w, was 30% w/w) to partially overcome lower CO ₂ loading capacity and hence higher regeneration energy requirements than secondary and tertiary amines/blends.
Secondary/ secondary blends	PZ Piperazine	Rapid kinetics, moderate CO ₂ capacity, lower volatility compared to MEA but can still form mist with aerosols, good thermal and oxidative stability, as secondary amine the pure material forms nitrosamines, can 'freeze' at lower temperatures so often used as an accelerator in blends with 'slower' amines, reported to be reclaimable thermally (Sexton, 2014) but limited practical evidence available at the time of writing.
	PZ + AMP blends	AMP is a sterically-hindered amine with higher capacity and PZ an accelerator in this blend. Non-proprietary version known as CESAR1, with public domain information available (e.g. Brúder, 2011). More toxic, rapid kinetics, high CO ₂ capacity, low volatility but can still form mist with aerosols, good thermal and oxidative stability, readily forms nitrosamines, limited published evidence on reclaimability to date, precipitation reported for CESAR1 blend at low flue gas temperatures (30°C vs 40°C) (Languille, 2021).
Tertiary/tertiary blends Good capacity but slow kinetics so used in blends	PZ + MDEA blends	PZ is an accelerator for the slower, tertiary amine MDEA in this blend. Rapid kinetics, high CO ₂ capacity, lower volatility than MEA but can still form mist with aerosols, good thermal and oxidative stability, forms nitrosamines, liquid at all relevant temperatures, may not be easily reclaimable thermally due to the difference between the boiling points of MDEA of 246.1°C and that of PZ of 146°C.

Aminen som används i pilotanläggningen i Klemetsrud (Shells DC103) består av tre cykliska aminer, etandiol och vatten, se tabellen nedan¹¹.

Tabell 5 Sammansättning/information om beståndsdelar, Shell Cansolv DC103

3. COMPOSITION/INFORMATION ON INGREDIENTS

Substance / Mixture : Mixture

Hazardous components

Chemical name	CAS-No.	Classification	Concentration [%]
Cyclic Amine (1)	Not Assigned	Eye Dam.1; H318	0.25 - <= 0.75
Cyclic Amine (2)	Not Assigned	Flam. Sol.1; H228 Skin Corr.1B; H314 Eye Dam.1; H318 Resp. Sens.1B; H334 Skin Sens.1B; H317 Repr.2; H361 Aquatic Acute3; H402	>= 1.75 - <= 2.25
Cyclic Amine (3)	Not Assigned	Acute Tox.4; H302 Skin Irrit.3; H316 Eye Dam.1; H318	>= 46 - <= 49
Ethanediol	107-21-1	Acute Tox.4; H302 STOT RE2; H373	<= 0.5
Water	7732-18-5		>= 48 - <= 52

For explanation of abbreviations see section 16.

En ny absorbent - en blandning av AMP (aminometylpropanol) och PZ (piperazin) (33 viktprocent AMP och 12 viktprocent PZ) har använts på PREEM.¹² En blandning av piperazin och AMP nämns också i BAT för PCC.

6.2 Val av absorbent för beräkningarna

Öresundskraft har inte beslutat om entreprenör för den planerade anläggningen för koldioxidinfångning vid Filbornaverket. Alla absorbenter som är lämpliga för rökgaser från en förbränningsanläggning kan vara tillämpliga, till exempel något av de absorbenter som skyddas av IP som Cansolv DC103, MHI KS-1 eller Aker S26. Data för IP-skyddade absorbenter är inte offentligt tillgängliga på grund av risken för att ett konkurrerande företag kan använda absorbentreceptet, vilket innebär att nödvändiga absorbentdata för spridningsberäkningar inte är tillgängliga.

För modellering och bedömning letar vi efter en värsta tänkbara typ av absorbent, det vill säga absorbent som har störst potential att reagera på nitrosaminer och nitaminer i atmosfären. Den viktigaste absorbentegenskapen är förmodligen amin/OH-reaktionshastigheten eftersom detta steg bestämmer den totala reaktionshastigheten. Förgreningsförhållande¹³ är också viktig. Högre värde för dessa parametrar resulterar i högre bildning av nitrosamin och nitaminer.

¹¹ <https://www.miljodirektoratet.no/hoeringer/2021/august-2021/fortum-oslo-varme-as-soker-om-etablering-av-karbonfangstanlegg-/Vedlegg 11>

¹² Preem CCS - Syntes av projektets viktigaste resultat och insikter. Chalmers tekniska högskola, februari 2022

¹³ Förgreningsförhållande är en översättning av branching ratio, vilket i det här fallet innebär förhållande mellan hastigheten på aminoradikalbildande reaktionen och hastigheten på amin/OH-reaktionen

Tabellen nedan visar amin/OH-reaktionshastigheter och förgreningsförhållande för piperazin, Klemetsrud-absorbent, AMP och MEA (rangordnat efter minskande amin/OH-reaktionshastighet).

Tabell 6 Amin/OH-reaktionshastigheter och förgreningsförhålland för piperazin, Klemetsrud-absorbent, AMP och MEA (rangordnad efter minskande amin/OH-reaktionshastighet)

Parameter	Parameter	Piperazin	Klemetsrud absorbent	AMP	MEA
Amin/OH reaktionshastighet	k1	2.8E-10**	2.50E-10*	2.8E-11***	1.6E-13
Förhållande mellan reaktionshastighet för aminoradikalbildande och reaktionshastighet för amin/OH-reaktion	k1a/k1	0,18**	0,37*		0.08

*Från Claus J. Nielsen: "Klemetsrud-Absorbent for modeller", bilaga till e-postmeddelande från Claus J. Nielsen 6 september 2019

** Experimental and Theoretical Study of the OH-Initiated Degradation of Piperazine under Simulated Atmospheric Conditions (Tan et al. 2021, <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.jpca.0c10223>)

***Theoretical evaluation of the fate of harmful compounds post emission. Claus J. Nielsen Dirk Hoffmann and Hartmut Herrmann

Från tabellen ovan kan vi se att piperazin har den högsta amin/OH-reaktionshastigheten, något högre än Klemetsrud absorbent, högre än AMP och mycket högre än MEA. Förgreningsförhållande för piperazin är lägre än för Klemetsrud-absorbent. För modelleringen använder vi därför piperazin med justerat förgreningsförhållande (justering från 0,18 till 0,4).

7 Spridnings- och depositionsberäkning

7.1 Metoder

Inledande spridningsberäkningar för NO₂ genomfördes för att hitta den värsta tänkbara platsen för koldioxidavskiljningsanläggningen.

Därefter genomfördes spridningsberäkning av nitrosaminer och nitaminer med meteorologiska data för värsta tänkbara år och sämsta tänkbara placering av koldioxidavskiljningsanläggningen.

7.1.1 Spridningsberäkningar för NO₂

Spridningsberäkningar för NO₂ har utförts med US EPA-modellen AERMOD. AERMOD är en avancerad gaussisk plymmodell. Byggnads- och terrängpåverkan samt påverkan av olika ytjämnheter kan beaktas.

Meteorologiska timdata (vindhastighet, riktning, omgivningstemperatur och observerat molntäcke) från en meteorologisk station används i modellen. Meteorologiska datamängder baserade på prognostiska meteorologiska data (WRF) kan också användas. AERMOD används i USA och flera andra länder som myndighetsgodkänd modell.

Atmosfärskemi ingår i allmänhet inte. Modellen har dock inkluderat förenklad NO_x-kemi (Plume Volume Molar Ratio Method (PVMRM), Ambient Ratio Method (ARM) och Ozone Limiting Method (OLM)).

Modellvalidering för AERMOD: <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod>

7.1.2 Spridnings- och depositionsberäkningar av aminer

AQMAU-vägledningen beskriver spridnings- och depositionsberäkningar av aminer med hjälp av ADMS med aminkemimodul. ADMS med aminkemimodul är också bland modeller som rekommenderas av Gassnova¹⁴. Depositionsdata kan användas som indata för modellering av sjö- och grundvattenavrinningsområden. Gassnova rekommenderar avrinningsområdesmodellering för att uppskatta bidraget till dricksvattentäkter.

Spridnings- och depositionsmodellering har utförts med CERC-modellen ADMS 6. ADMS används för en stor del av den regulatoriska modelleringen i Storbritannien, liksom av de viktigaste tillsynsmyndigheterna själva. Det används också i stor utsträckning för regleringsmodellering i många länder.

ADMS 6 är en avancerad gaussisk plymmodell. Påverkan av byggnader, terräng, variationer i ytjämnhet och torr- och våtdeposition kan modelleras. Modellen har en inbyggd meteorologisk förprocessor som möjliggör bearbetning av både sekventiella och statistiska data per timme.

¹⁴ Helgesen, L.I. og E. Gjernes: «[A way of qualifying Amine Based Capture Technologies with respect to Health and Environmental Properties](#)», Energy Procedia, Volum 86, Januar 2016, sida 239-251.

ADMS 6 omfattar atmosfärskemi, reaktion av NO med O₃, fotolys av NO₂ och aminkemi. Hastighetsuttrycken för aminkemi som används i modellen är följande:

1. Förlust av AMIN

$$\frac{d[AMINE]}{dt} = -k_1[AMINE][OH]$$

2. Produktion av aminoradikaler

$$\frac{d[RADICAL]}{dt} = k_{1\alpha}[AMINE][OH] + j_5[NITROSAMINE] - k_2[RADICAL][O_2] - k_3[RADICAL][NO] - k_4[RADICAL][NO_2]$$

3. Produktion av NITRAMIN

$$\frac{d[NITRAMINE]}{dt} = k_{4\alpha}[NO_2][RADICAL]$$

4. Produktion av nitrosamin

$$\frac{d[NITROSAMINE]}{dt} = k_3[RADICAL][NO] - j_5[NITROSAMINE]$$

Depositionsflödena för nitrosaminer och nitraminer beräknades genom modellering av våt och torr deposition av ett inert spårämne och användning av detta för att efterbehandla luftkoncentrationerna.

Depositionsparametrar är extremt viktiga för modellering av deposition, men specifika parametrar finns inte tillgängliga för nitrosaminer och nitraminer. För torrdeposition kördes föroreningen som «reaktiv gas» i ADMS. För våtdepositionskörningen tillämpades ADMS-standardvärden. Den torra depositionen kommer att vara proportionellt mot luftkoncentrationen och den våta depositionen kommer också att vara beroende av nederbörden. Nederbörds mängderna härleddes från meteorologiska data.

Metodiken beskrivs närmare i användarguider för ADMS 6 och aminkemi¹⁵.

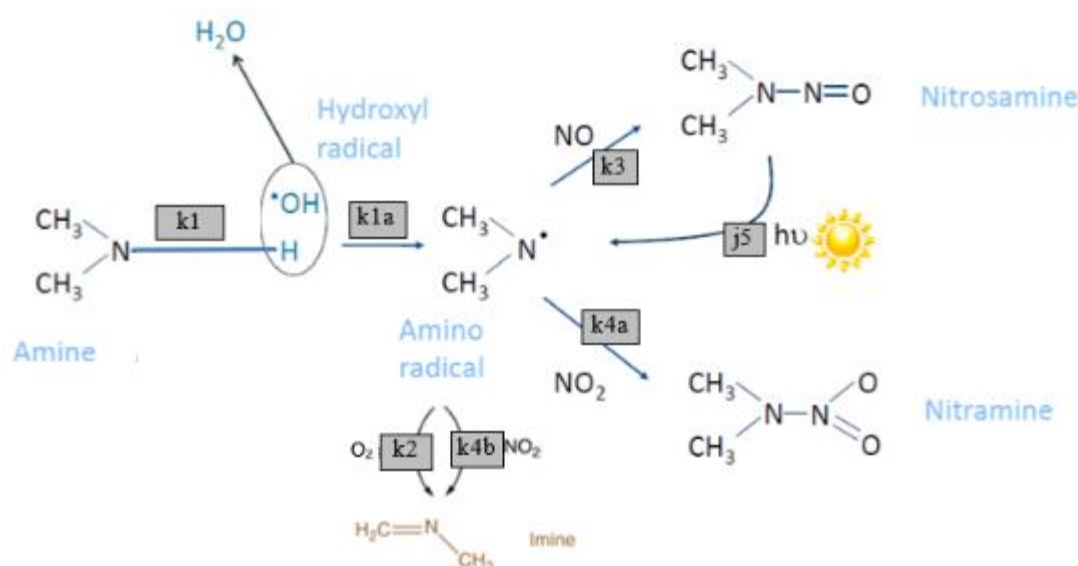
Modellvalidering för ADMS: <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/model-validation.html>

¹⁵ ADMS 6 User guide, Cambridge Environment Research Consultants, March 2023
ADMS 6 Amine Chemistry Supplement, Cambridge Environment Research Consultants, March 2023

7.2 Modellerings- och beräkningsunderlag och antaganden

7.2.1 Reaktionshastigheter och konstant som bestämmer varierande OH-koncentration

Värden för reaktionshastighetskonstanterna behövs för aminkemimodelleringen. Figuren nedan visar aminreaktionsvägar med hastighetskonstanterna i grå rutor.



Figur 3 Aminreaktionsvägar med hastighetskonstanterna i grå rutor

Tabellen nedan listar reaktionshastighetskonstanter och andra konstanter som behövs för aminmodelleringen. Reaktionshastighetsdata är baserade på piperazin med justerat förgreningsförhållande.

Tabell 7 Reaktionskonstanter och andra konstanter som behövs för aminmodelleringen. Reaktionshastighetsdata är baserade på piperazin med justerat förhållande mellan reaktionshastighet för aminoradikalbildande och reaktionshastighet för amin/OH-reaktion

Parameter	Parameter		Enhet	Data för ADMS	Enhet
Amin/OH reaktionshastighet konstant	k1	2.80E-10*	$\text{cm}^3\text{molekyl}^{-1}\text{s}^{-1}$	7	$\text{ppb}^{-1}\text{s}^{-1}$
Konstant aminoradikal/ O_2 -reaktionshastighet	k2	3.18E-20**	$\text{cm}^3\text{molekyl}^{-1}\text{s}^{-1}$	7.95E-10	$\text{ppb}^{-1}\text{s}^{-1}$
Hastighetskonstant för bildning av nitrosamin	k3	9.54E-14**	$\text{cm}^3\text{molekyl}^{-1}\text{s}^{-1}$	2.39E-03	$\text{ppb}^{-1}\text{s}^{-1}$
Hastighetskonstant för bildning av nitramin	k4a	3.18E-13**	$\text{cm}^3\text{molekyl}^{-1}\text{s}^{-1}$	7.95E-03	$\text{ppb}^{-1}\text{s}^{-1}$
Konstant reaktionshastighet för aminoradikal/ NO_2	k4	4.13E-13**	$\text{cm}^3\text{molekyl}^{-1}\text{s}^{-1}$	1.03E-02	$\text{ppb}^{-1}\text{s}^{-1}$
Förgreningsförhållande	k1a/k1			0.4***	
Förhållandet mellan $j(\text{nitrosamin})$ och $j(\text{NO}_2)$	j_5/j_{NO_2}			0.34**	
Konstant för OH-koncentrationsberäkningar	c			9.79E-04 ****	s
Syrekoncentration i atmosfären				209406000	ppb

* Experimental and Theoretical Study of the OH-Initiated Degradation of Piperazine under Simulated Atmospheric Conditions

(<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.jpca.0c10223>)

**Baserat på data från Claus J. Nielsen et al.: "Atmospheric chemistry and environmental impact of the use of amines in carbon capture and storage (CCS)", Chem. Soc. Rev., 2012, 41, 6684–6704

***Justerat från 0,18 till 0,4 för worst case-modellering

****2021

Hydroxylradikalkoncentrationen [OH] modelleras med ekvationen

$$[OH] = c[O_3]j_{NO_2}$$

Konstanten c som bestämmer den timvarierande OH-koncentrationen har beräknats baserat på årsmedelvärdet av OH- och ozonkoncentrationer och j_{NO_2} . Medelvärdet för O_3 baserades på uppmätta halter. Genomsnittlig j_{NO_2} (fotodissociationshastighet av NO_2 av solljus) härleddes från meteorologiska data (inkommande solstrålning).

Medelvärdet för OH-koncentrationen är cirka 7×10^5 molekyler/cm³ vid Filbornaverkets latitud^{16,17}

7.2.2 Byggnadsdata

Figuren nedan visar Filbornaverket.

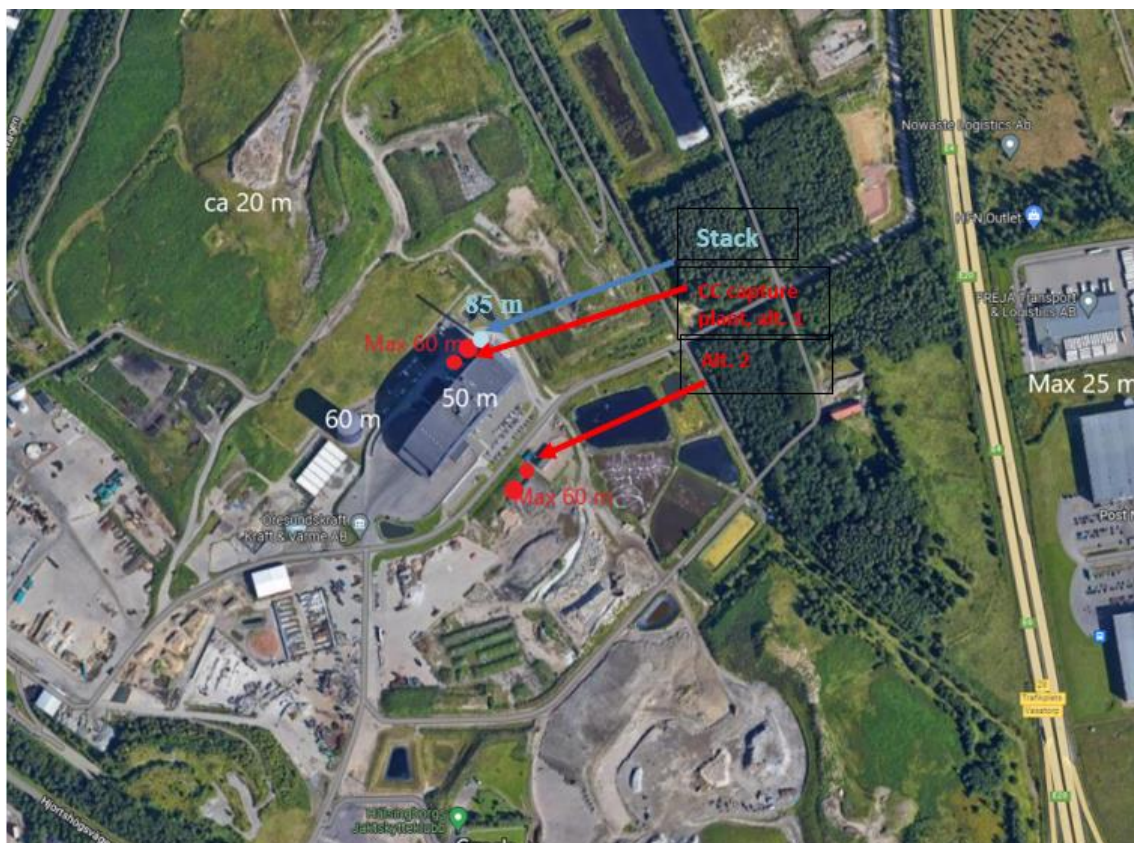


Figur 4 Filbornaverket

Figuren nedan visar Filbornaverket med planerad koldioxidavskiljning (två alternativa platser). Skorstens- och byggnadshöjder som används i modellen visas också i figuren.

¹⁶Global tropospheric hydroxyl distribution, budget and reactivity <https://acp.copernicus.org/articles/16/12477/2016/acp-16-12477-2016.pdf>

¹⁷Trends in global tropospheric hydroxyl radical and methane lifetime since 1850 <https://acp.copernicus.org/articles/20/12905/2020/acp-20-12905-2020.pdf>



Figur 5 Filbornaverket med planerad koldioxidavskiljning (två alternativa platser). Skorstens- och byggnadshöjder som används i modellen

7.2.3 Uppgifter om utsläpp

Filbornaverket har tillstånd att förbränna totalt 250 000 ton avfall per år.

I tillståndet finns villkor om att utsläpp av NO_x får uppgå till maximalt (årsmedelvärde) 105 mg/Nm^3 vid 11 % O_2 . NO_2 -andelen är normalt ca 2%.

Skorstenshöjden är 85 meter. Rökgasutloppstemperaturen är $65 \text{ }^\circ\text{C}$ (utan rök-gaskondensering) och 54 (med rök-gaskondensering) (temperaturer utan koldioxidavskiljning (CC)). Tabellen nedan visar rök-gasdata för spridningsmodelleringen baserat på data från Öresundskraft och våra förslag på aminutsläpp baserat på data från Klemetsruds pilotanläggning.

Tabell 8 Data for spridningsberäkningar vid Filbornaverket

	Enhet	Utan CC	Med CC
Installerad effekt	MW	90	90
Maximal mängd avfall	ton/år	250 000	250 000
Skorstenshöjd	m	85	85
Skorstensdiameter	m	1.8	1.8
Drifttid	h/år	8 760	8 760
Rökgasflöde	Nm ³ /h, torr	142 015	143 711
	Nm ³ /h, våt	163 800	154 031
	m ³ /h, våt	196 200	176 600
O ₂	Volymprocent, våt	6.3	8.9
	Volymprocent, torrsubstans	7.3	9.5
Rökgastemperatur, kondensor i drift	°C	54	40
H ₂ O, rökgaskondensor i drift	Volymprocent	13.3	6.7
Rökgasens hastighet	m/s	21.4	19.3
NO _x (som NO ₂)	mg/Nm ³ , 11 % O ₂	105	105
	g/s	5.7	4.8
NO ₂ -halt	Volymprocent	2	0*
Utsläpp av amin Summan av alla aminarter	ppmv, våt		max 0,2
	g/s		0.0327
Andel aminer/nitrosaminer (skorsten)	vikt-%		99,42 vikt-% piperazin, 0,58 vikt-% nitrosamin*
Utsläpp av nitrosamin	g/s		0.00019
Nitraminmission (skorsten)	ppmv, våt		0*

*Samma som Klemetsruds spridningsberäkningar

Anläggningen för koldioxidavskiljning kommer att resultera i sänkt utloppstemperatur och minskad rökgasvolym och högre koncentration av NO_x. NO_x-koncentrationen antas fortfarande ligga inom det tillåtna årsmedelvärdet på 105 mg/Nm³. NO₂ antas absorberas i anläggningen för avskiljning av koldioxid (samma antagande som gjordes i Klemetsruds spridningsmodellering).

7.2.4 Bakgrundskoncentrationer

NO_x, NO₂ och O₃

För aminspridningsberäkningarna behöver vi timvisa bakgrundsvärden av NO_x, NO₂ och O₃, alla från samma mätstation. Vid mätstationen Helsingborg Norr finns timvisa urbana bakgrundsdata av NO₂ och O₃, inte NO_x. Stationen Helsingborg Norr använder sträckmätning 25 m över gatan.

Bakgrundsvärden för NO_x, NO₂ och O₃ för 2018, 2019, 2020, 2021 och 2022 fanns tillgängliga från mätstationen på Malmö Rådhus (urban bakgrund mätt vid tak 20 m över mark). Malmö ligger ca 50 km syd/sydost om Helsingborg. Värdena för 2020 påverkades av Covid-19-restriktioner, därför fick vi data för 2018, 2019, 2021 och 2022.

Tabellen nedan visar årsmedelvärde av NO_x, NO₂ och O₃ på Malmö Rådhuset samt NO₂ och O₃ på Helsingborg Norr för jämförelse.

Tabell 9 Årsmedelvärde av NO_x , NO_2 och O_3 Malmö Rådhuset. NO_2 och O_3 Helsingborg Norr¹⁸

	NO _x som NO ₂ (µg/m ³)	NO ₂ (µg/m ³)		O ₃ (µg/m ³)	
	Malmö Rådhuset	Malmö Rådhuset	Helsingborg Norr	Malmö Rådhuset	Helsingborg Norr
2018	15	12	16	60	59
2019	12	10	16	60	60
2021	12	9	12,6	52	52,5
2022	10	8	12,2	50	50,6

För aminmodelleringen måste vi använda data från Malmö Rådhuset på grund av behovet av NO_x -, NO_2 - och O_3 -data i modellen. Som framgår av tabellen ovan är NO_2 -medelvärdena betydligt högre vid mätstationen Helsingborg Norr än vid Malmö Rådhuset. Högre NO_2 -koncentration kan orsaka högre nitraminbildning i atmosfären. Huvudformationen kommer att uppstå nära skorstenens utlopp mer än 85 m över marken, och därför högt över och långt från väggkällor. Detta innebär att NO_2 -koncentrationen vid Filbornaverket sannolikt är lägre än både Malmö Rådhus och Helsingborg Norrs bakgrundsdata, som därmed bedöms representera konservativa NO_2 -data.

Nitrosaminer och nitaminer

Bakgrundskoncentrationer är inte tillgängliga.

7.2.5 Terräng och yttjämnhet

AERMOD-modellering har utförts utan (platt) terräng. Meteorologiska data för NO_2 -modelleringen (AERMOD) baserades på yttjämnhetsvärden för 12 sektorer.

Nitrosamin- och nitraminmodellering (ADMS) har utförts utan (platt) terräng. Yttjämnheten valdes till 0,1 för den meteorologiska dataplatsen och 0,5 för källplatsen.

7.2.6 Gridupplösning

Gridupplösningen för NO_2 -modellering (AERMOD) är 50 m.

Gridupplösningen för nitrosamin- och nitraminmodellering (ADMS) är 100 m.

¹⁸ [arsrapport-2022-luftmatningar-i-helsingborg.pdf](#)

7.2.7 Meteorologiska data

Det finns meteorologiska mätdata vid mätstationen Helsingborg A ca. 4,5 km söder om Filbornaverket, se figuren nedan.



Figur 6 Filbornaverket och mätstationen Helsingborg A

Modellen använder meteorologiska timdata för *ett* år. Vi vill använda data från ett av de senaste åren med flest timmar med vind mot drickvattenstäckerna. Sydvästliga vindar (ca. 240-250 grader) för plymen mot Åstorp's vattenskyddsområde. Vind från norr (ca. 350-10 grader) transporterar plymen mot vattenskyddsområdet för Ramlösa Hälsobrunn. Vi har utvärderat vindriktningsdata för åren 2018-2022 och perioden 01.08.1995-01.08.2023, se tabellen nedan.

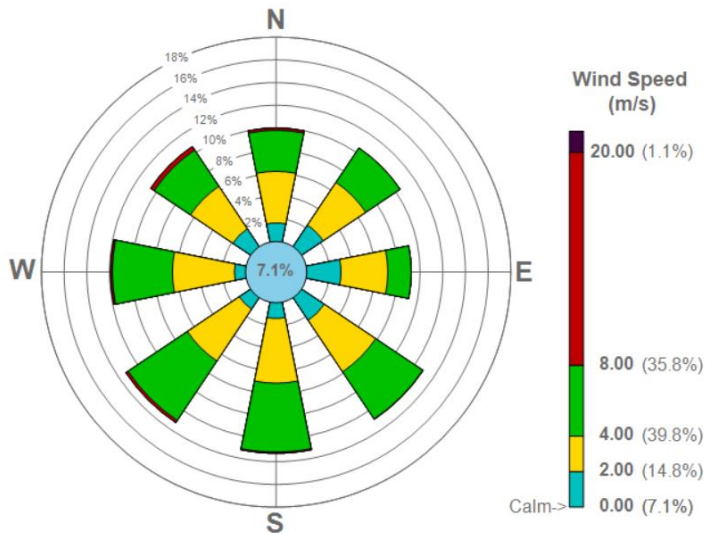
Tabell 10 Antal timmar per år med vindriktning mot Åstorp och Ramlösa

År	Åstorp	Ramlösa
	Vindriktning 240-250 grader	Vindriktning 350-10 grader
	Antal timmar per år	Antal timmar per år
2018	237	562
2019	298	1442
2020	359	633
2021	336	1053
2022	327	750
2018-2022	311	888
01.08.1995-01.08.2023	330	742

Tabellen ovan visar att 2020 hade flest vindtimmar mot Åstorp och 2019 hade flest vindtimmar mot Ramlösa. 2021 hade 336 timmar med vind mot Åstorp. Det är något lägre frekvens än i 2020, men något högre än under periodene 2018-2022 och 01.08.1995-01.08.2023. Vindriktningen mot Ramlösa inträffade 1053 timmar under 2021. Detta är lägre frekvens än 2019, men högre än under periodene 2018-2022 och 01.08.1995-01.08.2023.

Vi väljer därför meteorologiska data för 2021 i beräkningarna.

Figuren nedan visar vindros för Helsingborg A för år 2021.



Figur 7 Vindros Helsingborg A

Vindrosen visar ca. 10 % vind från norr och 13-14 % från sydväst.

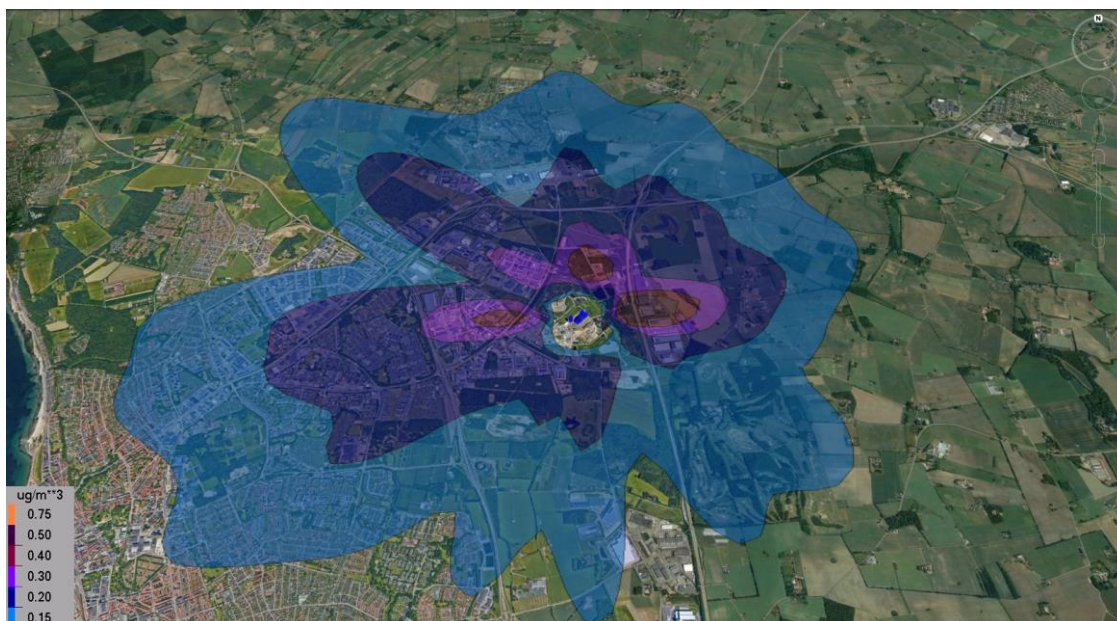
I depositionsberäkningarna behövs nederbördsdata. Nederbörden i Helsingborg var 716 mm i 2021. Normal nederbörd (1991-2020) var 666 mm¹⁹.

¹⁹[Nederbörd | SMHI](#)

8 Resultat av spridnings- och depositionsberäkningar

8.1 Årliga NO₂-koncentrationer

Modellering av årliga NO₂-koncentrationer med 2021 års meteorologi användes för att analysera vilket placeringsalternativ (placeringsalternativ 1 eller placeringsalternativ 2) för koldioxidavskiljningsanläggningen som ger sämst spridning. Figuren nedan visar resultat för lägesalternativ 1 och alternativ 2.



Alternativ 1 för lokalisering av anläggning för koldioxidavskiljning



Alternativ 2 för lokalisering av anläggning för koldioxidavskiljning

Figur 8 Årliga NO₂-bidrag (allt NO i utsläppet antas vara oxiderat NO₂). Lokalisering av anläggningen för koldioxidavskiljning, alternativ 1 och 2

Modellresultaten visade att placeringsalternativ 1 (nära det nordöstra hörnet av avfallsförbränningsanläggningen) ger sämst spridning.

8.2 Årliga koncentrationer av nitrosamin och nitramin

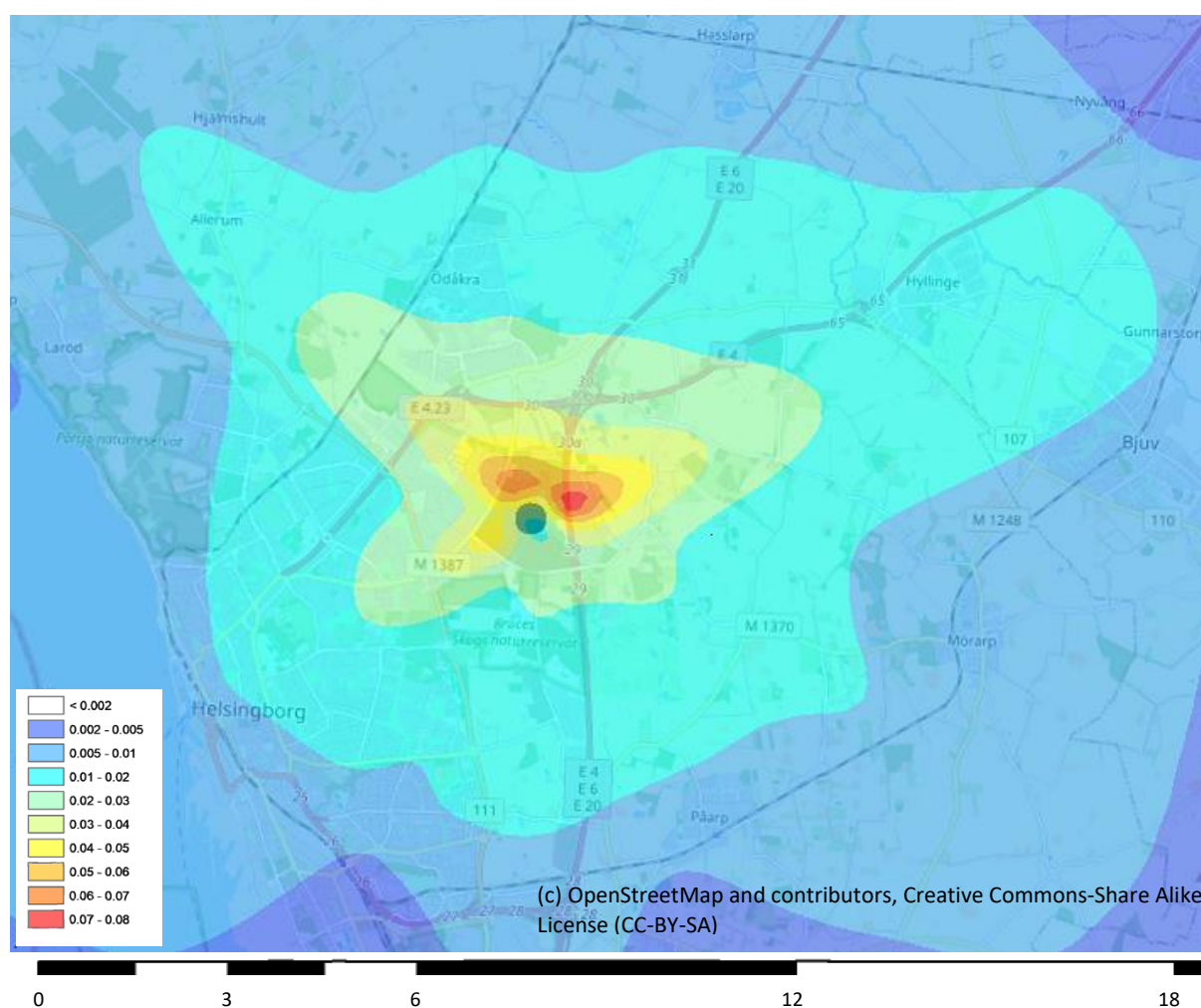
Tabellen nedan visar maximala årliga bidrag till nitrosamin- och nitraminkoncentrationer.

Tabell 11 Högsta årliga bidrag till nitrosamin- och nitraminkoncentrationen

	Högsta årliga koncentration (ng/m ³)
Nitrosamin	0.057
Nitramin	0.045
Nitrosamin + nitramin	0.099*

*Maximal summa nitrosamin + nitramin förekommer på annan plats än maximal nitrosamin och maximal nitramin

Den modellerade koncentrationen av nitrosamin+nitramin var ca. 0,1 ng/m³, vilket är 1/3 av FHI:s riktvärde för luftkvalitet. Figuren nedan visar konturdiagram över maximala årliga bidrag till nitrosamin+nitraminkoncentrationer.



Figur 9 Årliga bidrag till nitrosamin+nitraminkoncentrationen (ng/m³). Alternativ 1 för avskiljningsanläggning för koldioxid (nära avfallsförbränningsanläggningens nordöstra hörn)

8.3 Luftkoncentration och deposition i vattenskyddsområden

En del av nitrosaminerna och nitraminerna kommer att deponeras på marken och kan påverka koncentrationerna i dricksvattnet. Koncentrationen och depositionen av nitrosamin och nitramin i de mest påverkade vattenskyddsområdena kommer att användas som indata till NIVAs (Norsk institutt for vannforskning) modellering av dricksvattenkoncentrationer.

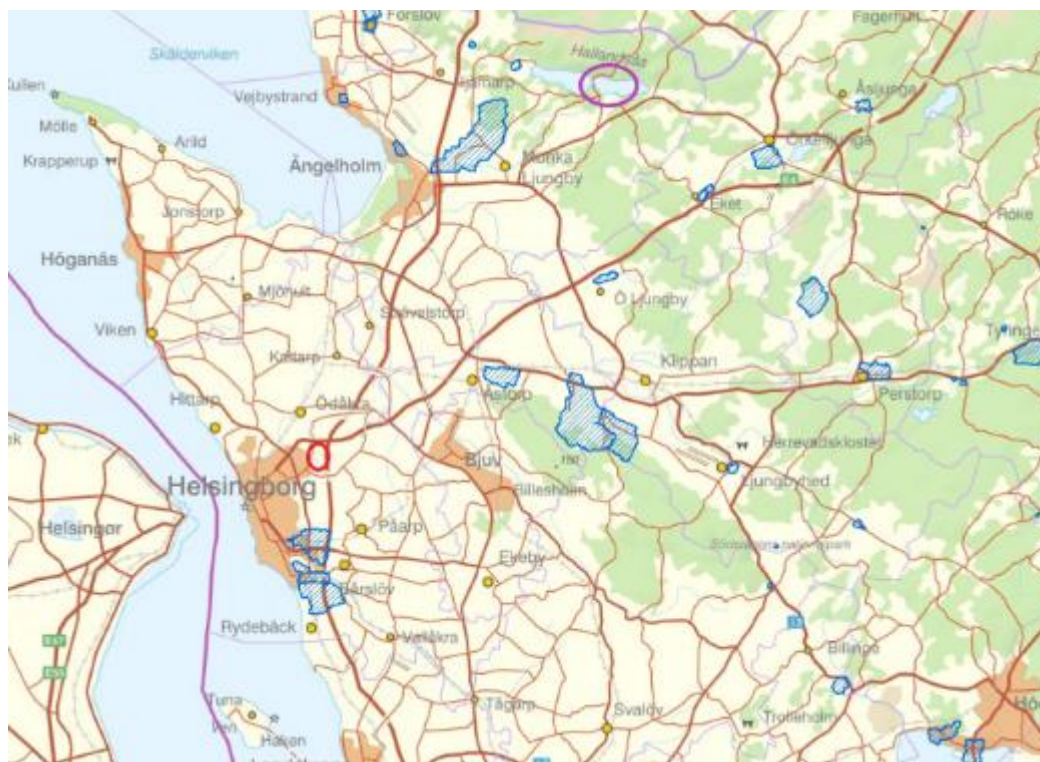
8.3.1 Vattenskyddsområden

Vattenskyddsområdena i närheten av Filbornaverket består av grundvattentäkter. Ängelholms kommun producerar dock dricksvatten via konstgjord infiltration av vatten från Rössjön. Rössjön ligger ca 35 km nordost om Filbornaverket (markerad med lila cirkel).

Närmaste vattenskyddsområde söder om Filbornaverket är grundvattentakten Ramlösa Hälsobrunn (NVR-ID 2012279) (ca 4,5 km söder om Filbornaverket). Strax söder om Ramlösa Hälsobrunn ligger grundvattentakterna Örby (NVR-ID 2012285) och Örbyfältet (NVR-ID 2031170).

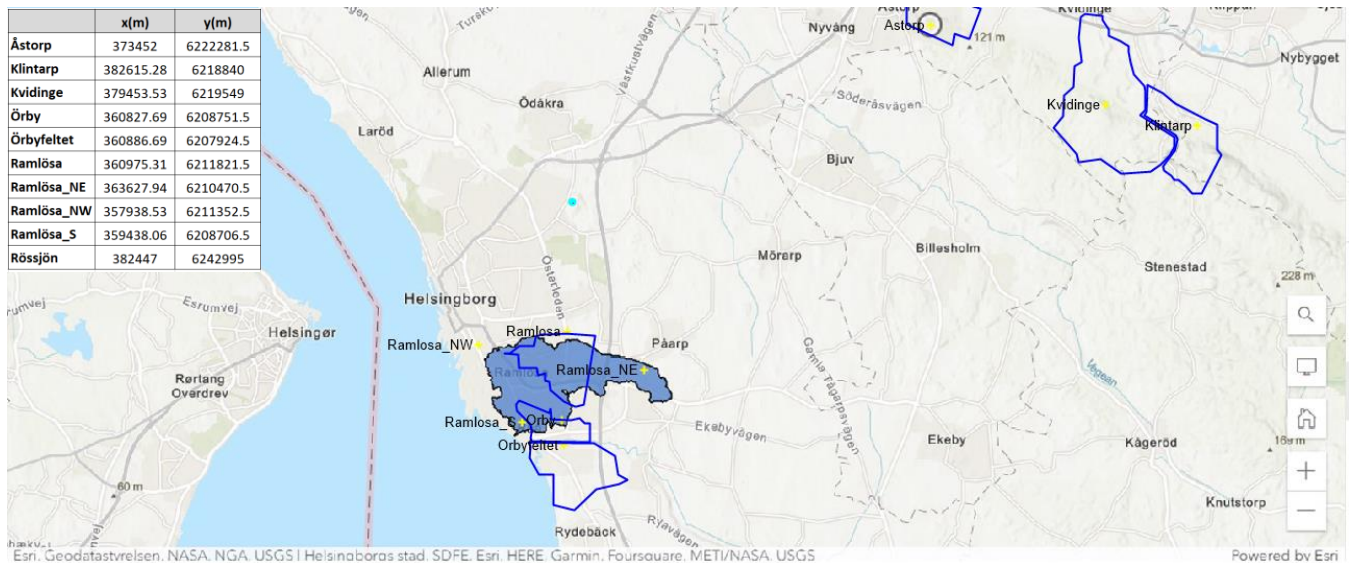
Vattenskyddsområdet Brandsvik, som ligger norr om Filbornaverket i Ängelholms kommun, är en kommunal grundvattentäkt. Öster om Filbornaverket ligger vattenskyddsområdena Åstorps samhälle (NVR-ID 2012368), Kvidinge (NVR-ID 2012267) och Klintarp (NVR-ID 2012266).

Åstorps grundvattentäkt har vattenskyddsområde ca 12 km nordost om Filbornaverket.



Figur 10 Vattenskyddsområden i nordvästra Skåne (blåskuggning). Rössjön (lila ring). Filbornaverket är markerad med en röd ring

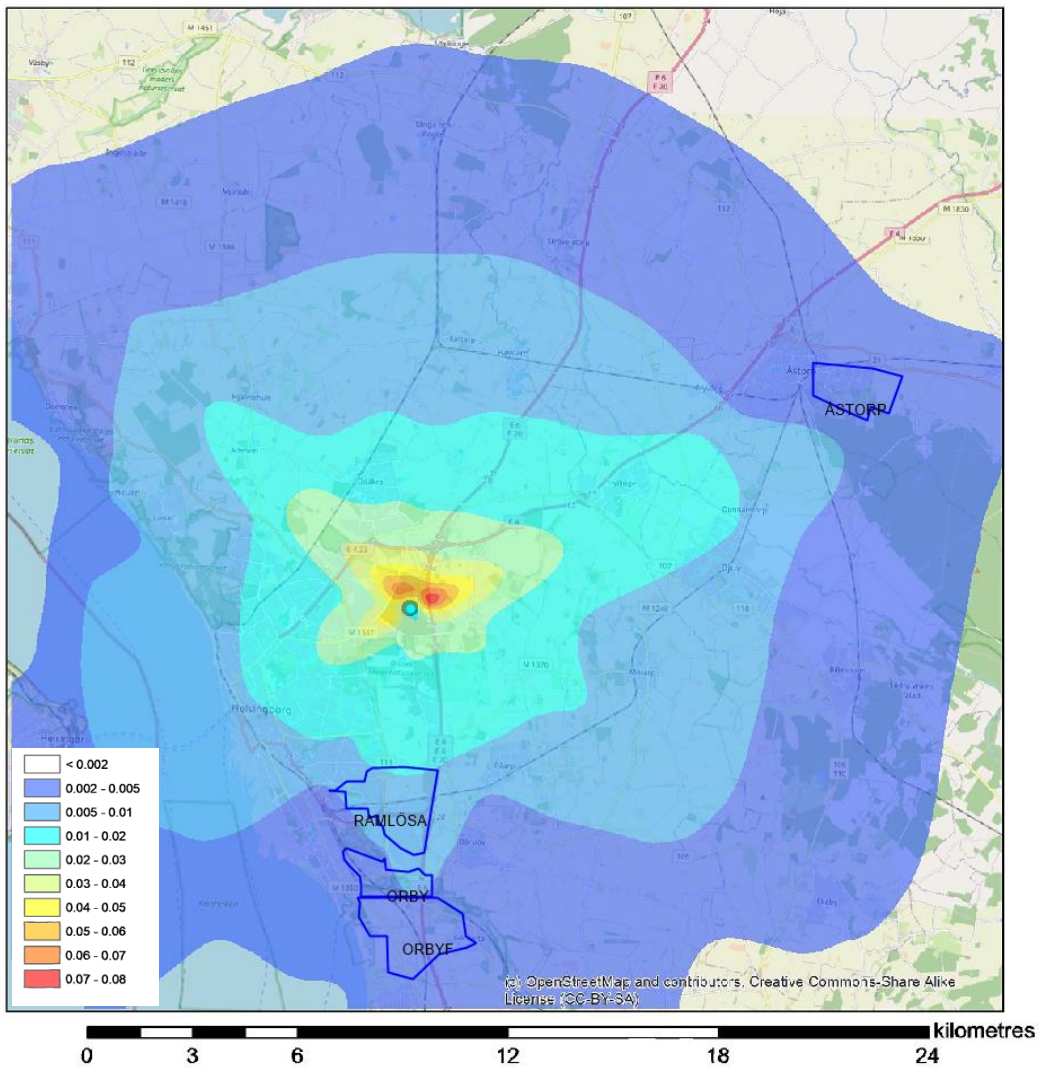
Figuren nedan visar de närmaste vattenskyddsområdena (blå linjer), området för avrinningsområdesmodellering (blått område, valt av NIVA) och de receptorer som används vid koncentrations- och depositionsmodelleringen vid grundvattentäkter (gula kryss).



Figur 11 Vattenskyddsområdena (blå linjer), område för modellering av avrinningsområden (blått område, valt av NIVA) och receptorer som används vid modellering av koncentrationer och deposition (gula kryss)

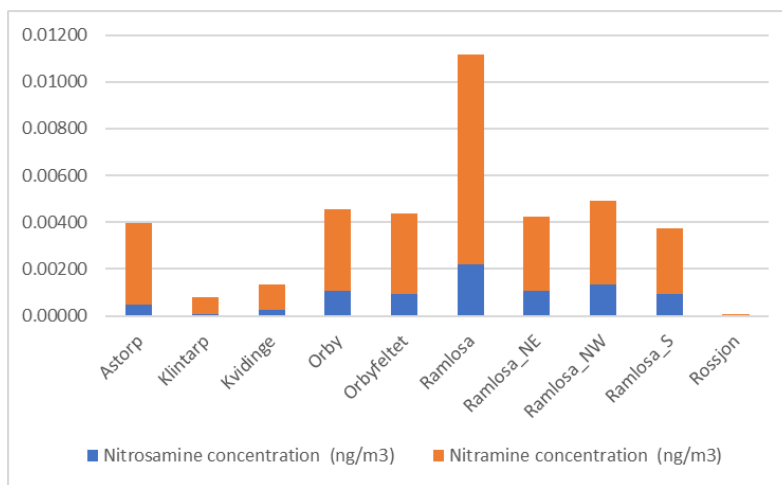
8.3.2 Modellerade lufthalter och deposition i vattenskyddsområdena

Figuren nedan visar den modellerade luftkoncentrationen av nitrosamin+ nitramin och vattenskyddsområdena.



Figur 12 Årliga bidrag till nitrosamin- och nitraminkoncentrationen (ng/m^3)

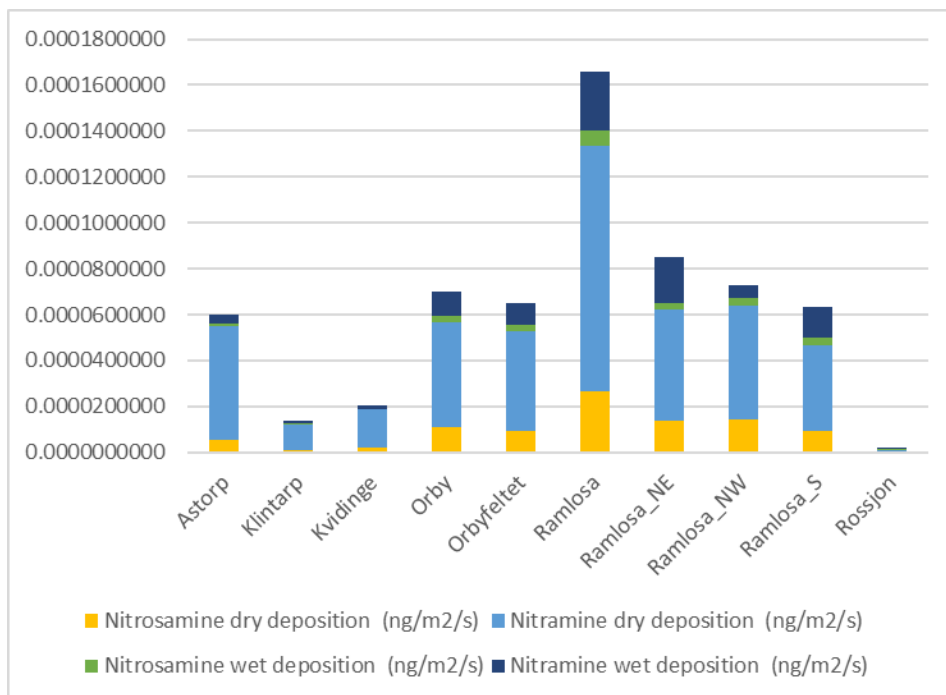
Figuren nedan visar modellerad luftkoncentration av nitrosamin+ nitramin i vattenskyddsområdena.



Figur 13 Luftkoncentration av nitrosamin och nitramin i vattenskyddsområdena

Den högsta modellerade luftkoncentrationen av nitrosamin + nitramin är ca. 0,015 ng/m³ vid Ramlösa.

Figuren nedan visar modellerat deposition av nitrosamin + nitramin i vattenskyddsområdena.



Figur 14 Deposition av nitrosamin och nitramin vid vattenskyddsområdena

Högsta modellerade deposition av nitrosamin + nitramin med är ca. 0,00017 ng/m²/s vid Ramlösa.

9 Fortsatt arbete

Koncentrationen och depositionen av nitrosamin och nitramin i utvalda vattenskyddsområden kan användas som indata för NIVAs modellering av dricksvattenkoncentrationer.

10 Osäkerhet

Koncentration

Osäkerheten i spridningsberäkningar är relaterad till följande förhållanden:

- Kvaliteten på indata: Utsläppsdata, meteorologiska data, mottagardata och terrängdata
- Omfattning: Högsta korttids medelvärde, korttids medelvärde på en viss plats eller årligt medelvärde på en viss plats.
- Matematiska formler i modellen: Hur väl formlerna i modellen beskriver verkligheten
- Inneboende osäkerhet: osäkerhet på grund av att spridningen varierar under samma meteorologiska förhållanden

US EPA Guideline on Air Quality Models (2005) listar följande om osäkerhet i spridningsmodellerna inklusive AERMOD (detta gäller även ADMS):

- Modellerna är bättre lämpade för att uppskatta genomsnittliga koncentrationer för längre perioder än för att uppskatta kortvariga koncentrationer på specifika platser.
- Modellerna är tämligen tillförlitliga när det gäller att uppskatta storleken på de högsta koncentrationerna som inträffar en gång, någonstans inom ett intervall (fel i de högsta uppskattade koncentrationerna på ± 10 till 40 procent har visat sig vara typiska).
- Beräknade koncentrationer vid en viss tidpunkt är dåligt korrelerade med faktiska observerade koncentrationer och har hög osäkerhet.
- Osäkerhet på fem till tio grader i den uppmätta vindriktningen som transporterar plymen kan resultera i koncentrationsfel på 20 till 70 procent för en viss tid och plats, beroende på stabilitet och stationens placering. Sådana osäkerheter innebär inte att den uppskattade koncentrationen inte förekommer, utan att tid och plats för den är osäkra.
- US EPA har uppskattat att även för en perfekt modell kan inneboende osäkerhet i sig resultera i typiska avvikelser från den verkliga koncentrationen på upp till ± 50 %

Deposition

Depositionsberäkningarna baserar sig på koncentrationsberäkningarna. Ytterligare beräkningsfaktorer innebär större osäkerheter än för koncentrationsberäkningar. Algoritmerna som används för depositionsberäkningar i ADMS- och AERMOD-modellerna är mycket lika. I de vetenskapliga dokumenten om depositionsparametrisering som används i AERMOD anges följande om osäkerhet: ²⁰"Arbetet med depositionsparametriseringarna för de flesta av de gasformiga HAP:erna (farliga luftföroreningar) är dock begränsat. Eftersom fältexperiment inte har utförts för att kvantitativt utvärdera depositionen av de gasformiga HAP:erna, måste utvecklingen av en beskrivning av depositionsparametriseringarna i hög grad förlita sig på resultat från laboratoriestudier och teoretiska överväganden, och noggrannheten i de resulterande ekvationerna kan inte helt bestämmas. "

²⁰"Deposition Parameterization for the Industrial Source Complex (ISC3) Model". ISC3 var US EPA:s rekommenderade modell innan den ersattes av AERMOD 2007