

Maj 2025
Adesso BioProducts

Lukt- och luftutredning

Inför tillståndsansökan för en bioeten- och
biogasverksamhet i Stenungsund

Lukt- och luftutredning

Inför tillståndsansökan för en bioeten- och biogasverksamhet i Stenungsund

Projekt No.	Dokument No.				
A254941	A254941-4-02-RAP-001				
Version	Utgivningsdatum	Beskrivning	Utarbetad	Granskad	Godkänd
3	2025-05-14	Lukt och luftutredning	Martina Frid Gabriella Villamor Saucedo Erik Maesel	Erik Bäck	Gabriella Villamor Saucedo

Innehåll

Sammanfattning	4
1 Inledning och bakgrund	5
1.1 Syfte	5
1.2 Områdesbeskrivning	6
1.3 Störning och olägenhet	6
1.3.1 Lukt	6
1.3.2 Bedömningsgrund för luktpåverkan	6
1.4 Luftkvalitet	8
1.4.1 Bedömningsgrunder för luftkvalitet	8
2 Metod och underlag	10
2.1 Beräkningsscenarier	10
2.2 Utsläpp från verksamheterna	10
2.2.1 Biogasanläggning	10
2.2.2 Bioetenanläggning	11
2.2.3 Trafik	12
2.3 Lokalisering av utsläpp	12
2.4 Spridningsberäkningar	13
2.4.1 Meteorologi	13
2.4.2 Spridningsberäkning av lukt och luft	14
2.5 Bakgrundshalter	14
3 Resultat	16
3.1 Lukt	16
3.2 Kvävedioxid, NO ₂	18
3.3 Partiklar, PM ₁₀	20
3.4 Bedömning av bidrag från genererad trafik	22
3.5 Bedömning av diffusa etenutsläpp	22
4 Diskussion och slutsatser	23
Referenser	25

Sammanfattning

Adesso Bioproducts planerar verksamhet för produktion av biogas och bioeten inom Stenungsunds petrokemiområde. COWI har fått i uppdrag att ta fram en miljökonsekvensbeskrivning där denna rapport är ett underlag för att utreda verksamhetens påverkan på omgivningen genom lukt och utsläpp till luft.

Syftet med utredningen är att utvärdera eventuell luktpåverkan samt påverkan på luftkvaliteten vid drift av planerad biogas- och bioetenanläggning. Rapporten kommer att redovisa spridningsberäkningar av lukt, kvävedioxid (NO₂) samt partiklar (PM₁₀) från verksamheterna, allt som ett värsta fall. Vidare syftar den även till att göra en bedömning av påverkan från den gemensamma mängden transporter från båda verksamheterna samt eventuella diffusa etenutsläpp från bioetenanläggning.

Spridningsberäkningarna har skett med två olika beräkningsmodeller där meteorologin har beräknats med den storskaliga meteorologiska prognosmodellen TAPM medan spridningen av föroreningar från verksamheterna har skett med en diagnostisk spridningsmodell, ADMS.

De spridningsberäknade resultaten för luktpåverkan utvärderas både som en lukthalt samt som frekvensen av timmar under ett år då tröskelvärdet 0,25 L.e./m³ överskrids. 2 L.e./m³ används som bedömningsgrund för luktpåverkan. Denna nivå överskrids inte vid befintliga bostäder, varken för 98- eller 99-percentilen av timmedelvärdena. Beräkningarna av frekvens för luktpåverkan utvärderas för bostadsområden, över 10 % av tiden, och för industriområden, över 15 % av tiden. Resultaten visar en luktpåverkan i anslutning till Perstorps sydvästra fastighetsgräns (över 15 % av årets timmar för industriområdet). Ingen förhöjd frekvens av luktpåverkan vid bostadsområden (10 % av årets timmar) har beräknats.

Resultaten av spridningsberäkningarna visar att det är goda marginaler till gällande miljö kvalitetsnormer (MKN) och miljö kvalitetsmål (MKM) för både NO₂ och PM₁₀.

För NO₂ har halter intill närmaste befintliga bostäder där verksamhetens påverkan är som störst beräknats till 4–4,5 µg/m³, 10–12 µg/m³, samt 14–18 µg/m³ för årsmedelvärdet, 98-percentilen av dygnsmedelvärdena respektive 98-percentilen av timmedelvärdena. Källbidraget av PM₁₀ är beräknat till under 0,5 µg/m³ inom hela beräkningsområdet för både årsmedelvärdet och 90-percentilen av dygnsmedelvärdena.

Tunga transporter till de båda planerade anläggningarna är uppskattat till 50 lastbilar per dag. Utöver detta tillkommer viss mängd personbilstrafik för de båda anläggningarnas personal. Den totala påverkan från genererad trafik bedöms ge en försumbar påverkan på luften i området.

Adessos planerade bioetenanläggning är utformad för att inte ha några direkta utsläpp av eten. Däremot kan det förekomma diffusa utsläpp. En uppskattning av storleksordningen på eventuella är gjord med hjälp av schablonuppskattningar av emissioner och antal läckagepunkter. Tillsammans med ett LDAR-program (Leak Detection and Repair) för att minimera diffusa utsläpp, uppskattas de diffusa till ca 15–20 ton/år. En tidigare kartering av etenutsläppen från befintlig industri i Stenungsund visar att Adessos bidrag till omgivningsluften skulle motsvara mindre än 5 % än den befintliga belastningen.

1 Inledning och bakgrund

Adesso Bioproducts planerar verksamhet för produktion av biogas och bioeten på 15 hektar orörd mark inom Stenungsunds petrokemiområde (Figur 1). Marken ligger vid Kläppområdet, cirka fem kilometer norr om Stenungsunds centrum, mellan Perstorps kemianläggning, Renovas återvinningsstation och kommunens avloppsreningsverk Strävliden. COWI har fått i uppdrag att fram en miljökonsekvensbeskrivning där denna rapport är ett underlag för att utreda verksamhetens påverkan på omgivningen genom lukt och utsläpp till luft.

På den södra delen av fastigheten Kläpp 1:1 m.fl. planeras en biogasanläggning vilken är dimensionerad för att ta emot och behandla upp till 200 000 ton organiskt material per år. Biogasproduktionen beräknas uppgå till cirka 70 GWh per år, vid en maximal drift. Hantering av biologiska produkter, så som gödsel, för produktion av biogas kan medföra risk för luktpåverkan i närområdet.

På den norra delen av Kläpp 1:1 planeras en bioetenanläggning, vilken dimensioneras för en produktionskapacitet på upp till 160 000 ton bioeten per år. Bioeten kommer att produceras genom en katalytisk process där etanol omvandlas till eten. Verksamheten kommer att ha en ångpanna för förbränning av restgas, vilken kommer att vara försedd med en skorsten. Ångpannan kommer att ha kontinuerliga flöden där det sker utsläpp av kvävedioxider (NO_x) och partiklar (PM_{10}).



Figur 1. Anläggningens verksamhetsområde, vit skuggning, i förhållande till Stenungsunds tätort.

1.1 Syfte

Syftet med utredningen är att utvärdera eventuell luktpåverkan samt påverkan på luftkvaliteten vid drift av biogas- och bioetenanläggning vid Kläpp i Stenungsund. Detta inkluderar både industriutsläpp samt alstringen av trafik kopplad till verksamheterna. Rapporten kommer att redovisa spridningsberäkningar av lukt, kvävedioxid (NO_2) samt partiklar (PM_{10}) från anläggningarna, allt som ett värsta fall. Dessutom görs en bedömning av trafikens påverkan på luft och verksamhetens diffusa utsläpp av eten.

1.2 Områdesbeskrivning

Stenungsund ligger på västkusten cirka 45 km norr om Göteborg i Västra Götalands län. Stenungsunds kommun har en befolkning på strax under 28 000 invånare och i Stenungsunds tätort bor cirka 14 000 invånare. Området för den planerade verksamheten, inom fastigheten Kläpp 1:1 m.fl., ligger ca 2,5–3 km nordöst om Stenungsunds tätort, på en 15 hektar stor tomt inom Stenungsunds industriområde (Figur 1). Den befintliga kemiindustrin ligger till största del i samhällets norra delar och inkluderar företagen Perstorp och Nouryon, vilka producerar special- och baskemikalier till andra industrier, så som fordon, bygg, läkemedel, samt plastindustrierna Borealis och INEOS Inovyn.

Runt fastigheten Kläpp 1:1 finns mindre skogsområden samt åkermark. De närmaste bostadsområdena är belägna ca 300–600 meter norr respektive sydöst om de planerade anläggningarna.

1.3 Störning och olägenhet

Olägenhet regleras i Miljöbalken (1998:808), vilket i 9 kap. 3 § miljöbalken (hälsoskyddsbestämmelsen) definieras som en störning som enligt medicinsk eller hygienisk bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig. Störningarna behöver nödvändigtvis inte vara direkt hälsoskadliga, utan det räcker att störningen på ett påtagligt sätt inverkar på människors psykiska välbefinnande.

Bedömningen av om en störning ska anses vara ringa är beroende av hur människor i allmänhet uppfattar störningen. I fallet avseende olägenhet, bör därför hänsyn också tas till dem som är något känsligare än normalt, exempelvis allergiker och personer som lider av överkänslighet.

1.3.1 Lukt

Olägenhet på grund av lukt kan uppkomma från flera olika föroreningar och halter som kan förnimmas med luktsinnet är ofta mycket lägre än de hälsoskadliga nivåerna. Även om lukt inte innebär hälsoskada, kan det dock riskera att medföra stor olägenhet för människor, särskilt om lukten är oangenäm.

Lukt baseras på fem huvudfaktorer: Påverkan, intensiteten, frekvens och varaktigheten av lukten samt platsen eller sammanhanget för luktupplevelsen. Vilka lukter och vilka nivåer av lukt som anses vara en störning varierar stort, exempelvis beroende på vilken typ av verksamhet som ger upphov till störningen och bakgrundslukter i omgivningen. Som ett exempel kan det antas att acceptansen för avfallslukt är större i ett industriområde, än vad acceptansen är för lukt från en sopsorteringsanläggning invid ett bostadsområde. På grund av komplexiteten angående luftpåverkan, finns det därför stora utmaningar kring reglering och bedömning av lukt.

Mekanismerna bakom luktupplevelser är inte klarlagda fullt ut. Därför kan man inte konstruera ett tillförlitligt mätinstrument för lukt. Alla luktmätningar måste därför göras sensoriskt och relateras till subjektiva luktupplevelser. Det finns dock en svensk, tillika europeisk, standard för hur en sådan mätning skall gå till (SS-EN 13725:2022). Luktstyrkan mäts i enheten luktenheter per kubikmeter. Beteckningen ou_E/m^3 används för att visa att luktenheten motsvarar den europeiska luktenhetsreferensen, men i denna rapport används huvudsakligen beteckningen $L.e./m^3$.

1.3.2 Bedömningsgrund för luktpåverkan

Det är viktigt att ta hänsyn till hur olika personer upplever lukt, speciellt högkänsliga eller allergiska individer. I Sverige finns det idag inga generella gränsvärden för lukt från verksamheter. Tillståndspliktiga verksamheter kan dock ha villkor förknippade med tillståndet om utsläppsnivåer av luktande ämnen. En sammanställning av reglering och bedömningsgrund för lukt har gjorts på global basis av 17 ledande internationella luktexperter (Bokowa m.fl., 2021). En sammanfattande analys från studien visar att regleringen av lukt skiljer sig avsevärt i form av både definition, gränsvärden samt utvärderingsmetodik mellan länder och regioner. Det finns reglering av både

luktemissioner, luktoobservationer, antal klagomål, gränsvärden av specifika kemiska ämnen samt gradering av hur illaluktande lukten är i förhållande till respektive gränsvärden etc. På grund av olika länders historik för störningsärenden från olika industrier och omgivningar, finns det länder som även har olika gränsvärden för olika typer av industrier. I Tabell 1 redovisas en sammanställning av luktreglering för länder i Europa där urvalet av gränsvärden i tabellen främst har gjorts med avseende på lukt från illaluktande verksamheter.

Tabell 1. Sammanställning av exempel på reglering avseende luktpåverkan (enligt Bokowa m.fl., 2021).

Land	Typ av reglering	Bedömningsgrund
Belgien	Vallonien	För kompostanläggning: Gränsvärde 3 L.e./m ³ för 98-percentilen av timmedelvärdet i närmaste bostadsområde.
Frankrike	EU-parlamentet, 2010/75/EU Industrial Emission Directive	För bearbetning av animaliska biprodukter: Gränsvärde 5 L.e./m ³ på en radie av 3 km för 99,5-percentilen av timmedelvärdena
Österrike	EU-parlamentet, 2010/75/EU Industrial Emission Directive	Svag intensitet: 1 L.e./m ³ för 8 % av tiden Stark intensitet: 3 %
Nederländerna	Dutch Emission Guidelines	Folkhälsomyndigheter rekommenderar 2 L.e./m ³ för 98-percentilen av timmedelvärdet under ett år i bostadsområden och 5 L.e./m ³ för 98-percentilen för landsbygdsområden.
Norge	Nationell reglering	Maximalt månadsmedelvärde för 99-percentilen av timmedelvärdet på 2 L.e./m ³ . Norsk standard skiljer ej på vilken typ av lukt som förekommer.
Storbritannien	Environmental Agency	För mycket illaluktande verksamheter, så som biologiska deponier: 1,5 L.e./m ³ för 98-percentilen av timmedelvärdet under ett år För medellillaluktande verksamheter, så som välluftad grön avfallskompostering: 3 L.e./m ³ för 98-percentilen av timmedelvärdet under ett år
Tyskland	German Guideline on Odour in Ambient Air (GOAA)	Om 1 timma beräknas till >0,25 L.e./m ³ (utvärderingströskel) klassas timmen som en lukttimme. En årsmedelfrekvens av lukttimmar beräknas. Gränsvärde för frekvens: <ul style="list-style-type: none"> > 10 % för bostadsområde > 15 % för industriområden samt jordbrukssamhällen

När det medges ett antal överskridanden av gränsvärdenivåer per år, anges dessa som percentiler. Exempelvis redovisas medelvärdet för den 176e högsta timman som 98-percentilen för timma efter det att medelvärdena för de 175 timmar (2 % av året) som har de högsta halterna har räknats bort.

I det europeiska forskningsprojektet D-NOSES togs det fram en strategisk handlingsplan (road-map) för reglering av lukt inom EU (Arias R. m.fl., 2021). Handlingsplanen har utarbetats för att informera beslutsfattare om rådande situation för lukttutsläpp i de olika deltagande länderna samt ge förslag för implementering av reglering. Resultatet identifierade att följande slags regleringstyper ofta används avseende gränsvärde för lukt, främst luktintensitet:

1. Höga gränsvärden och låg percentil-frekvens (exempelvis 10 L.e./m³ och 90-percentilen av timmedelvärdet)
2. Låga gränsvärden och hög percentil-frekvens (1 L.e./m³ och 99-percentilen av timmedelvärdet)
3. Höga gränsvärden och hög percentil-frekvens (10 L.e./m³ och 99-percentilen av timmedelvärdet)

Det kan ses att de två första grupperna är mindre restriktiva än den sista, och det sammanfaller med att de är de mest tillämpade. Det tredje alternativet finns endast i vissa specifika fall för nya installationer, känsliga områden och mycket störande lukt. I handlingsplanen betonas dock att det är viktigt att vid framtagande av bedömningsgrund för lukt att regleringen är flexibel för att spegla komplexiteten för olika lukttande verksamheter och scenarion. Detta för att ta hänsyn till både påverkan och intensiteten av lukten, frekvensen och varaktigheten av lukten samt platsen eller sammanhanget för lukttupplevelsen.

1.3.2.1 Sammanfattande bedömningsgrund

Eftersom lukt beror på flera faktorer beskrivet ovan, är det svårt att göra bedömning för vad som kan orsaka störning. Lukt från biogasanläggningen kan definieras som en medelillaluktande lukt. Närmsta bostadsområde är beläget 300–600 meter från utsläppspunkterna, varför konservativa bedömningar bör eftersträvas, eftersom det kan finnas en viss risk för luktpåverkan på grund av avståndet.

Bedömning av luktpåverkan i denna utredning kommer att utgå från en lukthalt på 2 L.e./m³ avseende 98-percentilen av timmedelvärdet. 99-percentilen kommer även att redovisas för att representera mer ogynnsamma förhållanden och ett värsta fall. Halten är baserad på regleringen som finns i Storbritannien, Nederländerna och Belgien där gränsvärden varierar mellan 1,5 och 3 L.e./m³ avseende illaluktande verksamheter (Bokowa m.fl., 2021).

Eftersom frekvensen, hur ofta ett lukttillfälle inträffar, också har stor betydelse för luktstörning, kommer frekvensen att beräknas baserat på Tysklands metodik beskriven i Tabell 1. För bostadsområden bör antal timmar då lukten överskrider 0,25 L.e./m³ inte vara mer än 10 % av timmarna under ett år. Tysklands definition av en lukttimme kan jämföras med luktröskelvärdet på 1 L.e./m³, vilket motsvarar den halt då 50 % av befolkningen kan förnimma lukt. Den mest känsliga personen kan känna av lukt redan vid lite lägre halter än 1 L.e./m³, omvänt känner en person med lite mindre känsligt luktsinne lukt först vid halter över 1 L.e./m³.

1.4 Luftkvalitet

1.4.1 Bedömningsgrunder för luftkvalitet

1.4.1.1 Miljökvalitetsnormer

Luftkvalitetsförordningen (2010:477) är utfärdad med stöd av miljöbalken (1998:808) och innehåller bindande MKN för bland annat NO₂ och PM₁₀, vars syfte är att skydda människors hälsa. Europaparlamentets luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG) implementeras i svensk lag genom miljökvalitetsnormerna för utomhusluft.

MKN gäller generellt i utomhusluft med undantag av väg- och spårtunnlar och arbetsplatser till vilka allmänheten inte har tillträde (luftkvalitetsförordning, SFS 2010:477). Överskridanden av miljökvalitetsnormen ska inte heller utvärderas på vägars körbanor (Naturvårdsverket, 2019). Gällande miljökvalitetsnormer för NO₂ och PM₁₀ i utomhusluft redovisas i Tabell 2

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer för utomhusluft enligt Luftkvalitetsförordningen SFS 2010:47 för NO₂ och PM₁₀ med angivet gränsvärde för respektive medelvärdesperiod och antalet tillåtna överskridanden.

Förorening	Medelvärdesperiod	MKN (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
NO ₂	År	40	-
	Dygn	60	7 dygn
	Timme	90	175 timmar ¹
	Timme	200	18 timmar
PM ₁₀	År	40	-
	Dygn	50	35 dygn

1) Timmedelvärdet 90 µg/m³ får överskridas 175 gånger per kalenderår, förutsatt att timmedelvärdet inte överstiger 200 µg/m³ mer än 18 gånger per kalenderår.

1.4.1.2 Miljökvalitetsmål

Det svenska miljöarbetet styrs även av miljömålssystemet, som omfattar ett generationsmål, sexton miljökvalitetsmål och tjugofyra etappmål. Ett av de sexton miljökvalitetsmålen, Frisk luft, berör direkt halter i luft av olika föroreningar. Miljökvalitetsmålet (MKM) Frisk luft definieras enligt följande: "Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas". För miljökvalitetsmålet Frisk luft finns preciseringar i form av halter av luftföroreningar som inte ska överskridas, se Tabell 3 för preciseringar för NO₂ och PM₁₀. När miljömålen beslutades var måläret 2020, som nu passerats. Eftersom de globala hållbarhetsmålen i Agenda 2030 tar sikte på år 2030 passar det årtalet bra som nästa hållpunkt för miljömålen (Naturvårdsverket, 2022).

Miljökvalitetsmålen utgör en riktning och vägledning åt kommuner och länsstyrelser för vad miljöarbetet ska sikta mot. Även om miljökvalitetsmålen inte är rättsligt bindande så som miljökvalitetsnormerna, kan överskridanden av miljökvalitetsmålen innebära en begränsning i framtiden, beroende på hur dessa tolkas av myndigheterna och därmed vilken praktisk betydelse dessa får, se sammanställning i Tabell 3.

Tabell 3. Preciseringar avseende kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) för miljökvalitetsmålet Frisk luft med angivet målvärde för respektive medelvärdesperiod och antalet tillåtna överskridanden.

Förorening	Medelvärdesperiod	Miljökvalitetsmål (µg/m ³)	Antal tillåtna överskridanden per år
NO ₂	År	20	-
	Timme	60	175 timmar
PM ₁₀	År	15	-
	Dygn	30	35 dygn

2 Metod och underlag

Nedan redogörs för underlag och metodik som ligger till grund för beräkning av industriemissioner (av lukt och tilluft), spridningsberäkningar och uppskattning av luftföroreningarnas totalhalt. Spridningsberäkningarna inkluderar industriemissioner för luktpåverkan, NO₂ och PM₁₀. Vidare redovisas underlaget för en bedömning av påverkan från industrins trafikallsträng samt diffusa utsläpp av eten.

2.1 Beräkningsscenarier

För att beskriva hur risken för påverkan kopplat till lukt och luft har nedanstående scenarion beräknats

- **Lukt:** Värsta fall, med maximala utsläpp från både biogasanläggningens biofilter samt uppgraderingsenhet enligt BAT-slutsatser (Best available techniques) som är tillämpliga för verksamheten (BAT WT – 34)
- **Luft:** Värsta fall, med maximala utsläpp från ångpannan enligt BAT-slutsatser som är tillämpliga för verksamheten (BAT WGC 14 respektive 16)

Luktande verksamhet förekommer endast vid biogasanläggningen (biofilter och uppgraderingsenheten) medan utsläpp till luft (NO_x samt PM₁₀) endast sker vid bioetenanläggningen (ångpannan).

2.2 Utsläpp från verksamheterna

2.2.1 Biogasanläggning

Vid produktion av biogas bildas de luktlösa gaserna metan och koldioxid, samt även en mindre mängd svavelföreningar (främst svavelväte), ammoniak och "mellanprodukter" såsom bl.a. flyktiga syror (VFA) och merkaptaner, vilka kan ge upphov till lukt. Samtliga steg i de delar av anläggningen där det produceras biogas är slutna och alla luftströmmar som riskerar att ge upphov till luktpåverkan kommer att samlas upp och behandlas för att eliminera lukt. Substrat (organiskt material) levereras till en mottagningshall, vilken kommer att ventileras så att ett undertryck förhindrar att luktande ämnen släpps ut då portar eller dörrar öppnas. Lossning av det organiska materialet kommer att ske med stängda portar. Även luft från mottagnings-, blandnings- och eventuella hygieniseringstankar och ammoniakstripper kommer att tas omhand för luktbehandling.

För att luktbehandla luften från biogasanläggningen kommer ett biofilter att användas. Detta biofilter är en del i ett kombinerat system av fysiska och biologiska processer för att rena frånluften innan den släpps ut. När den luktande luften kommer in i biofiltret passerar den genom ett medium där mikroorganismer, ofta bakterier eller svampar, bryter ner de luktframkallande föreningarna och omvandlar dem till ofarliga biprodukter som luktar mindre.

Biofiltret är konstruerat med en modulär design där varje modul består av en plansilo fylld med en bädd av organiskt filtermaterial. Flera munstycken är anslutna till olika punkter i bäddens botten, vilket möjliggör en jämn fördelning av luften i modulen. Det totala luftflödet in till biofiltret är konservativt uppskattat till 120 000 m³/h, men då luften strömmar genom en biologiskt aktiv packad bädd och retentionstiden i biofiltret är utformad för att ge tillräckligt med tid för både massöverföring och nedbrytning av föroreningarna ses ytan som en passiv källa utan ett preciserat flöde av luften ut från biofiltret. Se röd rektangel i Figur 2 för biofiltrets lokalisering.

Innan den färdiga biogasen distribueras går den via en uppgraderingsenhet, där den renas och förvätskas, vilket uppgraderar gasen för att öka metanhalten. Under denna process frigörs en viss mängd luktande ämnen, så som svavelföreningar och ammoniak, vilka släpps ut genom en separat skorsten vid uppgraderingsenheten, i den södra delen av verksamhetsområdet, se röd punkt i Figur

2 nedan. Parametrarna som använts för spridningsberäkningen av luktpåverkan preciseras i Tabell 4.

Tabell 4. Precisering av ingångsdata till spridningsberäkningar för lukt.

Parameter	Biofilter	Uppgraderingsenhet
Utsläppshöjd	3 m	10 m
Utsläppsyta/diameter	552 m ²	0,13 m
Flöde	Passiv	20 000 m ³ /h
Temperatur	Utomhustemperatur om ≥ 10 °C annars 10 °C	20 °C
Emission	1 000 L.e./m ³	1 000 L.e./m ³

2.2.2 Bioetenanläggning

Eten kommer att produceras genom en katalytisk process som omvandlar etanol till eten, en nyckelkomponent i petrokemisk industri. Den årliga produktionen av eten beräknas till 160 000 ton. Produktionens omfattning beror på tillgången på etanol samt dess kemiska och fysikaliska egenskaper. Den producerade etenen kommer att lagras och distribueras till kunder inom kemisk industri i Stenungsund via befintligt rörsystem från anläggningen.

Utsläpp till luft av NO_x och PM₁₀ kommer att ske från en skorsten kopplad till en ångpanna, vilken syftar till att förbränna eventuella biprodukter. Skorstensens utsläppsp parametrar redovisas i Tabell 5. Emissionerna är hämtade från BAT-slutsatser som är tillämpliga för verksamheten (BAT WGC 14 respektive 16). Den högsta nivån har använts för att representera ett värsta fall. Se blå punkt i Figur 2 nedan för lokalisering av ångpannans skorsten.

Verksamheten kommer även att ha en 100 meter hög gasfackla. Då utsläppen från facklan är intermittenta och sker endast vid nödsituationer samt uppstart av verksamheten är en uppskattning av dessa mycket osäkra, och facklan har därför inte inkluderats i spridningsberäkningarna.

Tabell 5. Precisering av ingångsdata för spridningsberäkningar till luft från ångpannans skorsten.

Parameter	Panna
Byggnadshöjd	30 m
Skorstenshöjd	35 m (5 m över tak)
Skorstensdiameter	1 m
Temperatur på gas	110 °C
Flödeshastighet	30 000 Nm ³ /h
Emission – NO _x	30 mg/Nm ³
Emission – PM ₁₀	5 mg/Nm ³

Den planerade bioetenanläggningen kommer att utformas för att vara helt tät, utan några punkt-, eller andra direkta utsläpp av eten. Dock finns risk för framtida läckage, och med det diffusa utsläpp. För att minimera möjliga diffusa utsläpp kommer ett LDAR-program (Leak Detection and Repair) att införas. Det upprättade LDAR-programmet kommer att innehålla:

- Gasdetektering i anläggningen
- Personburen gasdetektering
- Regelbundna kontroller utförd av underhållspersonal (tidsintervall kommer förtydligas)
- Utbildning av personal

LDAR-programmet syftar till att förebygga, samt tidigt detektera och åtgärda eventuella läckage så tidigt så möjligt, så att eventuella diffusa utsläpp kan minimeras.

För att ändå skapa en uppfattning om kvantiteten av eventuella diffusa utsläpp har genomsnittsmodellen "SOCMI average emission factors" använts. Modellen anger läckage i g/kg/h för olika typer av läckagepunkter (*Emission Estimation Protocol for Petroleum Refineries Version 2.1.1 Final ICR Version – Corrected*, u.å.).

En människas förmåelse av eten sker vid en nivå av 1 180 mg/m³ (Gemert, 2011), vilket skulle kräva extremt höga utsläppsnivåer. Då Adesso bedömer att det endast kan förekomma begränsade diffusa utsläpp, kommer luktpåverkan av eten inte att hanteras i denna utredning.

2.2.3 Trafik

Biogasanläggningen väntas generera lastbilstransporter av substrat till fabriken, samt flytande biogas (LBG) och flytande koldioxid (LCO₂) från fabriken. Material till och från bioetenanläggningen kommer framför allt att levereras med tankbåt från producenter på annan ort, och levereras upp till anläggningen via befintligt rörsystem, medan den producerade etenen kommer att lagras och distribueras till kunder inom kemisk industri i Stenungsund, även den via befintligt rörsystem.

Endast sporadiska transporter av råmaterial kommer att utföras med lastbil, och dessa kommer främst att ske under vardagar och dagtid. I enlighet med bullerutredningen antas 50 lastbilar köra till och från området per dag, vilket ger 100 fordonsrörelser per dygn (Miljökonsekvensbeskrivning Bilaga 2D). Utöver lastbilstransporter tillkommer visst flöde av personbilar från anställda, vilket konservativt kan antas vara 27 personbilar per arbetsdag, då det är den totala mängden anställda på de båda verksamheterna.

Befintligt trafikflöde för statliga vägar i närområdet har hämtats från befintliga mätningar och redovisas i Tabell 6 (*NVDB på Karta*, u.å.). Resterande närliggande vägar är enskilda vägar, för vilka trafikmätningar saknas.

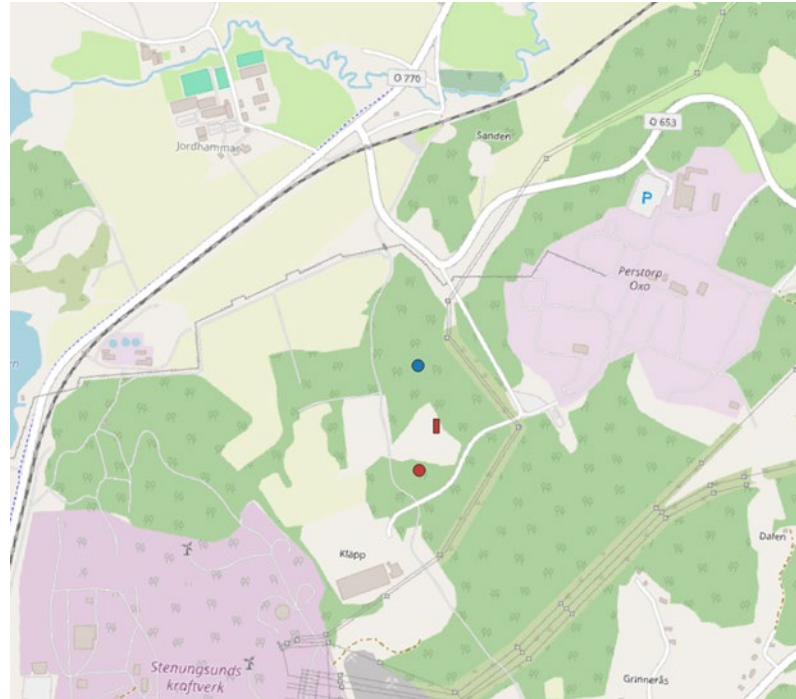
Tabell 6. Trafikflöden på statliga vägar i närområdet för årsdygnstrafik (ÅDT) av total trafik, samt ÅDT för tung trafik, avrundat till närmaste tiotal (*NVDB på Karta*, u.å.).

Vägsträcka	ÅDT total trafik	ÅDT tung trafik
E6	18 740	2 600
Uddevallavägen	6 450	370
Väg 653 – direkt norr om planområdet	1 210	200

2.3 Lokalisering av utsläpp

Biogasanläggningen planeras i den södra delen av bolagets verksamhetsområde, där biogasanläggningens biofilter, redovisat med röd rektangel, är lokaliserat i anslutning till huvudbyggnaden, och uppgraderingsenheten är placerad i den mer södra delen, röd punkt (Figur 2).

Bioetenanläggningen planeras i den norra delen av verksamhetsområdet där utsläppspunkten från ångpannans skorsten är markerat med en blå punkt i Figur 2.



Figur 2. Lokalisering av utsläppskällor från verksamheterna; bioetenanläggningens skorsten (blå punkt), samt biogasanläggningens biofilter (röd rektangel) och uppgraderingsenhet (röd punkt).

2.4 Spridningsberäkningar

Spridningen av luktpåverkan och luftföroreningar styrs av många processer och faktorer som verkar i olika geografiska skalor. Spännvidden i de geografiska skalor som är involverade i föroreningarnas spridning är därmed för stor för att kunna täckas in av endast en modell. I denna utredning har meteorologi beräknats i en modell medan spridningen av lukt, PM₁₀ samt NO_x beräknats i en annan, enligt metodik nedan.

2.4.1 Meteorologi

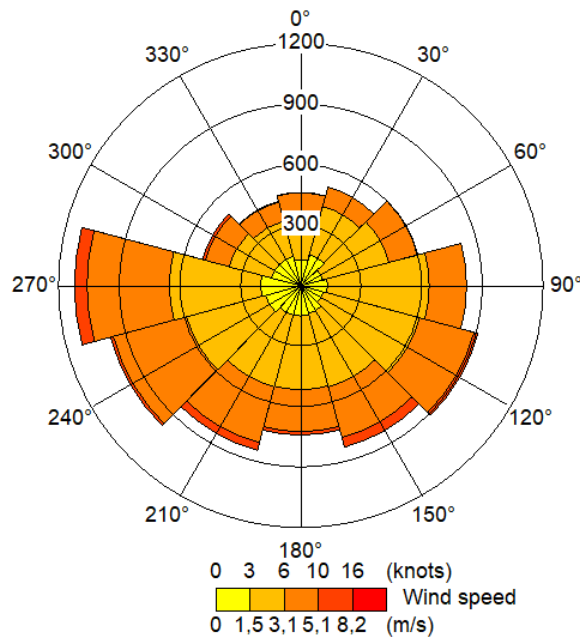
Eftersom vinden, både dess riktning och hastighet, är den parameter som starkast påverkar spridningen, oavsett vilken modell som används, är det mycket viktigt att en lokalt framtagen meteorologi används.

För att ge relevant lokal meteorologiska indata har modellen TAPM (The Air Pollution Model) (version 4.0) från Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) i Australien använts (CSIRO, 2008), läs mer i Bilaga A TAPM är en storskalig meteorologisk prognosmodell som behöver indata i form av storskalig meteorologi, topografi, markanvändning m.m. Baserat på detta beräknas lokalt modifierad vind, dvs. avlänkning pga. topografi, sjö/landbris, omlandsbris, inversioner med mera. Denna modell kan därmed modellera effekten av mer storskaliga parametrar samt topografi, olika marktäckte o.s.v. Den erhållna meteorologin används sedan som ingångsdata till den mer finskaliga modellen ADMS.

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

I Figur 3 ses en vindros som visar förekomsten av olika vindriktningar, i 30 graders sektorer, samt hur ofta vissa vindhastigheter förekommer. Vindrosen visar att det är dominerande direkt västliga vindar samt sydvästliga och sydöstliga vindar. Höga vindhastigheter kommer både från väst, och

från sydöst. Figur 3 visar även att frekvensen av låga vindhastigheter, vilket har en stor påverkan på spridningsförutsättningarna, sker till stor del vid vindar från sydväst och väst.



Figur 3. Vindros för det meteorologiska typåret, som visar vindhastighet (m/s) och vindriktning (°) för det beräknade området i Stenungsund.

2.4.2 Spridningsberäkning av lukt och luft

För att visualisera spridningen av lukt, NO₂ och PM₁₀ från de planerade verksamheterna, har en spridningsmodellering gjorts med modelleringsprogrammet ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) version 6. ADMS är en diagnostisk spridningsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används huvudsakligen för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (dvs. varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären, se vidare information i Bilaga B I dessa beräkningar har utsläppen från biogasanläggningen beräknats som yt- och punktkällor, medan utsläppen från bioetenanläggningen endast räknas som punktkällor. I alla beräkningar används information om utsläppens höjd över mark, utsläppsmängd, rökgashastighet och lokal meteorologi för att på bästa sätt simulera effekten av de olika utsläppen.

2.5 Bakgrundshalter

För att jämföra beräknade haltnivåer av NO₂ och PM₁₀ med gällande MKN bör en relevant bakgrundshalt för området adderas. Bakgrundshalten är tänkt att beskriva övriga källor i området och långdistanstransporterat haltbidrag. Totalhalterna inkluderar därmed både lokala utsläpp samt andra utsläpp från både långdistanstransport och övriga regionen, på marknivå i beräkningsområdet.

Luffförbundet i Göteborgsregionen utför tillsammans med kommuner och medlemsföretag en gemensam samordnad kontroll för luftkvaliteten i regionen (Luftvårdsförbundet i Göteborgsregionen, 2023). För kommuner, så som Stenungsund, där det inte finns fasta mätplatser, genomförs regelbundna mätkampanjer. Mätningarna kompletteras med beräkningar för området. Genom denna metod tas underlag fram för en objektiv skattning av halterna i kommunen.

Den senaste mätningen av NO₂ och PM₁₀ gjordes 2021, där NO₂ mättes under fyra månader mellan april och december medan PM₁₀ mättes under nästan tre månader under samma period

(*Program för samordnad kontroll 2024-2028, u.å.*). Innan dess mättes NO₂ senast under 2007. Mätningarna under 2021 utfördes i gaturum i centrala Stenungsund vid Göteborgsvägen, mer specifikt i höjd med järnvägsstationen.

Vidare har SMHI genomfört en nationell modellering av luftkvalitet (*Nationell modellering av luftkvalitet 2019*). Modelleringen är gjord med hög upplösning, ur ett nationellt perspektiv, för att beskriva halten av luftföroreningar som människor exponeras för i sin vardag. Den är en del i ett stort utvecklingsprojekt.

Då luftvårdsförbundets skattade halter baseras på gaturumsmätningar ger de inte en fullt representativ bild för bakgrundshalterna vid Kläpp, då platsen är mer öppen och inte så starkt påverkad av den urbana morfologin, samt att trafiken i området är mindre än i de centrala delarna av Stenungsund. Därför, för att få en mer representativ lokal bakgrundshalt, har SMHI:s modellerade data, vid Kläpp, använts i spridningsberäkningarna. Tabell 7 redovisar de lokala bakgrundshalter som använts och adderats till de spridningsberäknade halterna.

Tabell 7. Lokala bakgrundshalter av PM₁₀ och NO₂ som lagts till i beräkningarna för att uppskatta totalhalten. Halterna är angivna i µg/m³ (*Nationell modellering av luftkvalitet 2019*).

Ämne	Årsmedelvärde	98-percentil dygn	90-percentil dygn	98-percentil timme
NO ₂ (µg/m ³)	4	10	-	14
PM ₁₀ (µg/m ³)	12	-	21	-

3 Resultat

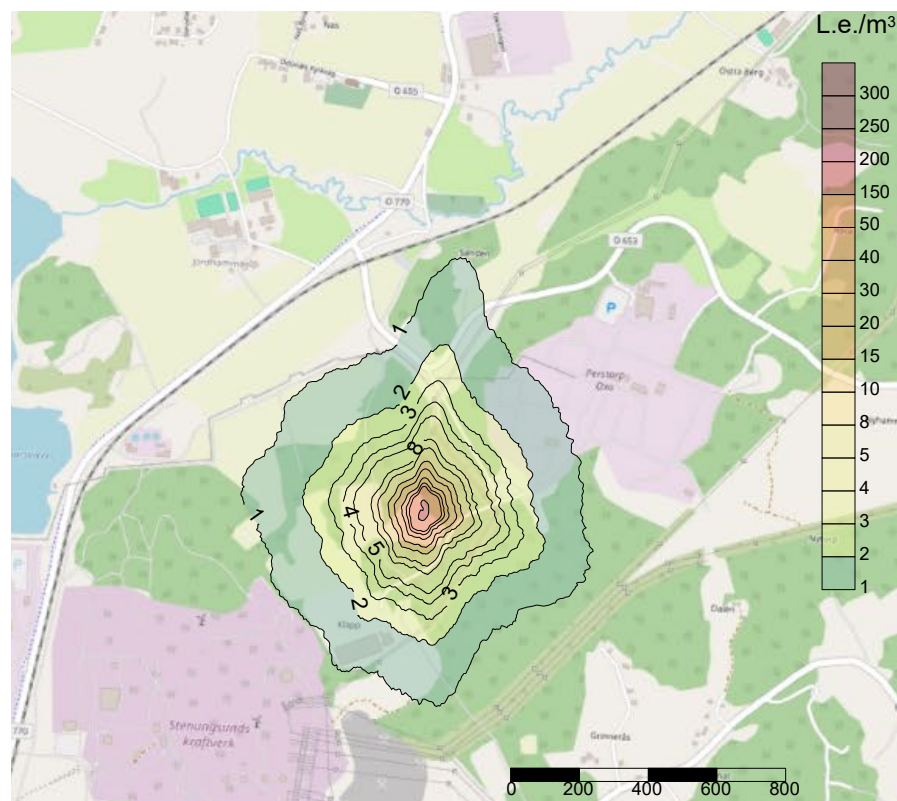
I detta kapitel redovisas de spridningsberäknade resultaten av luktspridning från biogasanläggningens biofilter och skorsten (Figur 4 - Figur 6), spridningsberäknade resultat från skorstenen kopplad till bioetenanläggningens ångpanna av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Figur 7-Figur 9), och PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Figur 10-Figur 11). Vidare följer även en bedömning av påverkan på luft från verksamheternas transporter, samt en bedömning om utsläpp av eten från bioetenanläggningen.

Luktpåverkan från diffusa utsläpp av eten kommer inte att bedömas då tröskelvärdet för förmismelsen av luft av eten är så pass hög att den inte är relevant i denna utredning.

3.1 Lukt

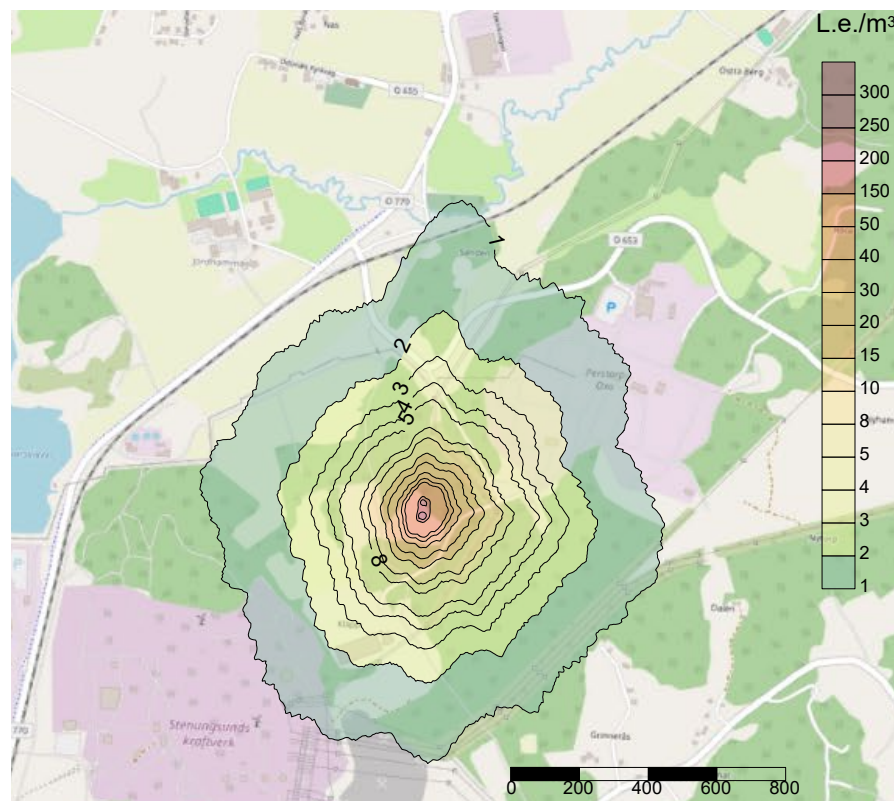
Eftersom lukt beror på flera faktorer redovisas här både 98- och 99-percentilen av timmedelvärdet, i Figur 4 respektive Figur 5, samt en frekvens av timmar då lukten överskred $0,25 \text{ L.e.}/\text{m}^3$ i Figur 6. Bedömning av luktpåverkan utgår från en lukthalt på $2 \text{ L.e.}/\text{m}^3$, vilket är baserat på reglering där gränsvärden varierar mellan $1,5$ och $3 \text{ L.e.}/\text{m}^3$ avseende mycket till medelillaluktande verksamheter (Bokowa m.fl., 2021).

Figur 4 redovisar de spridningsberäknade luktnivåerna från biogasanläggningen gällande 98-percentilen av timmedelvärdena. De högsta nivåerna är beräknade inom anläggningens verksamhetsområde, i nära anslutning till biofiltret. Utanför anläggningens verksamhetsområde är nivån beräknad till maximalt $8 \text{ L.e.}/\text{m}^3$, i direkt anslutning till verksamhetsområdet södra gräns. Nivån avklingar med ökat avstånd och vid närmaste bostadshus, norr om anläggningen, tangeras $1 \text{ L.e.}/\text{m}^3$. Inga nivåer över $2 \text{ L.e.}/\text{m}^3$ har beräknats vid befintlig bebyggelse.



Figur 4. Beräknad spridning av lukt ($\text{L.e.}/\text{m}^3$), från biofilter och uppgraderingsenheten, för 98-percentilen av timmedelvärdet.

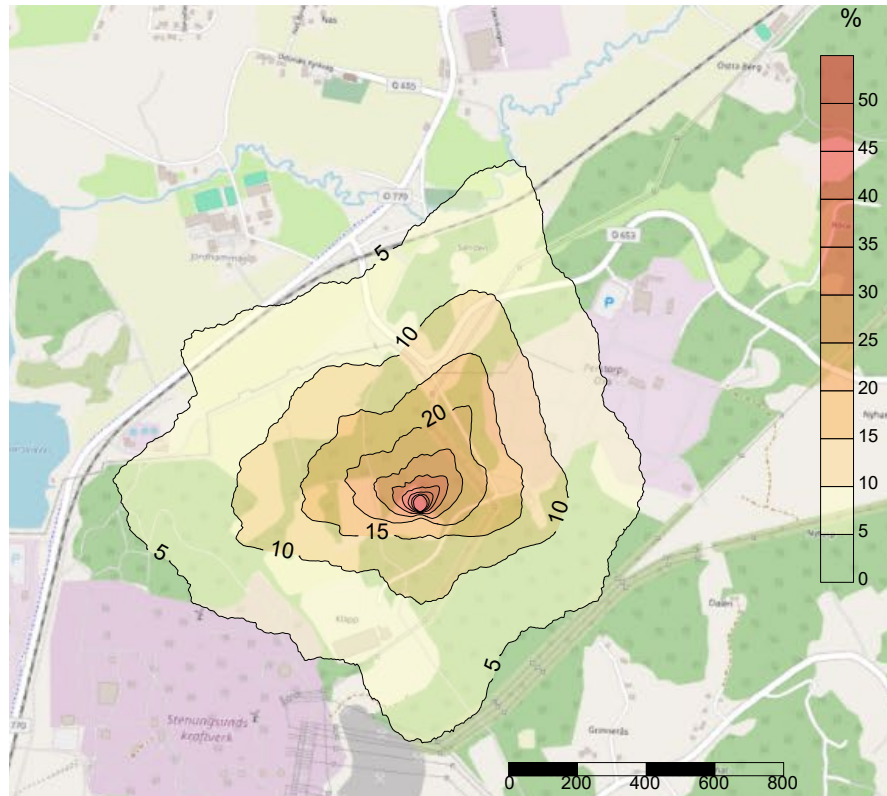
Figur 5 redovisar den spridningsberäknade luktnivån från biogasanläggningen gällande 99-percentilen av timmedelvärdena. Även här är den högsta nivån beräknad inom anläggningens verksamhetsområde, i anslutning till biofiltret. Nivån avklingar snabbt med ökat avstånd från källan. Inom Perstorps område i nordöst är nivån beräknad till maximalt 4 L.e./m³, medan nivån vid närmaste bebyggelse, norr om verksamhetsområdet, är beräknad till mellan 1 och 2 L.e./m³ vid ett fåtal bostäder. För de närmaste bostäderna sydsydöst om fastighetsområdet är den beräknade luktnivån under 1 L.e./m³. 2 L.e./m³ klaras vid alla närliggande bostäder.



Figur 5. Beräknad spridning av lukt (L.e./m³), från biofilter och uppgraderingsenheten, för 99-percentilen av timmedelvärdet.

Då även frekvensen påverkar den upplevda störningen av lukt redovisas andelen timmar under ett år då lukten överskridit 0,25 L.e./m³ i Figur 6. Bedömningen görs baserat på de tyska gränsvärdena som avser en frekvens av 10 % för bostadsområden och 15 % för industriområden samt jordbrukssamhällen.

Dessa resultat visar att frekvensen av 15 % överskrids i direkt anslutning till Perstorps mest sydvästliga delar, medan gränsen för 10 % klaras för alla befintliga bostäder i området. Vid de närmsta bostäderna, i de södra delarna av Sanden är frekvensen 5 %.



Figur 6. Procentuell fördelning av årets timmar då luktberäkningarna överskrider 0,25 L.e./m³.

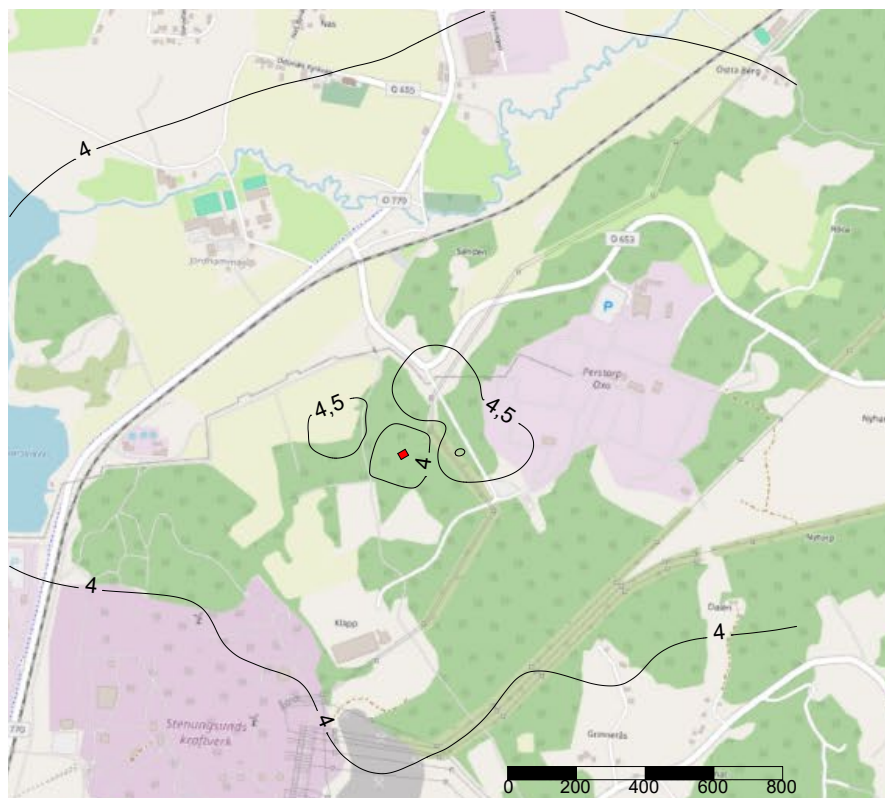
3.2 Kvävedioxid, NO₂

De spridningsberäknade totalhalterna av NO₂ redovisas för årsmedelvärde (Figur 7), 98-percentilen av dygnsmedelvärdena (Figur 8) och 98-percentilen av timmedelvärdena (Figur 9).

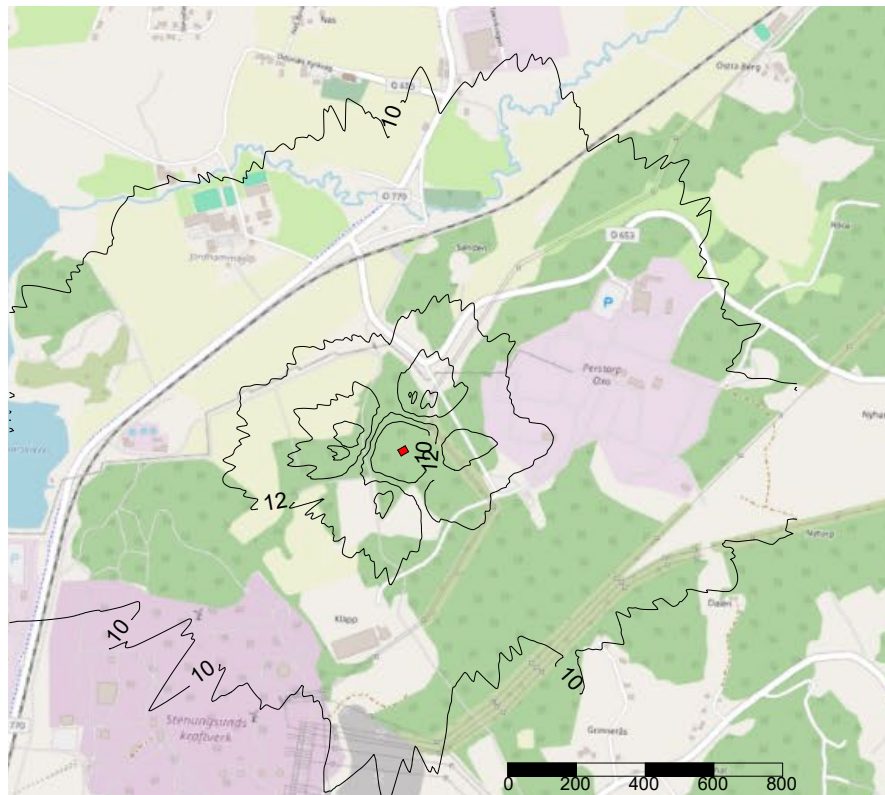
Det spridningsberäknade årsmedelvärdet av NO₂ (µg/m³), Figur 7, visar halter upp till 5 µg/m³ för ett litet område i den östra delen av anläggningens verksamhetsområde. Vid närmaste befintliga bostäder är halten beräknad till maximalt 4,5 µg/m³. För 98-percentilen av dygnsmedelvärdet (Figur 8) är den maximala halten beräknad till strax under 17 µg/m³, i direkt anslutning till fastighetsgränsen, medan den för närmaste befintliga bostäder, i Sanden, är beräknad till mellan 10 och 12 µg/m³.

Figur 9 redovisar beräknade halter av NO₂ (µg/m³) för 98-percentilen av timmedelvärdena. Dessa resultat visar fyra områden med plymnedslag, ett i varje vindriktning, där något högre halter, upp emot maximalt 23 µg/m³ är beräknat. I områden med befintliga bostäder är halter av NO₂ mellan 14 och 18 µg/m³ beräknade.

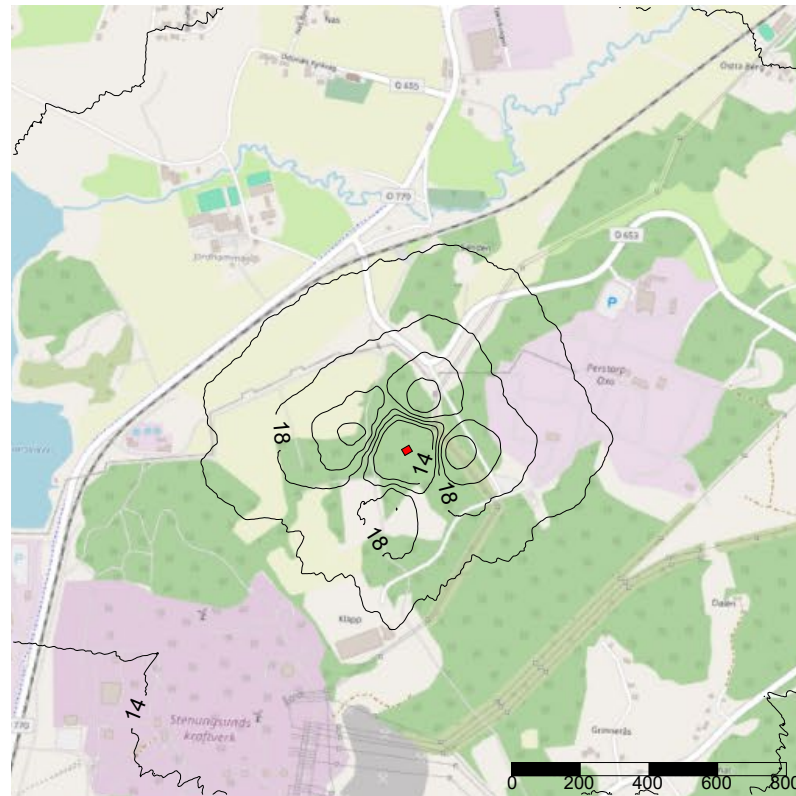
Gränsen för gällande MKN, av NO₂, är 40 µg/m³, 60 µg/m³ respektive 90 µg/m³ för årsmedelvärdet, 98-percentilen av dygnsmedelvärdena respektive 98-percentilen av timmedelvärdena, vilket klaras med mycket god marginal för alla statistiska mått och i hela beräkningsområdet. Miljökvalitetsmålet preciseras till 20 µg/m³ för årsmedelvärdet samt 60 µg/m³ för 98-percentilen av timmedelvärdena, vilka även de klaras med god marginal.



Figur 7. Spridningsberäknad totalhalt för årsmedelvärde av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figur 8. Spridningsberäknad totalhalt av NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för 98-percentilen av dygnsmedelvärdena.



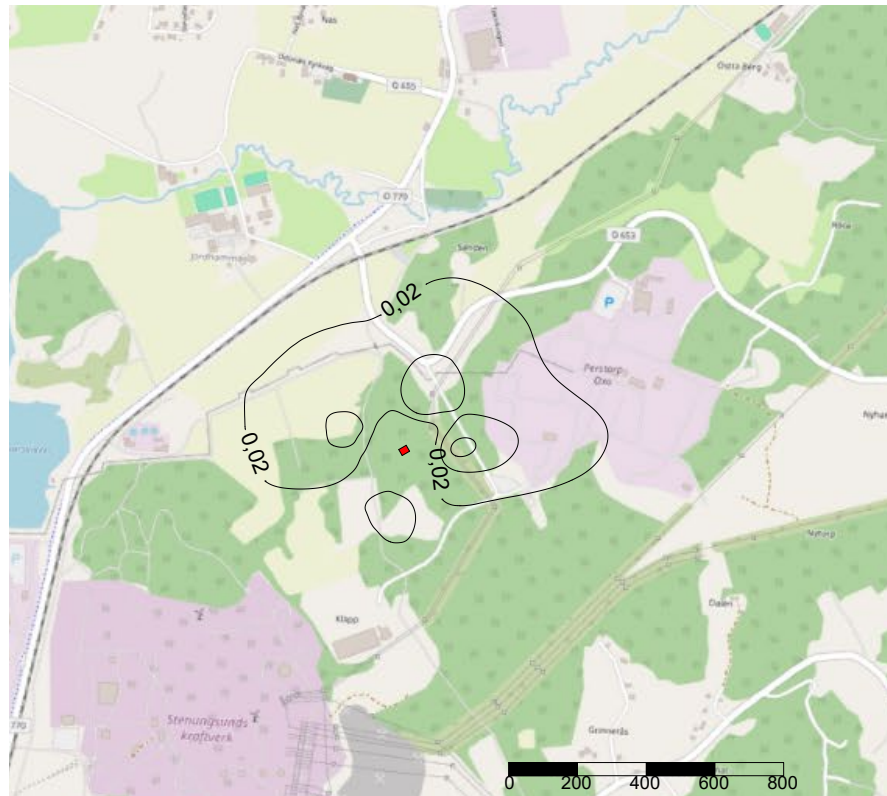
Figur 9. Spridningsberäknad totalhalt av NO₂ (µg/m³) för 98-percentilen av timmedelvärdena.

3.3 Partiklar, PM₁₀

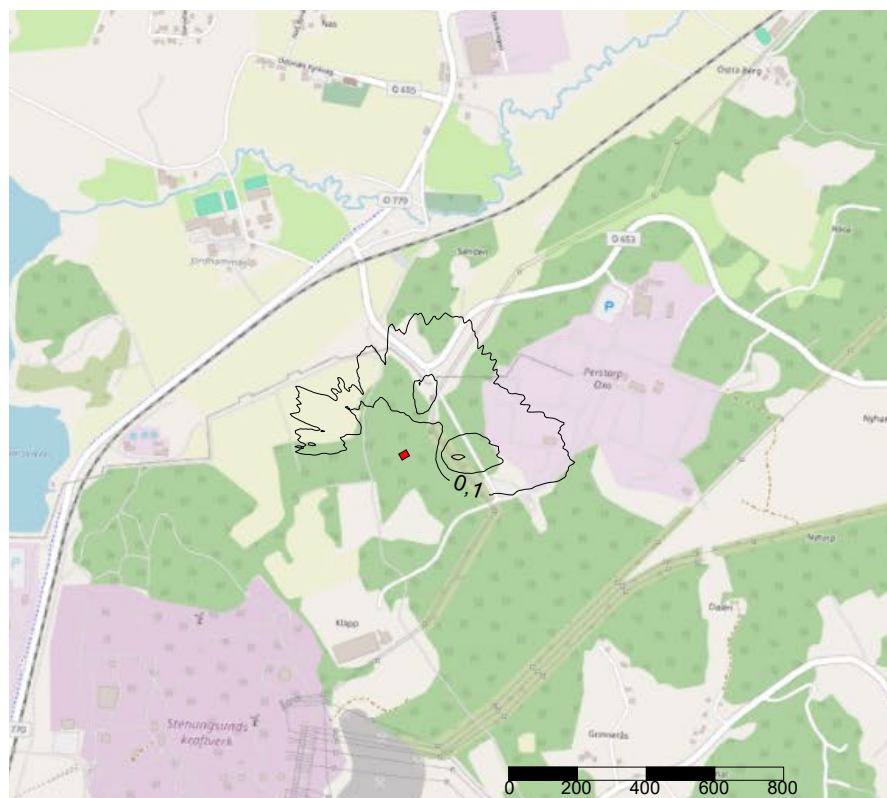
Det beräknade halten av PM₁₀ från bioetenanläggningens skorsten, redovisas för årsmedelvärdet (Figur 10), samt 90-percentilen av dygnsmedelvärdena (Figur 11). Halten redovisas endas som ett källbidrag då båda statistiska mått har ett bidrag på under 0,5 µg/m³ medan den lokala bakgrundshalten är 12 µg/m³ respektive 20 µg/m³.

Det spridningsberäknade årsmedelvärdet är maximalt 0,1 µg/m³ medan den maximala halten för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena är beräknad till 0,3 µg/m³, båda inom det egna anläggningens verksamhetsområde.

Gränsvärdena i gällande MKN, för PM₁₀, är 40 µg/m³ och 50 µg/m³ för årsmedelvärde respektive 90-percentilen av timmedelvärdena, vilket klaras med mycket god marginal i hela beräkningsområdet för båda de statistiska måtten.



Figur 10. Det spridningsberäknade källbidraget av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för årsmedelvärdet. Den uppskattade lokala bakgrundshalten är ca $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 11. Det spridningsberäknade källbidraget av PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena. Den uppskattade lokala bakgrundshalten är ca $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.4 Bedömning av bidrag från genererad trafik

Det bedömda trafikflödet från de båda planerade anläggningarna är uppskattat till 50 tunga lastbilar samt visst tillskott av personbilar, per dag. Ett konservativt antagande är att antalet personbilar till verksamheten är likställt med antalet anställda, vilket då motsvarar ca 27 personbilar. För att bedöma den genererade trafikens påverkan jämförs den med befintlig trafik i området, då som en årsdygnsmedeltrafik (ÅDT). Med antagandet att lastbilarna kör tomma ena vägen och att personalen åker bil både till och från arbetsplatsen genereras två fordonsrörelser per fordon. Totalt sett blir det strax över 150 fordonsrörelser. En fordonsrörelse per dag kan vidare jämföras med ÅDT.

På befintlig väg, i anslutning till verksamhetsområdet, går det idag 200 ÅDT av tunga fordon per dag på väg 653, direkt norr om planområdet, samt 370 ÅDT av tunga fordon utmed Uddevallavägen. Bidraget av tung trafik från den planerade verksamheten är således hälften av den befintliga tunga trafiken på väg 653 samt strax över en fjärdedel av den tunga trafiken på Uddevallavägen.

Tidigare utförda spridningsberäkningar, för andra liknande områden, har visat att ÅDT under 500 sällan ger en synlig påverkan på omgivningsluften, gällande NO₂ och PM₁₀, framför allt inte i ett så pass öppet landskap som vid anläggningarnas verksamhetsområde. Men för att sätta det i relation till ett haltbidrag har SMHIs nationella modellering utvärderats för områden i nära anslutning till Uddevallavägen samt väg 653, direkt norr om anläggningens verksamhetsområde (*Nationell modellering av luftkvalitet 2019*), vilket är sammanställt i Tabell 8. Här ses en försumbar skillnad mellan planområdet och området runt väg 653, för alla statistiska mått. Förhållandet av NO₂ mellan anläggningens verksamhetsområde och områden i anslutning till Uddevallavägen visar på en något högre halt vid Uddevallavägen, på ca 2 µg/m³, 3 µg/m³ respektive 5 µg/m³ för årsmedelvärdet, 98-percentilen av dygnsmedelvärdet respektive 98-percentilen av timmedelvärdet. Detta är en liten skillnad som sannolikt beror både på Uddevallavägens 370 tunga fordon per dygn, och dess dryga 6 000 personbilar per dygn.

Tabell 8. Trafikmängder (ÅDT) och spridningsberäknade halter från SMHIs nationella modellering i anslutning till anläggningens verksamhetsområde, samt två närliggande vägar, där det kan väntas ske en påverkan från verksamheten genererad trafik (Nationell modellering av luftkvalitet 2019).

Lokalisering	Total trafik / Tung trafik (ÅDT)	Årsmedelvärde NO ₂ (µg/m ³)	98-percentil dygn NO ₂ (µg/m ³)	98-percentil timme NO ₂ (µg/m ³)
Lokal bakgrund	-	4	10	15
Vid Uddevallavägen	18 740 / 370	6	13	20
Vid väg 653 norr	1 210 / 200	4	11	15

NO₂ har en större lokal påverkan, i förhållande till PM₁₀ där andelen lokalt genererad PM₁₀ är förhållandevis liten, då totalhalten till större del beror av långdistanstransporterat bidrag. På Uddevallavägen kör det 170 fler lastbilar och ca 17 500 personbilar, än på väg 653. Skillnaden i trafik ger NO₂ halter som är mellan 2–5 µg/m³ högre vid Uddevallavägen. Tillskottet av ca 50 fordon på grund av den nya verksamheten väntas inte ge ett så pass stort tillskott av luftföroreningar så att MKN riskerar att överskridas

3.5 Bedömning av diffusa etenutsläpp

Adessos planerade bioetenanläggning är utformad för att inte ha några direkta utsläpp av eten. Däremot kan det förekomma diffusa utsläpp från pumpar, ventiler och flänsar. För att få en uppfattning om storleksordningen på eventuella utsläpp har Adesso gjort en uppskattning av antal läckagepunkter. Underlaget har matats in i modellen SOCMI, vilken uppskattat ett årligt diffust utsläpp till ca 50 ton/år. Detta utsläpp är baserat på 2 400 läckagepunkter. Utöver detta kommer Adesso tillämpa ett LDAR-program för att minimera dessa utsläpp, med hjälp av gasdetektering, regelbundna kontroller samt utbildning av personal. Med LDAR-programmet bedöms de diffusa utsläppen kunna reduceras till en tredjedel, ca 15–20 ton/år.

4 Diskussion och slutsatser

Syftet med utredningen är att visa hur utsläpp till luft kan påverka omgivningen, både gällande luktpåverkan samt halter av NO₂, PM₁₀ och eten. Spridningsberäkningar har gjorts för lukt från biogasanläggningens biofilter och dess uppgraderingsenhet, samt utsläpp av NO_x och PM₁₀ från bioetenanläggningens ångpanna. Vidare har en bedömning gjorts gällande påverkan till luft från verksamhetens genererade transport samt risken för diffusa etenutsläpp.

Beräkningarna av spridning av lukt från biogasanläggningen har gjorts för ett biofilter med en area på 552 m² samt en 10 m hög skorsten vid uppgraderingsenheten. För båda källorna har, för att räkna på ett värsta fall, en luktemission på 1 000 L.e./m³ använts. Den största påverkan ses från biofiltret och halter över den valda utvärderingsnivån på 2 L.e./m³ har beräknats inom anläggningens verksamhetsområde för både 99- och 98-percentilen av timmedelvärdena. Viss lukt kan kännas vid de närmaste bostäderna, norr om verksamhetsområdet, där luktnivåerna ligger på 1–2 L.e./m³, för 99-percentilen av timmedelvärdena. Bedömningsnivån på 2 L.e./m³ överskrider inte vid några befintliga bostäder.

Då även frekvensen för förekomst av lukt kan bidra till olägenheter har antalet timmar då lukt överskrider 0,25 L.e./m³, beräknats. Inom bostadsområden bör frekvensen inte överskrida 10 % av årets timmar medan den i industriområden inte bör överskrida 15 % av årets timmar. Beräkningarna visar en frekvens mellan 5 och 10 % för vissa befintliga bostäder norr om verksamhetsområdet och 15 % av tiden överskrider i anslutning till Perstorps sydvästra fastighetsgräns. De beräkningar som gjorts är att anse som ett värsta fall. Den sammantagna bedömningen är att luktspridningen till omgivningen inte är särskilt stor.

En annan vanlig källa till luktutsläpp i biogasanläggningar är öppen lagring av organiskt avfall. För att motverka denna risk transporteras allt avfall i täta behållare och tas direkt in i anläggningarna, där avlastning sker med stängda dörrar, vilket minskar omgivningens exponering för avfallet. All hantering sker på hårdgjorda ytor med hårda krav gällande renhållning där allt eventuellt spill hanteras omgående och alla utsatta ytor spolats dagligen. Spridningsberäkningarna, för lukt, innefattar därför inte några diffusa utsläpp, så som läckage från ankomsthall eller individuella transporter, då risken för spill eller läckage är liten (och att storleken på eventuella läckage är svåra att uppskatta och beräkna). Att använda en luktemission på 1 000 L.e./m³ kan således ses som en inkludering av eventuella diffusa utsläpp och således ett värsta fall av verksamhetens luktutsläpp.

Luktpåverkan av eten har inte inkluderats i utredningen då en människas förnimmelse av eten sker vid 1 180 µg/m³, vilket inte bedöms uppnås någonstans inom området.

För utsläpp till luft har både NO₂ och PM₁₀ beräknats från bioetenanläggningens ångpanna. NO₂ redovisas som en totalhalt där det högsta bidraget, för alla statistiska mått, ses i nära anslutning till verksamheten. Högsta halten intill närmaste befintliga bostäder, har halter beräknats till 4–4,5 µg/m³, 10–12 µg/m³, samt 14–18 µg/m³ för årsmedelvärdet, 98-percentilen av dygnsmedelvärdet respektive 98-percentilen av timmedelvärdet. MKN klaras således med mycket god marginal inom hela området. Miljökvalitetsmålet preciseras till 20 µg/m³ för årsmedelvärdet samt 60 µg/m³ för 98-percentilen av timmedelvärdena, vilka även de klaras med god marginal.

PM₁₀ har endast redovisats som ett källbidrag då både årsmedelvärde och 90-percentilen är beräknat under 0,5 µg/m³ inom hela beräkningsområdet. Den lokala bakgrundshalten är uppskattad till 12 µg/m³ för årsmedelvärdet samt 21 µg/m³ för 90-percentilen av dygnsmedelvärdena. Halterna visar därmed på goda marginaler till gällande MKN.

Materialtransport till och från bioetenanläggningen kommer att ske via befintligt rörsystem och den största andelen av vägburen transport är substrat till, samt LBG och LCO₂ från biogasanläggningen. Viss mängd personbilstrafik kommer att genereras från båda anläggningarna. Den totala genererade trafiken är beräknad till 50 tunga fordon och 27 personbilar, vilket genererar

strax över 150 fordonsrörelser (alla fordons totala rörelse, till och från verksamheten) per dag. Denna mängd är utvärderad både i förhållande till befintlig trafik på närliggande vägar, samt haltbilden av NO₂ och PM₁₀ i SMHIs nationella modellering. Det tillskott av luftföroreningar som den alstrade trafiken kan innebära riskerar inte att medföra något överskridande av MKN för luft.

Adessos planerade bioetenanläggning är utformad för att inte ha några direkta utsläpp av eten. Dock kan det förekomma diffusa utsläpp. För att få en uppfattning om storleksordningen på dessa utsläpp har Adesso gjort en schablonberäkning, baserat på verksamhetens storlek och dess uppskattade läckagepunkter. Adesso kommer även att införa ett LDAR-program, vilket syftar till att förebygga och reducera risken för läckage. Sammantaget uppskattas ett årligt utsläpp till ca 15–20 ton/år. Stenungsunds befintliga kemikluster producerar och hanterar eten i olika utsträckning, varför det är rimligt att anta att det i dagsläget finns direkta, och/eller diffusa utsläpp av eten till omgivningsluften. En tidigare kartering av etenutsläppen från befintlig industri gav ett årligt utsläpp, 2019, på omkring 500 ton/år, varav majoriteten är diffusa utsläpp (COWI, 2024). Adessos bidrag till omgivningsluften är således mindre än 5 % än den befintliga belastningen.

Referenser

Arias R., Salas Seoane N., Hernandez M., Burbano J., Perucca C., Uribe J., Capelli L., Vlachos S., Schleenstein G., Francis L., Alonso M., Stockwell H., & Roniotes A. (2021). *Strategic Roadmap for governance in odour pollution* (Nos. H2020-SwafS-23-2017–789315; D-NOSES).
<https://dnoses.eu/deliverables/>

Bokowa, A., Diaz, C., Koziel, J. A., McGinley, M., Barclay, J., Schauburger, G., Guillot, J.-M., Sneath, R., Capelli, L., Zorich, V., Izquierdo, C., Bilsen, I., Romain, A.-C., del Carmen Cabeza, M., Liu, D., Both, R., Van Belois, H., Higuchi, T., & Wahe, L. (2021). Summary and Overview of the Odour Regulations Worldwide. *Atmosphere*, 12(2), Article 2.
<https://doi.org/10.3390/atmos12020206>

COWI. (2024). *Luftövervakning Stenungsunds petrokemiska industri*.

CSIRO. (2008). *TAPM. user manual version 4—Division of Marine and Atmospheric Research*. CSIRO.

Emission Estimation Protocol for Petroleum Refineries Version 2.1.1 Final ICR Version – Corrected. (u.å.).

Gemert, L. J. van. (2011). *Odour thresholds: Compilations of odour threshold values in air, water and other media*. Oliemans Punter.

Luftvårdsförbundet i Göteborgsregionen. (2023). *Program för samordnad kontroll 2024-2028*.
<https://lvfgoteborgsregionen.se/download/18.462ab74e188bd9ef5f022353/1688375988510/Program%20f%C3%B6r%20samordnad%20kontroll%202024-2028.pdf>

Nationell modellering av luftkvalitet 2019. (u.å.). Hämtad 05 november 2024, från
<https://natmodluft.smhi.se/>

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

Naturvårdsverket. (2022). *Frisk luft—Fördjupad utvärdering av miljömålen 2023* (No. 7067; s. 82).
<https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/7000/978-91-620-7067-0/>

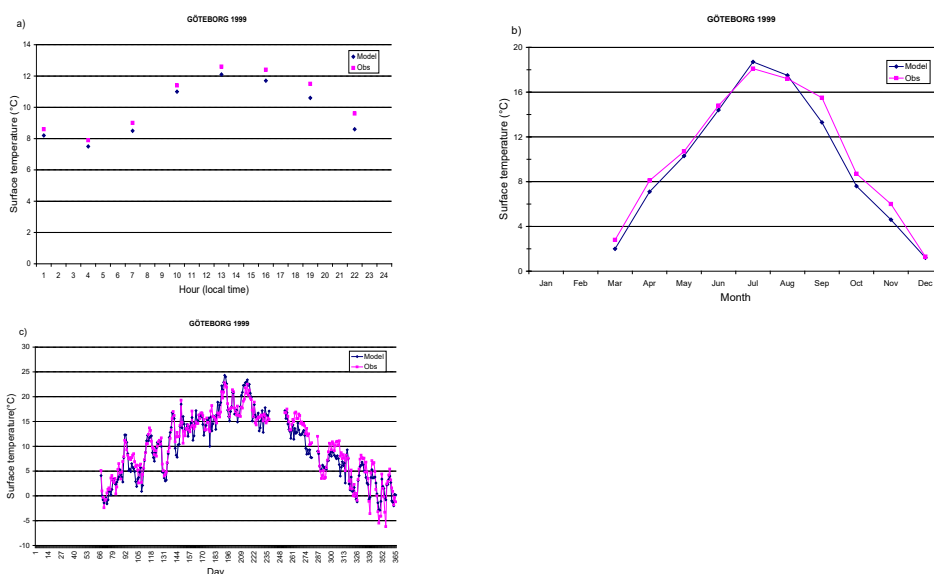
NVDB på Karta. (u.å.). Hämtad 05 november 2024, från <https://nvdbpakarta.trafikverket.se/map>
Program för samordnad kontroll 2024-2028. (u.å.).

Riksdagsförvaltningen. (2010, maj 27). *Luftkvalitetsförordning, SFS 2010:477 Svensk författningssamling 2010:2010:477 t.o.m. SFS 2020:822—Riksdagen*.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/luftkvalitetsforordning-2010477_sfs-2010-477

Bilaga A TAPM-modellen

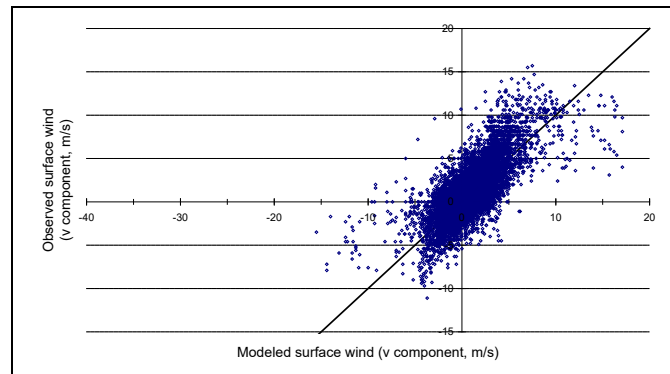
För framtagandet av meteorologi har TAPM (The Air Pollution Model) använts, vilket är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO i Australien. TAPM använder indata i form av meteorologi från storskaliga synoptiska väderdata, topografi, markbeskaffenhet indelat i 31 olika klasser (t.ex. is/snö, hav, olika tätortsklasser m.m.), jordart, havstemperatur, markfuktighet m.m. Topografi, jordart och markanvändning ingår i modellens databas med en upplösning på ca 1 km × 1 km men kan förfinas ytterligare genom utbyte till lokala data. Utifrån storskaliga synoptiska meteorologiska data simulerar TAPM den marknära lokalspecifika meteorologin ner till en skala på ca 1 km × 1 km, utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna ett tredimensionellt vindflöde från marken upp till ca 8 000 m höjd, lokala vindflöden (så som sjö- och landbris), terränginducerade flöden (t.ex. runt berg), omlandsbris samt kallluftflöden mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. Även luftens skiktning, temperatur, fuktighet, nederbörd m.m. beräknas horisontellt och vertikalt.

Modellen har validerats i både Australien och USA, och IVL Svenska miljöinstitutet har också genomfört valideringar för svenska förhållanden i södra Sverige.¹ Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. I Chen m.fl. (2002) gjordes även en jämförelse mellan uppmätta och modellerade (med TAPM) parametrar. I Figur A.1 presenteras jämförelsen av temperatur i olika tidsupplösning. I Figur A.2 presenteras en jämförelse mellan uppmätt och beräknad vindhastighet vid Säve i Göteborg. Jämförelse mellan uppmätta och modellerade ozon- och NO₂-halter har genomförts i Australien (Figur A.3).

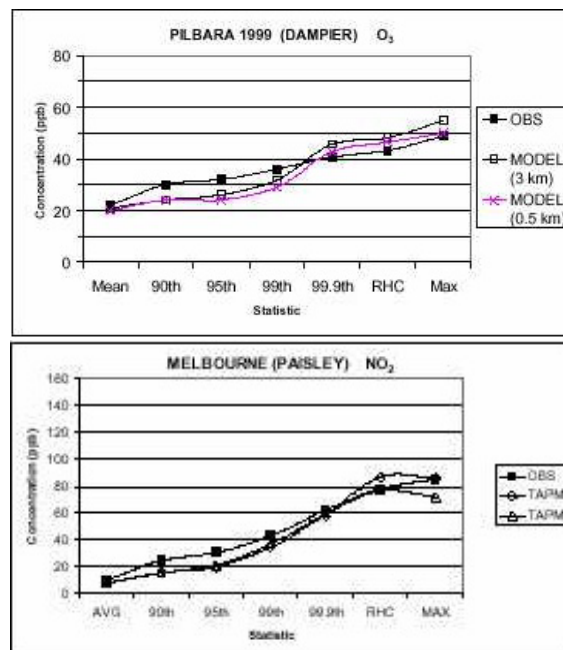


Figur A.1 Uppmätt och modellerad lufttemperatur i Göteborg för 1999: (a) timvariation, (b) säsongvariation och (c) dygnsvariation.

¹ Chen m.fl. 2002: *Application of TAPM in Swedish West Coast: validation during 1999–2000*, IVL-rapport L02/51



Figur A.2 Jämförelse mellan beräknad och uppmätt vindhastighet vid Säve 1999.



Figur A.3 Jämförelse mellan uppmätta och modellerade halter av ozon (O₃) och kvävedioxid (NO₂) i Australien, gridupplösning 3 × 3 km.

Referenser

Chen m.fl. 2002: *Application of TAPM in Swedish West Coast: validation during 1999–2000*, IVL-rapport L02/51

Pun, B K. Wu S-Y and Seigneur C. 2002: Contribution of Biogenic Emissions to the Formation of Ozone and Particulate Matter in the Eastern United States, *Environ. Sci. Technol.*, 36 (16), 3586–3596, 2002.

Bilaga B ADMS-modellen

För att beräkna plymlyftet har modelleringsprogrammet ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) version 5.2.2 använts. ADMS är en diagnostisk spridningsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används huvudsakligen för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (dvs. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären. Modellen används över hela världen både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekten av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter vid spridningsberäkningarna. ADMS kan, förutom vanlig spridning, även beräkna torr- och våtdeposition, plymvisibilitet och lukt.

ADMS hanterar såväl timupplösta meteorologiska data såväl som väderstatistik och resultaten kan visas som spridningskartor och/eller i enskilda receptorpunkter i ett antal olika applikationer. Emissioner kan läggas in i ADMS som punkt-, area-, linje-, volym- och så kallade jetkällor. Eftersom vinden, både riktning och hastighet, är den parameter som starkast påverkar spridningen, oavsett vilken modell som används så är det mycket viktigt att en lokalt framtagen meteorologi används. För att ge relevant lokal meteorologiska indata har modellen TAPM (version 4.0) från Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) i Australien använts. TAPM är en storskalig meteorologisk prognosmodell som behöver indata i form av storskalig meteorologi, topografi, markanvändning m.m. Baserat på detta beräknas lokalt modifierad vind, dvs. avlänkning pga. topografi, sjö/landbris, omlandsbris, inversioner m.m.

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