

LUKTUTREDNING FÖR DETALJPLAN HÄGGVALL 3:43, FRÅN HÖVIKSNÄS RENINGSVERK

2021-08-20



LUKTUTREDNING FÖR DETALJPLAN HÄGGVALL 3:43, FRÅN HÖVIKSNÄS RENINGSVERK

KUND

Tjörns kommun

KONSULT

WSP Environmental Sverige

Box 13033

WSP Sverige AB

402 51 Göteborg

Besök: Ullevigatan 19

Tel: +46 10 7225000

wsp.com

KONTAKTPERSONER

WSP

David Gombrii

david.gombrii@wsp.com

+46 10 721 05 01

Kund

Atle Heidarsson

atle.heidarsson@tjorn.se

+46 304 60 11 55

UPPDRAGSNAMN

Luktutredning Häggvall 3_34

UPPDRAGSNUMMER

10321740

DATUM

2021-08-20

ÄNDRINGSDATUM

Granskad av

Lin Tang

Godkänd av

David Gombrii

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	4
1. INTRODUKTION OCH SYFTE	5
2. BAKGRUND	5
2.1. OMRÅDESBESKRIVNING	5
2.2. IDENTIFIERADE LUKTKÄLLOR PÅ RENINGSVERKET	6
2.3. LUKT	6
2.4. GENERELLT KRING BEDÖMNINGSGRUNDER OCH RIKTVÄRDEN FÖR LUKT	7
2.5. BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR LUKT SOM ANVÄNDS I DENNA UTREDNING	8
3. METOD OCH UNDERLAG FÖR BERÄKNINGARNA	8
3.1. LUKTPROVTAGNING	8
3.2. DRIFTSTIDER OCH BESKRIVNING AV LUKTKÄLLORNA	9
3.3. SPRIDNINGSMODELLERING	10
3.3.1. Spridningsmodell	10
3.3.2. Meteorologiskt typår	10
4. RESULTAT	11
5. DISKUSSION	13
5.1. ÅTGÄRDER	13
5.2. OSÄKERHETER I BERÄKNINGEN	13
6. SLUTSATS	14
REFERENSLISTA	15

SAMMANFATTNING

Tjörns kommun planerar för bostäder på fastinget Häggvall 3:43. Under planprocessen lyfte Länsstyrelsen frågan att utreda luktstörning från det närliggande Höviksnäs reningsverk, placerat ca 250 meter från planområdet. I denna utredning har luften från reningsverkets luktkällor provtagits och analyserats, och baserat på analysens resultat har beräkningar gjorts av lukten inom planområdet.

Svenskt riktvärde för lukt i utomhusluft saknas. Därmed har beräknade halter jämförts med det norska riktvärdet för lukt inom bostadsområden. Beräkningarna visar på att det norska riktvärdet för timmedelvärde överskrids med upp till cirka två gånger inom området där bostäder är planerade under 106 timmar per år (1,2 % av årets timmar).

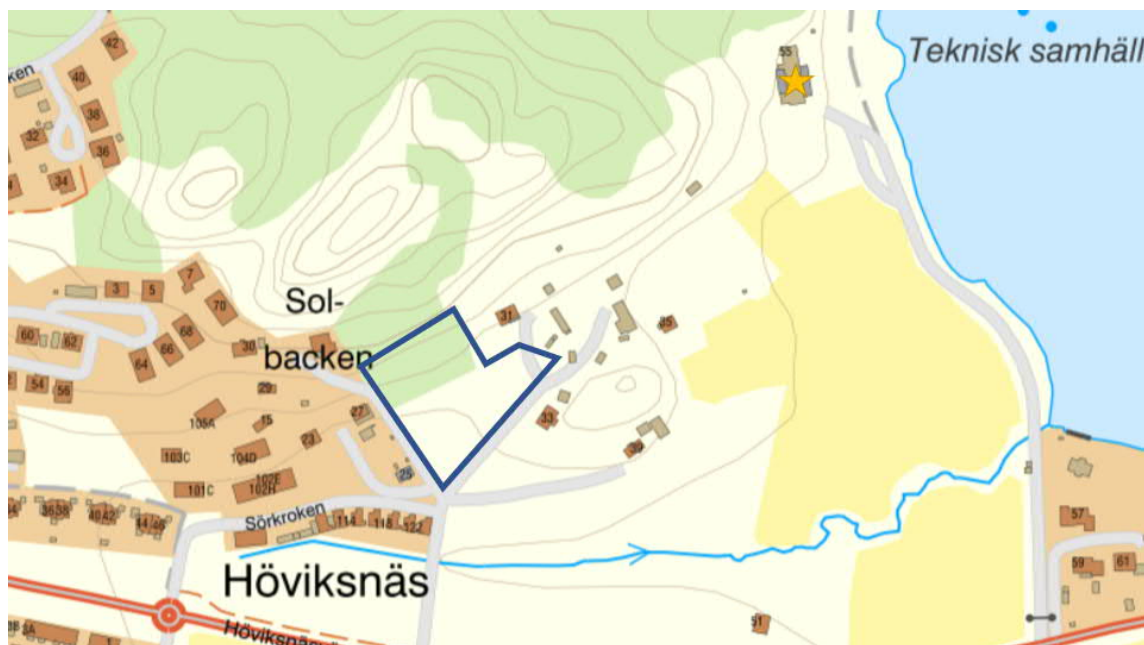
1. INTRODUKTION OCH SYFTE

WSP har på uppdrag av Tjörns kommun genomfört provtagning samt spridningsberäkningar för lukt från Höviksnäs reningsverk, på Tjörns östkust. Frågan är lyft av Länsstyrelsen under planprocessen då reningsverket ligger förhållandevis nära detaljplaneområdet. Processerna på reningsverket skapar lukt vilket släpps ut till omgivningen. En del av utsläppen är idag renade. Syftet med den här utredningen har varit att kartlägga hur lukt från verksamheten påverkar kommunens detaljplan för fastighet Häggvall 3:43 och om luktstörning kan förväntas komma att uppstå. Detaljplanen planeras att innehålla bostadsbyggnader med två till tre våningar, där trevåningshusen är i souterräng. Avståndet mellan reningsverket från detaljplaneområdet är 190-350 meter. Luktutredningen har utförts genom luktprovtagning, bestämning av luktutsläpp, spridningsberäkningar där lukthalter inom detaljplaneområdet har beräknats. De beräknade lukthalterna jämförs sedan med norska och danska riktvärden för lukt. Svenska riktvärden för lukthalt i utomhusluft saknas.

2. BAKGRUND

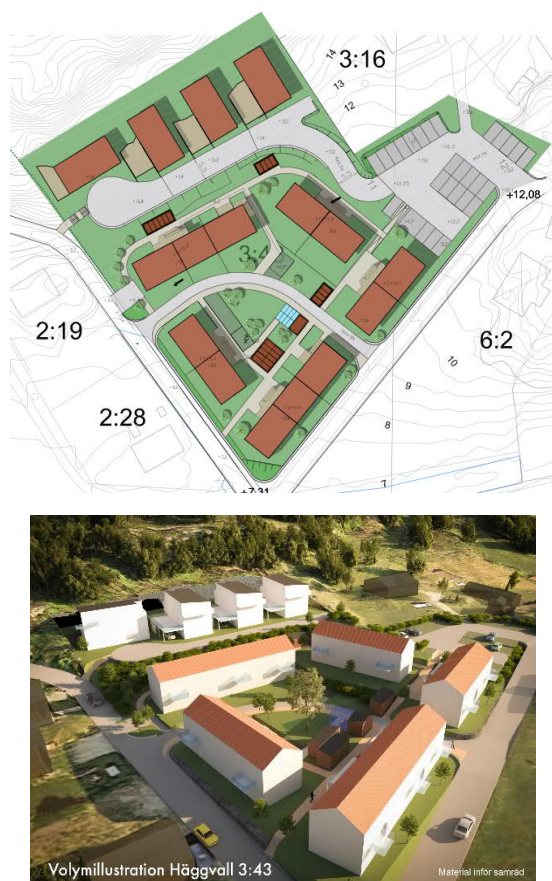
I följande avsnitt beskrivs bakgrunden till denna luktutredning, vad lukt är och hur det kan bedömas.

2.1. OMRÅDESBESKRIVNING



Figur 1. Geografisk lokaliseringskarta över Höviksnäs reningsverk. Stjärnan visar Höviksnäs reningsverk. Mörkblått område visar detaljplaneområdet Häggvall 3:43.

Reningsverket och detaljplaneområdet visas i Figur 1. Figur 2 visar detaljplaneområdet. Samtliga byggnader (förutom garage) är planerat att bli bostäder.



Figur 2. Överst: situationsplan av detaljplaneområdet på Häggvall 3:43 sett uppifrån. Nederst: illustrationsbild av detaljplaneområdet.

2.2. IDENTIFIERADE LUKTKÄLLOR PÅ RENINGSVERKET

Störande lukt har identifierats att framförallt avges från biofiltret och blåsmaskinrummet. Viss lukt har även identifierats komma från slamsilon och kvävereningen.

2.3. LUKT

Lukt kan definieras som en känsla som härrör från interverkan av flyktiga kemiska ämnen som inhaleras genom näsan, såsom svavelföreningar (t.ex. sulfider, merkaptaner), kväveföreningar (t.ex. ammoniak, aminer) och flyktiga organiska föreningar (t.ex. estrar, syror, aldehyder, ketoner, alkoholer) (Leonardos m. fl., 1969). Lukt från mänskliga aktiviteter är till exempel utsläpp från industri och jordbruk, där bland avloppsreningsverk, livsmedelsindustri, foderanläggningar, avfallsanläggningar, boskap, gjuterier, petrokemiska parker, slakterier, pappers- och massaanläggningar samt komposteringsanläggningar. Lukt är en subjektiv upplevelse som beror på flera faktorer som påverkar klagomålsfrekvensen: luktfrekvens (hur ofta det luktar), luktstyrka (koncentrationen av luktande ämnen), karaktären på lukten (t.ex. farlig eller obehaglig lukt), ortsvanlighet (boende på en plats/ort vänjer sig [lukten upplevs som svagare] vid vanliga lukter på orten/platsen) och historik (personlig känslighet för vissa lukter) (Axenhamn och Thordstein, 2018).

Luktconcentration mäts i luktenheter per kubikmeter (l.e./m³). 1 l.e./m³ definieras som vid den koncentration där 50 % av befolkningen kan förnimma lukt. Luktconcentrationen mäts i l.e./m³

är proportionell mot andelen luktämnen i luften (mätt i mg/m³). Därmed innehåller luft med luktconcentrationen 2 l.e./m³ dubbelt så mycket luktande ämnen som luft med luktconcentrationen 1 l.e./m³. Upplevelsen av luktstyrka är logaritmisk, så att skillnaden mellan 1 och 10 l.e./m³ upplevs som lika stor som skillnaden mellan 10 och 100 l.e./m³ av ett och samma luktande ämne. Dock skiljer sig upplevelsen av en given procentuell skillnad mycket mellan olika luktande ämnen. Detta medför alltså att 1 l.e./m³ av två olika luktande ämnen uppfattas lika starkt (precis förnimbar av en genomsnittlig person), medan 2 l.e./m³ kan upplevas olika starkt (intensitet) mellan olika ämnen. Till exempel kan man känna jordluft vid mycket låga koncentrationer (mg/m³) medan luktintensiteten inte ökar så mycket med ökad koncentration. Luktintensiteten av lik och förruttnelse ökar däremot kraftigt med ökad koncentration, så att 2 l.e./m³ likluft upplevs som betydligt mer intensivt än 2 l.e./m³ jordluft (Laliberte, 2021).

2.4. GENERELLT KRING BEDÖMNINGSGRUNDER OCH RIKTVÄRDEN FÖR LUKT

Det finns ett stort antal anläggningar i Sverige där klagomål på lukt förekommit (Axenhamn och Thordstein, 2018). Dock har riktvärden och lagstadgade skyddsavstånd för lukt inte definierats i Sverige, inte heller för lukt från olika typer av verksamheter. Riktvärden finns dock till exempel i våra grannländer Danmark och Norge, se Tabell 1.

Tabell 1 Omgivningsriktvärden för lukt i Danmark och Norge för industriområden och känsligare områden, såsom bostadsområden.

Land	Källor	Riktvärde (l.e./m ³)	Medelvärdes tid	Percentil	Rekommenderad "peak-to-mean"-faktor
Danmark	Industriområde och känsliga platser*	5–10	1 minut, maxmånad**	99	7,8
Norge	Bostadsområde nedre gränsen och industriområde övre gränsen, nära granne	1-2	1 timme, maxmånad	99	1

* Känsliga platser är platser vid bostäder, skolor och sjukhus.

** Med maxmånad menas den månad under året med högst lukthalt. Riktvärdet reglerar alltså halten under årets värsta månad, där överskridande av riktvärdet tillåts under 1 % av timmarna (dvs 7-8 timmar). Vad halten är under de övriga elva månaderna är **inte** reglerat.

Upplevelsen av lukt handlar ofta om en ögonblicklig upplevelse (1,6 sekunder, enligt Mainland och Sobel, 2006). Detta ställer höga krav på spridningsmodellerna som behöver kunna hantera mycket korta tidsskalor. En faktor, s.k. "peak-to-mean"-faktor, är den mest använda metoden för att anpassa långsiktiga koncentrationer (timmedelvärden) till kortvariga koncentrationer (t.ex. minutmedelvärden). "Peak-to-mean"-faktorn beror på atmosfärisk turbulens (stabilitet), avståndet från källan, oregelbundenheter i meteorologiska data och emission, och källornas placering och omgivning. Ofta används peak-to-mean-faktor 2,3, men i Tyskland rekommenderas 4 och i Danmark 7,8.

Bedömningskriterier för vad som anses vara en acceptabel luktstyrka varierar i Sverige. Praktiska erfarenheter från luktprovtagningar utförda av AFRY, spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån

underskrider 0,2–0,5 l.e./m³ vid en minuts samplingstid (Sten-Åke m. fl., 2013). Sweco förslår ett årligt minutmedelvärde (99-percentil) på 0,5 l.e./m³ och max omkring 1 l.e./m³ i begränsade områden där det saknas åretruntbostäder (Axenhamn och Thordstein, 2018). SMHI redovisar lukt-koncentration i form av luktfrekvenser under maxmånad som är ett mått på hur stor del av en tidsperiod som en genomsnittsperson uppfattar den aktuella lukten (www.smhi.se). Ett annat riktvärde som används för lukt är att använda arbetsmiljöverkets hygieniska riktvärden för specifika kemiska ämnen av luftföroreningar och dela med 1000, för att ta hänsyn till långtidsexponering för utomhusluft (Haeger-Eugensson m.fl., 2016).

Tidigare luktutredningar har visat på att det norska och danska riktvärdet samt Swecos rekommenderade riktvärde täcker in ungefär lika stort område med överskridanden med en variation på ± 20 % i avståndet från anläggningen till gränsen för överskridande. Det norska riktvärdet täcker in det minsta området (förutsatt att 7,8 används som peak-to-mean-faktor för det danska riktvärdet), medan det danska riktvärdet och Swecos rekommenderade riktvärde ger båda överskridande på störst avstånd från anläggningen beroende på riktning från anläggningen (Tang och Gombrii, 2020).

2.5. BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR LUKT SOM ANVÄNDS I DENNA UTREDNING

I denna studie används det norska riktvärdet som jämförelse med de beräknade lukt-koncentrationerna av timmedelvärdet under maxmånad. Detta då dessa är ett etablerat riktvärde och då de kommer från vårt grannland och därmed bör spegla en acceptabel luktnivå i vår del av världen. Fördelen jämfört med till exempel det danska riktvärdet är också att det inte krävs behov av omvandling mellan tim- och minutmedelvärde, vilket skulle medföra stora osäkerheter i de beräknade halterna. Att det norska riktvärdet klaras medför inte total luktfrihet under maxmånad, men får anses ligga på en acceptabel nivå.

3. METOD OCH UNDERLAG FÖR BERÄKNINGARNA

För att beräkna påverkan av lukt från avfallsanläggningen har provtagning av lukt, emissionsbestämning och spridningsberäkning genomförts.

3.1. LUKTPROVTAGNING

Luktprovtagning och analys av luktavgång från Höviksnäs reningsverk i Tjörns kommun utfördes av Centriair i mitten på maj 2021. Lukt har bedömts avges till omgivningen från ett biofilter, utblås från ett blåsmaskinrum, vid påfyllning av en slamsilo, samt från öppningar på en kvävereningstank, se Figur 3. Störst luktemissioner identifierades att avges från biofiltret och blåsmaskinrummet, i synnerhet vid höga luftflöden från blåsmaskinrummet. Provtagningen beskrivs närmare i Bilaga 4. Tekniska data av källorna av störande lukt redovisas i Tabell 2.



Figur 3 Luktutsläpp på Höviksnäs reningsverk. De dominerande källorna är lakvattendam 1 (källa 2) (februari) samt gasupptraderingen (källa 8) (juni).

Tabell 2 Tekniska data för de provtagna luktkällorna.

No.	Källor	Temperatur (°C)	Höjd över mark (meter)	Area(m ²)/ Diameter (m)	Luftflöde [m ³ /s]	Luktemission [l.e./s]	Drift
1	Biofilter	Rumstemperatur	Marknivå	230 m ²	1,5	3000*	Konstant
2	Blåsmasinrum	Rumstemperatur	5	0,5 m	0,3-1,5	530-2700**	Konstant
3	Slamsilo	Omgivningstemperatur	12,3	0,2 m	0,00013	300	Några timmar per dygn
4	Kväverening	10-15	7,8	Ca 0,5 m ²	0,031	46	Konstant

* Detta är luktemissionen efter reningen. Biofiltret hade vid provtagningen en reningsgrad på 97 %. Beräkningarna förutsätter alltså att biofiltret har en oförändrad reningsgrad.

** Kvävereningen har ett varierade luftflöde, men verksamheten vet inte hur det varierar över tid. Därför har beräkning gjorts på såväl det högsta som det lägsta flödet.

3.2. DRIFTSTIDER OCH BESKRIVNING AV LUKTKÄLLORNA

Samtliga luktkällor avger lukt året om och upplevs av verksamheten vara någorlunda konstant. Ev. avges något mer lukt under sommarmånaderna, då slammet i reningsverket är tjockare. Undantaget är slamsilon, som avger lukt i små doser, då nytt slam trycks in i silon några gånger

per dag. Volymerna som trycks in är dock små (upp till ca 0,5 m³ per gång), så denna källa har endast en marginell påverkan på den totala avgivna lukten. Antagandet att samma mängd luktande luft avges från slamsilon som trycks in i den förutsätter dock att slamsilon är tät.

Vid besök på verksamheten identifierades dock en hel del lukt intill silon, framförallt vid silons topp och botten, alltså inte bara vid utsläppspunkten. Detta tyder på att det idag finns läckage från silon. Detta läckage är dock svårt att kvantifiera samt det bör vara relativt lätt att tät, varför dessa inte inkluderas i beräkningen.

Luktprovtagningen visade även på större variationer i luftutsläppen över tid och/eller mätplats för biofiltret och kvävereningen. För att erhålla ett medelvärde har två prover tagits på varje luktkälla med några minuters mellanrum och medelvärdet av dessa provtagningar använts i beräkningen.

3.3. SPRIDNINGSMODELLERING

I detta avsnitt beskrivs metoden för spridningsmodelleringen.

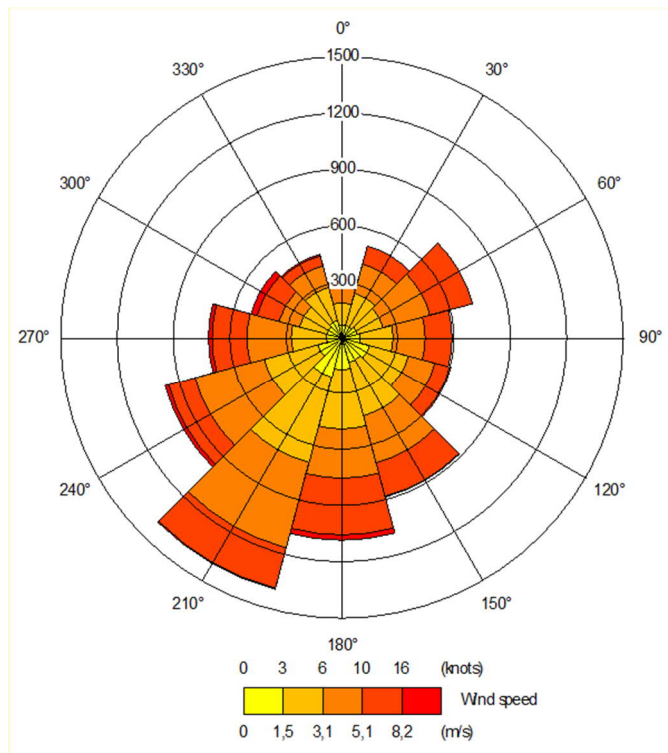
3.3.1. Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna är utförda med ADMS-modellen (Atmospheric Dispersion Modelling System) utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien (se Bilaga 3 ADMS-modellen). Likt AERMOD och Calpuff är ADMS en gaussisk plymmodell som är flexibel och är lämplig för spridning av luktutsläpp. ADMS kan prognostisera luktkoncentrationen på marknivå i området runt en anläggning och bedöma dess frekvens och masskoncentration.

Vid spridningsberäkningarna har ett område på 500x400 m (ÖxN) använts med en geografisk upplösning för varje beräkningsruta på 5x4 m. Beräknade haltbidrag redovisas för en höjd 1,5 meter ovan mark för att representera andningshöjd. Resultatet från modelleringen kan jämföras med riktvärden för att undersöka om det finns risk för luktstörningar i närheten av bostadsområden, skolor, sjukhus och arbetsplatser.

3.3.2. Meteorologiskt typår

För att kunna genomföra en bedömning av den generella luktnivån för närområdet, beräknades lukt för ett så kallat meteorologiskt typår. Ett typår är en sammansättning av månader från olika år som tillsammans bildar ett representativt år avseende typiska spridningsförutsättningar, se Bilaga 2 Meteorologiskt typår. Meteorologiska förhållandena i området vid anläggningen beräknades med modellen TAPM (The Air Pollution Model från CSIRO i Australien). Modellen beräknar det lokala vindfältet med hänsyn till topografi, markanvändning, havstemperatur samt luftens stabilitet mot bakgrund av den storskaliga meteorologin, se Bilaga 1 TAPM-modellen. För att öka noggrannheten assimilerades modellen med lokala vindförhållanden, uppmätta vindhastigheter och vindriktningar vid närmsta mätstation med komplett vinddata (Femman), det vill säga modellen anpassades så att de meteorologiska förhållandena som råder på mätplatsen även återskapas i TAPM-modellen.



Figur 4 Vindros under typår vid verksamheten,

För det beräknade lokala meteorologiska typåret är de dominerande vindarna sydväst-västlig (39 % av årets timmar). De vanligaste vindhastigheterna är mellan 1,5 och 4,5 m/s (53 %), "låg vind" (vindhastigheter mindre än 1,5 m/s) 14 %, se Figur 4.

I avsnitt 4 redovisas beräknade luktkoncentrationen som 99-percentilen av timmedelvärden för maxmånad. Med maxmånad avses 99-percentilen av timmedelvärdet under årets värsta månad beräknat separat för varje beräkningspunkt. Det kan alltså vara olika månader för olika beräkningspunkter, framförallt beroende på vilken månad det blåser från anläggningen mot respektive beräkningspunkt. Till exempel kan det i januari vara mycket västliga vindar (vinden kommer från väst) vilket medför höga halter på beräkningspunkter öster om anläggningen, medan det i september är mycket nordliga vindar vilket medför höga halter på beräkningspunkter söder om anläggningen.

4. RESULTAT

Spridningsberäkningar för lukt utfördes för de meteorologiska förhållandena under typåret, baserat på emissioner, driftstider och källplaceringar som erhållits från luktprovtagningen och verksamhetsutövaren. Timmedelvärdet (99-percentil) under månaden med högsta halter (maxmånad) av beräknade lukthalterna kring reningsverket med det största flödet från blåsmaskinrummet redovisas i Figur 5. Månaden mars beräknades ge de högsta lukthalterna. Beräkningarna visade att blåsmaskinrummet endast har en marginell påverkan på lukthalterna vid detaljplaneområdet, varför endast beräkning med det högsta flödet redovisas nedan.



Figur 5. Beräknat timmedelvärde (99-percentil) av lukthalt (I.e./m³) under maxmånad. Rutorna med blå kant visar placeringen av de mest utsatta platserna på planområdet, se Tabell 3.

I Tabell 3 sammanfattas de beräknade lukthalterna samt frekvensen av överskridanden dels vid det mest utsatta området inom planområdet samt vid de mest utsatta bostäderna inom planområdet. Den mest utsatta punkten ligger i den östra spetsen av området, där parkeringsplatser idag är planerade, se Figur 2, så överskridanden här bör rimligen ses som mindre problematiska.

Tabell 3. Beräkningsresultat sammanfattat för två viktiga punkter. Luktconcentrationen är 99-percentil av timmedelvärdet under maxmånad. Punkternas placering visas i Figur 5 i rutorna med blå kant.

Punkt	Avstånd till dominerande luktkällan (m)	Luktconcentration (I.e./m ³)	Månader per år när riktvärdet överskrids	Timmar per år när riktvärdet överskrids
1. Planområdets mest utsatta punkt	200	2,8	5-6	162
2. De mest utsatta bostäderna	250	2,2	3	106

Beräkningarna visar på att det norska riktvärdet för timmedelvärde överskrids med ca 2 gånger vid de mest utsatta bostäderna. Överskridande av det norska riktvärdet beräknas ske kring 106 av årets 8760 timmar vid de mest utsatta bostäderna (dvs i genomsnitt två timmar per vecka eller 1,2 % av årets timmar).

Vad gäller de olika källorna visar beräkningen på att biofiltret tydligt dominerar lukten inom planområdet, i synnerhet vid väderförhållanden då lukthalten är som störst. Biofiltret utgör cirka 80 % av den totala lukthalten inom detaljplaneområdet och blåsmaskinrummet cirka 20 %, då luftflödet är som störst. Att den utgör en större del av lukthalten än dess andel av de totala

emissionerna (ca 50 % på luftflödet på blåsmaskinrummet är som störst) beror på att källhöjden är lägre än för övriga luktkällor.

Beräkning gjordes även av lukten vid olika våningsplan för att avgöra lukten som uppfattas om man vädrar med öppet fönster. Beräkningen visar på att lukthalten minskar något på högre våningsplan, omkring 5-7 % per våningsplan.

5. DISKUSSION

Beräkningarna visar på överskridande av det norska riktvärdet för timmedelvärde av lukt i bostadsområden på 1 l.e./m³ under årets mest utsatta månad. Lukthalterna överstiger även precis det norska riktvärdet för industriområden intill en luktande verksamhet (2 l.e./m³) inom den del av planområdet där det planeras bostäder. Huruvida en lukthalt av drygt 2 l.e./m³ är uppfattas som störande eller ej beror på vilka luktämnen som emitteras från reningsverket, enl. beskrivningen i avsnitt 2.3. Analys av detta är dock inget som ingår i denna utredning.

Värt att tillägga är att det idag finns bostäder som ligger lika nära eller närmare reningsverket än de planerade bostäderna i inom planområdet, som inte har uppgivit några kända klagomål avseende lukt. Den mest luktutsatta av dessa bostäder har ett beräknat timmedelvärde på 3,5 l.e./m³.

En samlad bedömning är därmed att tydlig lukt kommer kunna uppfattas inom planområdet, även i området där bostäder är planerade under de 106 timmarna per år när det blåser från reningsverket, och att lukten ligger över gränsen till att uppfattas som en olägenhet enl. det norska riktvärdet.

5.1. ÅTGÄRDER

Beräkningen förutsätter att reningsverket i framtiden är oförändrat. Det finns dock flera möjliga sätt att minska mängden avgiven lukt från reningsverket och på så sätt förhoppningsvis kunna eliminera eller kraftigt minska luktstörning inom planområdet. Mer om åtgärder som skulle kunna vara möjliga för de olika luktkällorna går att läsa i bilaga 4 på sida 9.

Utifrån beräkningarna bör i första hand biofiltret åtgärdas till exempel genom uppgradering till ny utrustning med högre reningsgrad och/eller genom att leda upp utsläppen i en skorsten några meter ovan mark. Att utsläppet från blåsmaskinrummet släpps ut fem meter ovan mark minskar till exempel lukten från denna källa inom planområdet avsevärt.

5.2. OSÄKERHETER I BERÄKNINGEN

Beräkningarna innehåller som alltid ett antal osäkerheter framförallt vad gäller eventuella avvikelser mellan uppmätta luktemissioner och de verkliga luktemissionerna.

- Reningsgraden på biofiltret kan variera över tid. Den kan både öka och minska. Provtagningen gjordes på emissionerna vid ett enda tillfälle. Med väl underhållna filter bör inte reningsgraden ändras över tid. Beräkningarna förutsätter en oförändrad reningsgrad från det att provtagningen gjordes. Provtagning gjordes även av den

orenade luften innan biofiltret vilket visade på att biofiltret har en 97-procentig reningsgrad av lukt i den luft som renas. Därmed kan eventuella defekter på biofiltret innebära betydligt större tillfälliga utsläpp av lukt innan biofiltret repareras.

- Provtagningen visade att två av luktkällorna hade en varierade luktemission (biofiltret och kvävereningen). Framst biofiltret är dock av betydelse för lukten inom planområdet, i och med att kvävereningen endast utgör en marginell del av de totala luktemissionerna. Luktemissionen från biofiltret varierade med en faktor fem mellan de två luktproven. Dessa luktprover togs dock vid olika platser, dels i mitten av biofiltret och dels vid dess kant. Detta gör det svårt att veta om variationen skedde över tid eller mellan olika platser på biofiltret eller både och. Om det främst var platsen för provtagning som avgjorde utfallet bör beräkningen spegla den verkliga lukten väl, då ett medelvärde av de två luktproven användes i beräkningen. Om emissionerna varierar över tid, vilket kan bero på variationer och periodiciteter i reningsverkets processer (se vidare resonemang i bilaga 4), är det svårt att veta om den provtagna lukten är representativ, underskattad eller överskattad. Att provtagningen gjordes vid ett par tillfällen och beräkningen baseras på ett medelvärde av dessa prover per källa minskar dock risken för att provtagningen och därmed beräkningen är icke-representativ, i synnerhet då verksamheten själv uppger att de inte upplever några större variationer i luktemissionerna från reningsverket som helhet.
- Vid provtagningen upptäcktes misstänkt läckage av luktande luft från slamsilon. Detta upptäcktes genom att lukt uppfattades vid slamsilons topp och botten, även en bit från slamsilons utblås. Detta tyder på att den verkliga luktemissionen från slamsilon är större än den emissionen som användes i beräkningen, som förutsätter att slamsilon är tät och att precis samma volym luft åker ut ur slamsilon som volymen av slam som trycks in i silon. Då proverna visade på att luktkoncentrationen i slamsilons luft är mycket hög skulle det kunna röra sig om endast små läckage som ändå tydligt kan uppfattas i närheten av luktkällan. Värt att notera är dock att, förutsatt en tät slamsilo, utgör den endast en marginell del av den totala luktemissionen från reningsverket, varför ett mindre läckage inte nämnvärt skulle förändra de beräknade lukthalterna inom planområdet. För att försäkra sig om att slamsilon inte kommer vara ett problem bör dock antingen noggrannare studie göras av luktemissionerna från slamsilon och/eller eventuella läckage identifieras och tätas (se bilaga 4 för vidare resonemang). Även tömning av silon skulle kunna vara en potentiell luktkälla, dock inte kontinuerligt. Denna luktkälla har dock inte inkluderats i beräkningarna, dels då den är svår att kvantifiera och då den endast sker stundtals. För att minska risken för störning vid tömning bör tömningspunkten kapslas in.

6. SLUTSATS

Beräkningarna visar på att det norska riktvärdet för timmedelvärde överskrids med upp till cirka två gånger inom området där bostäder är planerade under 106 timmar per år (1,2 % av årets timmar).

REFERENSLISTA

Axenhamn, L. och Thordstein, C., 2018. Luktutredning, energi och miljöcenter, EMC. SWECO rapport 13002552.

Haeger-Eugensson, M., Nygren, H., Achberger, C., García, M.R., 2016. Spridningsberäkningar för lukt och partiklar för delområdet Skeppsbron, söder om Munksjön, Jönköping. COWI rapport A072864.

Laliberte, Guy, Odotech, http://www.odotech.com/en/odour_concentration_vs_intensity/. 2027-07-25. Hämtad: 2021-08-20

Leonardos, G., Kendall, D., Barnard, N., 1969. Odor threshold determinations of 53 odorant chemicals. J. Air Pollut. Control Assoc. 19, 91–95.

Mainland, J., Sobel, N., 2006. The sniff is part of the olfactory percept. Chem. Senses, 31, 181–196.

Robins, A.G., 1979. Development and structure of neutrally simulated boundary layers. J. Ind. Aerodyn. 4, 71-100.

Tang, L., och Gombrii, D., 2020. Luktutredning från Ginsten slakteri, Halmstad. WSP rapport 10297496, 2020-02-20.

VI ÄR WSP

WSP är ett av världens ledande analys- och teknikkonsultföretag. Vi verkar på våra lokala marknader med stöd av global expertis. Som tekniska experter och strategiska rådgivare har vi tillgång till ingenjörer, tekniker, naturvetare, planerare, utredare och miljöspecialister liksom professionella projektörer, konstruktörer och projektledare. Vi erbjuder hållbara lösningar inom Hus & Industri, Transport & Infrastruktur och Miljö

WSP Sverige AB
Box 13033
402 51 Göteborg
Besök: Ullevigatan 19

T: +46 10 7225000
Org nr: 556057-4880
Styrelsens säte: Stockholm
wsp.com



BILAGA 1 TAPM-MODELLEN

TAPM (The Air Pollution Model) är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO i Australien. För beräkningarna i TAPM behövs 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 mm. Topografi, jordart och markanvändningen finns inlagd i modellens databas med en upplösning av ca 1x1 km, men kan förbättras ytterligare genom utbyte till lokala data. Utifrån den storskaliga synoptiska meteorologin simulerar TAPM den marknära lokalspecifika meteorologin ner till en skala av ca 1x1 km utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna ett tredimensionellt vindflöde från marken upp till ca 8000 m höjd, lokala vindflöden så som sjö- och landbris, terränginducerade flöden (t.ex. runt berg), omlandsbris samt kallluftsflöden mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. Även luftens skiktning, temperatur, luftfuktighet, nederbörd mm beräknas horisontellt och vertikalt.

Modellen har validerats i många länder, och Chen m.fl. (2002), har också genomfört valideringar för svenska förhållanden dels i södra Sverige. Tang m.fl. (2009) gjordes även en jämförelse mellan uppmätta, beräknade meteorologiska parametrar med TAPM och MM5 i Göteborg. Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden i olika tidsupplösning.

Referenser

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

Tang, L., Miao, J.-F., & Chen, D., (2009). Performance of TAPM against MM5 at urban scale during GÖTE2001 campaign. Boreal Environment Research 14(2), 338-350.

BILAGA 2 METEOROLOGISKT TYPÅR

Som meteorologiska indata till spridningsberäkningar används ofta ett specifikt år eller ett statistiskt medelår. Vid användande av ett specifikt år (t.ex. 2005) finns risk att detta år inte återspeglar "normala" spridningsförutsättningar eftersom klimatets mellanårsvariabilitet är stor i Sverige. Osäkerheten med ett statistiskt medelår är att detta kanske aldrig existerar i verkligheten eftersom det är en statistisk produkt.

Vanligt förekommande vid spridningsberäkningar är att istället använda ett s.k. meteorologiskt typår. Ett typår är baserat på en objektiv väderklassificering (Lamb's väderklasser) dygn för dygn baserat på data från 1948-nu (Chen, 2000). Med hjälp av lufttrycksdata, lokalisering av hög-/lågtryck och vindhastighet erhåller man ett typår, där fördelningen av olika väderklasser är de samma som för hela tidsperioden (1948-nu). Ett typår är en sammansättning av månader från olika år och kan därför bestå av exempelvis januari 2001, februari 2002 o.s.v. Motsvarande metod har använts i Storbritannien i många år (Jenkins and Collin 1977, Jones and Kelly 1982 och Jones et al. 1993).

Referenser

- Chen, D., (2000). A monthly circulation climatology for Sweden and its application to a winter temperature case study. *Int. J. Climatol.* 20: 1067–1076.
- Jenkins and Collin, (1977). An Initial Climatology of Gales over the North Sea. Synoptic Climatology Branch Memorandum, 62.
- Jones and Kelly, (1982). Principal Component Analyses of the Lamb Catalogue of daily weather types: Part 1, annual frequencies. *J. Clim.*, 2: 147-157.
- Jones et al. (1993). A comparison of Lamb circulation types with an objective classification scheme. *Int. J. Climatol.*, 13: 655-663.

BILAGA 3 ADMS-MODELLEN

ADMS (version 5.2) är en diagnostisk dispersionsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (d.v.s. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären. Modellen används både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekter av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter samt viss kemi vid dispersions-beräkningarna.

ADMS kan, förutom vanlig dispersion, även beräkna torr- och våtdeposition, plymvisibilitet, lukt och s.k. "puff"-beräkningar avseende korttidsfluktuationer av emissioner.

Beskrivningen av modellens vertikala dispersionsprocesser görs genom beskrivning av det atmosfäriska gränsskiktets tjocklek (den s.k. blandningshöjden) och genom beräkning av den s.k. Monin-Obukhov längden. Vid beräkning av dispersionen under konvektiva meteorologiska förhållanden (effektiv vertikal spridning) används en s.k. sned Gaussisk koncentrationsfördelning. ADMS kan dessutom beräkna korta tidsskalor (minuter), vilket är viktigt vid bl.a. modellering av lukt.

Referenser

Cambridge Environmental Research Consultants Ltd. (2016): ADMS - 5 Atmospheric Dispersion Modelling System – User Guide, Version 5.2.

Bilaga 4

Testrapport luktutredning
Höviksnäs



TABLE OF CONTENTS

BAKGRUND/SAMMANFATTNING	3
METODER OCH INSTÄLLNINGAR	3
Driftsläge	3
Mätpunkter	3
Instrument och metoder.....	6
RESULTAT	7
Luftvolymmer	7
Luktnivåer	7
SLUTSATSER OCH DISKUSSION	8
REKOMMENDATIONER	9

BAKGRUND/SAMMANFATTNING

Centriair fick i uppdrag att genomföra en luktutredning, bestående av att identifiera möjliga luktkällor som kan påverka omgivningen samt samla in och analysera luktprover från dessa.

De punkter som bedömdes intressanta, baserat på erfarenhet och i samarbete med personalen på verket, var:

- Utgående luft från biofiltret
- Ingående luft till biofiltret (för att se vilken lukt som egentligen tas ut från verket, och möjligt värstafall från biofiltret)
- Slamsilon
- Kvävereningstanken
- Blåsmaskinrummet, eftersom denna luft blåses inifrån verket direkt till atmosfär och den bedömdes på plats ha en märkbar lukt.

METODER OCH INSTÄLLNINGAR

Driftsläge

Enligt personalen kördes anläggningen med normal drift. Dörrarna till verket stängdes under testerna, för att ge en bild av hur det borde vara, även om de ibland ställs öppna. (öppna dörrar kommer ju att ge en ökad lukt till omgivningen)

Mätpunkter

Luften från biofiltret togs direkt ovanför bädden på 2 olika ställen. Ett i mitten och ett närmare kanten.

Ingående luft till biofiltret togs ut från kanalen före fläkten.



Detta är ingen luktkälla som sådan eftersom denna luft renas i biofiltret

Luft från slamsilon sögs ut genom att sugslangen stacks ner genom ventilen på taket.



Luften från kvävereningstanken togs genom en skarv på toppen.



Luktkällorna bör kunna räknas som punktkällor genom de små öppningarna i locket.

I blåsmaskinrummet sögs luften ut direkt från rummet, ungefär i huvudhöjd.



Instrument och metoder

Luktprov togs ut med en vakuumpump och samlades i specialpåsar avsedda för luktprover. Proverna analyserades av en luktpanel arrangerad av AFRY.

Luftflödena togs fram dels från flödesschemat och dels med uppgifter från personalen. Se resultat.

RESULTAT

Luftvolym

Mätpunkt	Luftmängd, m ³ /h	Källa för uppgiften
Biofilter in/ut	5400	Baseras på 1500 l/s som anges på flödesschemat
Slamsilo	0,06	Enl. uppgift töms i snitt 10 m ³ material/vecka. Det material som kommer in till silon trycker ju ut luft, som antas vara denna volym. Material antas fyllas på några gånger per dygn.
Kvävereningen	220	Enl. uppgift pumpas 220 m ³ /h luft in i botten av tanken. Antagande att samma luftmängd avges till omgivningen. Detta flöde antas vara konstant.
Blåsmaskinrum	1080-5400	Baserat på 300-1500 l/s som anges i flödesschemat.

Luktnivåer

Tabellerna visar alla mätvärden, och sedan medelvärden från varje provpunkt med beräknat värde på miljoner luktenheter per timme baserat på uppgifterna om luftvolym.

För utgående luft från biofiltret togs prov 1 närmare mitten och prov 2 närmare kanten. För övriga provpunkter är proven tagna på exakt samma ställe, endast några minuters tidsskillnad.

Provpunkter	LE/m ³
Bio in 1	11 045
Bio in 2	113 474
Bio ut 1	679
Bio ut 2	3361
Blås 1	1599
Blås 2	1952
Silo 1	2 335 590
Silo 2	2 260 025
Kväverening 1	2658
Kväverening 2	339

	Luktkoncentration medel LE/m ³	Luktmängd medel	
		MLE/h max	MLE/h min
Biofilter in till filter	62 260	336	
Biofilter ut till atm	2020	10,9	
Blåsmaskinrum, ut till atm	1776	9,6	1,9
Silo, ut till atm	2297808	0,14	
Vattentank, ut till atm	1499	0,33	

Alla utsläppspunkter är punktkällor, förutom biofiltret, som har en yta på ca 230 m² (uppskattat från karta).

Dimensioner på övriga utläppspunkter:

Kväverening: Ett antal hål och skarvar, uppskattningsvis 0,5 m²

Silon: Röret är ett par dm i diameter, men luften släpps ut genom en ventil under ett skyddslock, så arean är svårdefinierad.

Blåsmaskinrum: **Uppgift kommer.**

SLUTSATSER OCH DISKUSSION

En viss mätosäkerhet i sådana här luktprover är att räkna med. Däremot är det värt att notera den stora skillnaden mellan proverna både in och ut ur biofiltret samt i kvävereningen. Särskilt in till biofiltret är det en mycket stor skillnad. Om vi bortser från möjliga fel vid provtagningen eller fel vid analysen, som ju är möjliga, så är det frågan om dessa processer är cykliska där koncentrationen är stundtals hög eller låg baserat på vilket processteg man befinner sig i.

När vi luktade på luften i de olika rummen i byggnaden var ju centrifugrummet helt klart den största luktkällan och om den går "ojämnt" med olika processteg kan det ju förklara den stora skillnaden i luktnivåer.

Samma i kvävereningen, ifall vid något tillfälle mycket material rörs upp och bubblar kan det ge tillfälligt höga (spikar) och ibland även låga koncentrationer.

Från silon togs ju luften inifrån och vi gör antagandet att lukt bara slipper ut när material fylls på eller när silon töms. I verkligheten observerades dock en hel del lukt från silon kontinuerligt, särskilt när man var i jämnhöjd med toppen eller botten av silon. Eftersom luktkoncentrationen är så hög här så kan även små läckande luftmängder ha en stor påverkan.

Räknat i luktenheter per timme har Biofiltret och blåsmaskinrummet ungefär lika stort bidrag. Kvävereningen och slamsilon bidrar betydligt mindre ifall luftmängderna stämmer.

REKOMMENDATIONER

Som komplement till dessa mätningar och eventuella spridningsberäkningar som görs skulle noggrannare analyser av luften kunna göras, t.ex. vanligt förekommande kemiska föreningar som har samband med luftföroreningar. Detta ger mer konkret information för att ta rätt beslut gällande framtida luktreningsåtgärder.

Beroende på hur kraven kommer vara utformade är det troligen den totala luktmängden ut från anläggningen som har betydelse. Vi rekommenderar även att punktkällor (primärt silon) ses över eftersom denna skulle kunna ge höga koncentrationer tillfälligt, även om det är i korta 'luftstötar' när materia skjuts in i silon.

- För silon bör man ta kontroll på luften dels från toppventilen (antingen via en lokal rening eller att dra luften till huvudreningen) och dels få kontroll på vad som utsöndras vid tömning, genom en inkapsling av tömningspunkten, t.ex. med plastgardiner, och ett luftutsug (antingen till en lokal rening eller dra luften till huvudreningen).
- För att minska den totala mängden lukt kan en rekommendation vara att föra den luft som nu blåses ut över taket från blåsmaskinrummet, till huvudreningen ifall kapacitet finns i fläkt och biofilter. Kvävereningen verkar tillföra en mycket liten luktmängd som dessutom är mindre oangenäm än övriga luktkällor.

Om kapaciteten i nuvarande biofilter inte är tillräcklig för eventuella åtgärder man önskar så rekommenderar vi att installera en luktreningslösning för att rena delflöden som idag är orenade. Detta kan handla om blåsmaskinrummet och/eller slamsilon. Vi kan rekommendera olika tekniska lösningar beroende på vilket luftflöde som renas, t.ex. ColdOx (baserat på UV/kolteknik) eller DEO (katalytisk rening, kan vara särskilt fördelaktig vid små flöden med hög koncentration).

En annan tänkbar lösning vore att sätta en avskiljning av svavelhaltiga ämnen från slamcentrifugrummet om detta är det som ger de varierande luktnivåerna (troligt att det handlar om svavelhaltiga ämnen såsom H₂S och merkaptaner vid så här stora fluktuationer), då minskar belastningen på biofiltret samt risken att svavlet sänker pH över tid*.

Kompletterande mätningar bör göras för att se hur dessa varierar över tiden samt vilka ämnen som förekommer.

Ytterligare ett alternativ som skulle kunna vara aktuellt i framtiden skulle kunna vara att installera ett större luktreningsystem för hela luftflödet. Fördelarna med ett sådant system är: mindre underhåll än ett biofilter, betydligt mindre footprint (i kvm räknat) än ett biofilter och framförallt mindre känsligt för förändringar i processen som kan påverka ett biofilter negativt. Ett modernt luktreningsystem är dessutom lättare att bygga ut ifall kapacitetsbehovet ökar.

Om biofiltret behålls, kanske i kombination med en separat rening för övriga luftströmmar, men luktnivån från detta ändå anses vara för hög, skulle en efterrening ("poleringssteg") kunna kopplas på, genom att biofiltret täcks och utgående luft behandlas. Denna efterrening skulle vara förhållandevis enkel och prisvärd.

*=Om PH-halten sänks i biofiltret så går effektiviteten i filtret ner radikalt.