



RAPPORT

1 (39)

Handläggare
Sten-Åke Barr
Tel +46 10 505 31 93
Mobil +46 70 564 76 21
Fax +46 10 505 30 09
sten-ake.barr@afconsult.com

Datum
2012-05-22

Uppdragsnr
565349

Jönköpings Kommun Luktutredning för Simsholmens reningsverk



ÅF-Industry AB
Energy Consulting

Granskad

Sten-Åke Barr

Ulrika Follin



Innehållsförteckning

1	INLEDNING	5
2	BAKGRUND	5
3	LUKT	5
3.1	Allmänt	5
3.2	Lukt och luktbesvär	6
4	TEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR	7
4.1	Verksamhetsbeskrivning Simsholmen	7
4.2	Identifierade luktkällor	8
5	RESULTAT LUKTKARTLÄGGNING	11
5.1	Allmänt	11
5.2	Resultat luktkartläggning VA	11
5.3	Resultat luktkartläggning VA-slam	12
5.4	Resultat luktkartläggning JEBIO slam	12
5.5	Resultat luktkartläggning JEBIO-gas	13
5.6	Resultatsammanställning luktkartläggning	14
5.7	Installerade reningsanläggningar för lukt	15
6	ALTERNATIVA ÅTGÄRDER	17
6.1	Allmänt	17
6.2	Slutsatser reningsteknik	23
7	GENOMFÖRDA SPRIDNINGSBERÄKNINGAR	25
7.1	Använda vinddata	25
7.2	Genomförda beräkningar	26
7.3	Tolkning av resultat från spridningsberäkningarna	28
7.4	Resultat	29
8	ÖVERSIKTLIG KOSTNADSBEDÖMNING	35
8.1	Förslag till avskiljningsutrustning	35
8.2	Dimensionerande förutsättningar för luktbegränsande åtgärder	36
8.3	Beräkningsförutsättningar	36
8.4	Resultat	36
9	DISKUSSION	38

BILAGOR

Bilaga 1 Luktmätrapport

Bilaga 2 Spridningsberäkningar

Bilaga 3 Reningsteknik



Sammanfattning

På uppdrag av Jönköpings kommun har ÅF utfört en luktutredning vid Simsholmens avloppsreningsverk, med kringverksamheter, i Jönköping. Syftet har varit att klarlägga om man kan genom olika åtgärder reducera luktspridningen från området i sådan omfattning att en framtida förtätning med bostäder i närområdet är möjlig.

Kartläggningen som genomförts inom ramen av denna utredning visar att den totala emissionen av lukttämnar från anläggningen är mellan $70 \cdot 10^6$ l.e./h och $240 \cdot 10^6$ l.e./h där < 15 % härrör från själva avloppsvattenbehandlingen.

Om man jämför emissionen från Simsholmens anläggning med luktemissionen från andra reningsverk i Sverige och Norge, där motsvarande kartläggning genomförts, kan man notera att det lägre värdet är i paritet med vad man kan förvänta sig i luktsläpp i relation till storleken av verket, medan den övre nivån är väsentligt högre än förväntat. Orsaken till detta är den förhållandevis stora hanteringen av externslam och biogas inom området som enligt ovanstående sammanställning ger ett tydligt bidrag till luktsläppet.

Det ska noteras att ett flertal utrustningar installerats för att avskilja lukt i frånluften. Vid kontroll av avskiljningsgraden kunde dock konstateras att endast ett fåtal fungerar som tänkt.

Den typ av avskiljningsutrustning som förordas av flera leverantörer för luktsläppen vid anläggningen i Jönköping är fotooxidation i kombination med aktiverat kolfilter. Denna har visats sig ha en mycket god avskiljningsgrad både i pilotstudier och fullskaleinstallationer vilket borde fungera även för flera av de aktuella applikationerna som förekommer vid Simsholmen.

I syfte att optimera valet av åtgärder har ett stort antal spridningsberäkningar utförts för att simulera olika scenarier. Vid val av åtgärder har huvudinriktningen varit att jämföra olika skorstenshöjder med en kraftfull reduktion av utsläppen.

I följande tabell sammanfattas resultaten från den nu genomförda utredningen.

Sammanställning av utredningsresultat

Åtgärd	Investeringskostnad (MSEK)	Årskostnad (MSEK)	Högsta omgivningshalt (l.e./m ³)
Dagens situation	-	-	20 - 50
Skorsten 30 m	1,6 – 2,1 ^{*)}	0,4 – 0,6 ^{*)}	2 – 5
Skorsten 60 m	2,6 - 6,2 ^{*)}	0,2 – 0,3 ^{*)}	1 – 2
Rening +30 m skorsten	7 – 11,5	1,5 – 2,4	0,2 - 0,5

^{*)} Intervallet här beror på om en eller fyra skorstenar installeras.

De genomförda spridningsberäkningarna visar på effekten av att höja utsläppspunkten vid anläggningen. Det kan dock konstateras att för att komma ned till riktigt låga omgivningshalter av lukt krävs en skorstenshöjd > 70 m, alternativt att man kombinerar en väl fungerande avskiljningsutrustning med en utsläppshöjd om 30 m.



RAPPORT

2012-05-22

4 (39)

Några omgivningsriktvärden för lukt finns inte framtagna i Sverige. Av denna anledning har denna utredning sneglat på de danska rikvärdena om 5–10 l.e./m³ räknat som 99-% il av minutmedelvärden. Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,1–0,5 l.e./m³ vid en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att lukttupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut. Av denna anledning har målsättningen varit att underskrida dessa nivåer i omgivningen - särskilt inom ramen för ett planarbete där man har goda möjligheter att påverka situationen. I planarbetet bör också särskild uppmärksamhet läggas på lokalisering av flervåningshus eftersom en skorstensförhöjning ger högre luktnivåer vid receptorhöjden 20 –40 m än vid markplan.

Som framgår av ovanstående sammanställning kan man reducera utsläppen från verksamheten ned till sådana nivåer att risken för luktklagomål kan minimeras under normala produktionsbetingelser. Härutöver behöver man ta fram rutiner för bland annat hantering av tömda slamcontainers så att dessa inte påverkar luktsituationen från området. Vad gäller transport av slam är det viktigt att detta sker med täckta fordon och att dessa är rengjorda och inte i sig bidrar med någon luktspridning.

Vidare bör man naturligtvis se över risken för oplanerade händelser som kan påverka luktutsläppen från verksamheten. Ofta kan sådana incidenter vara tillräckliga för att starta en debatt kring lukt och därmed påverka opinionen negativt.



1 Inledning

På uppdrag av Jönköpings Kommun har ÅF utfört föreliggande luktutredning vid Simsholmens avloppsreningsverk i Jönköping. Studien omfattar såväl kartläggning av luktutsläppen, spridningsberäkningar samt förslag till åtgärder för att minimera luktstörningar i omgivningen.

Ansvarig för föreliggande rapport är civilingenjör Sten-Åke Barr.

2 Bakgrund

De planer Jönköpings kommun har gällande utveckling av kommunen påverkar den framtida användningen av närområdena till Simsholmens reningsverk i Jönköping. De frågor som påverkar en eventuell framtida förtätning av bebyggelsen kring anläggning är framförallt förekomsten av lukt.

Av denna anledning har Tekniska kontoret beslutat att värdera hur Simsholmens reningsverk med biogasproduktion kan komma att påverka de framtida planerna och hur man skall arbeta för att reducera risken för luktstörningar i en framtid.

I föreliggande utredning redovisas vilka luktkällor som har betydelse för uppkomst av störande lukt i omgivningen samt hur man kan reducera dessa störningar.

3 Lukt

3.1 Allmänt

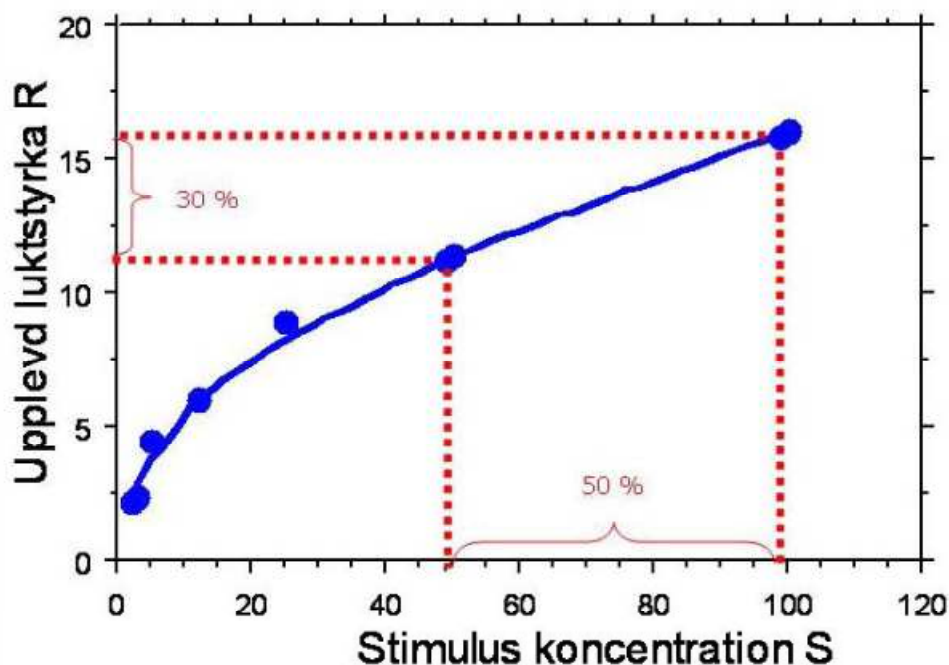
Luktande föroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika kemiska föreningar. Dessa kännetecknas av att de kan förnimmas med luktsinnet, ofta i halter som är mycket lägre än där medicinska effekter kan riskeras.

Mekanismerna bakom luktopplevelser 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 luktopplevelser. Det finns dock en svensk, och tillika europeisk, standard för hur en sådan mätning skall gå till (SS-EN 13725).

En lukts förnimbarhet uttrycks vanligen med ett tröskelvärde (mg/m^3) som motsvarar en luktenhet per kubikmeter ($1 \text{ l.e.}/\text{m}^3$). Tröskelbestämningar ger värdefulla upplysningar, t.ex. vid kontroll av källstyrkan hos luktavgivande processer och beräkning av luktutsläppens geografiska spridning. Luktröskelvärdet $1 \text{ l.e.}/\text{m}^3$ definieras som den halt där 50 % av befolkningen kan förnimma lukt.

När väl en lukt kan förnimmas växer den upplevda luktstyrkan med ökande koncentration av ämnet, men i allt lägre takt ju högre koncentrationen blir, se Figur 3.1.

En minskning av halten luktande ämnen har därför sin största effekt vid låga halter medan samma minskning vid höga halter kan ge en bara obetydlig effekt på den upplevda luktstyrkan. Detta betyder också att om man vill reducera luktopplevelsen med 30 % måste emissionen reduceras mer, enligt följande figur 50 %.



Figur 3-1 Upplevd luktstyrka som funktion av koncentrationen.

En av de viktigaste faktorerna som påverkar lukt känsligheten är tillvänjnings- och uttröttningsfaktorerna.

3.2 Lukt och luktbesvär

Faktorer som påverkar störning hos kringboende är vanligtvis:

- Hur ofta det luktar, dvs. luktfrekvensen
- Luktstyrka
- Karaktären på lukten
- Ortsvanlighet
- Historik

Hur ofta det luktar är kanske den faktor som är viktigast när det gäller klagomål. Enligt många observationer så sker klagomål på lukt då luktfrekvensen överskrider en eller ett par procent av tiden. Detta påverkas dock av faktorer som karaktären på lukten.

Även luktstyrkan har stor betydelse på klagomålförekomsten. Med luktstyrkan menas koncentrationen av lukt och hur många gånger över lukttröskeln som lukten förekommer. Då luktupplevelsen är en momentan reaktion väljer man ofta att bedöma minutmedelvärden av luftförhållanden kring en anläggning och ansätter då acceptabla nivåer till mellan 2 och 10 I.e/m³ som maximala tolererbara nivåer.

Om en lukt upplevs som farlig eller obehaglig sker klagomål tidigare än om man har en positiv association till lukten. Detta innebär bland annat att klagomål på lukt sällan förekommer kring bagerier som ju de flesta har en positiv association till. Däremot sker klagomål ofta om det luktar avfall eller någon kemisk substans. Exempelvis sker klagomål enligt ÄF:s erfarenhet vid lägre luktkoncentration om reducerade svavelföreningar, t.ex. svavelväte, förekommer.

Vidare kan nämnas att ortsvanligheten påverkar klagomålsfrekvensen. Det kan exemplifieras genom de industriorter med sulfatcellulosabruk vilka luktar starkt men där det inte förekommer klagomål beroende på att alla vet vad som luktar och att många kanske har sin utkomst från verksamheten. Dessutom så blir luktsinnet utmattat av att ständigt känna denna lukt så upplevelsen försvinner. Den kommer tillbaks först när man lämnat orten för ett tag och återvänder.

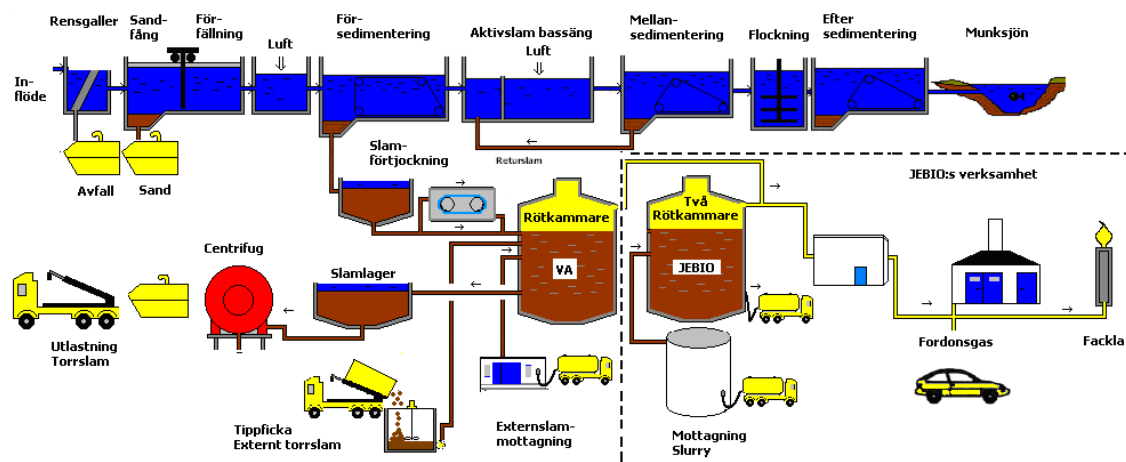
Även lukthistorien påverkar ofta klagomålsfrekvensen. Det betyder att har det under någon period förekommit stora lukttörningar lever detta kvar hos kringboende under lång tid. Det gör att man reagerar tidigare vid nästa incident och således måste lukten reduceras mer än vad som annars hade krävts. På samma sätt reagerar ofta kringboende om det sker en förändring i karaktären på lukten.

För att uppskatta luktseläggningen i ett område och hur stor utbredning det lukande området har kan spridningsmeteorologiska beräkningar göras med utgångspunkt från kännedom om luktutsläppets källstyrka.

4 Tekniska förutsättningar

4.1 Verksamhetsbeskrivning Simsholmen

Verksamheten på det kommunala avloppsreningsverket i Simsholmen omfattar avloppsvattenbehandling och rötning av det slam som uppkommer i reningen. Externslam tas också emot för rötning. Gasen som produceras i rötningen säljs vidare till Jönköping Energi som genom sitt dotterbolag Jönköping Energi Biogas AB (JEBIO) ansvarar för all gashantering på Simsholmen. I deras regi rötas även det utsorterade matavfallet som efter förbehandling tas emot på Simsholmen. Gasen som produceras, både från slam och matavfall, uppgraderas och komprimeras för att kunna användas som fordonsgas.



Figur 4-1 Schematisk beskrivning över verksamheten vid Simsholmens reningsverk



Simsholmen är dimensionerad för 95 000 pe¹ och för 2011 så beräknades antalet anslutna till ca 61 300 pe. Under 2011 tog anläggningen emot $11,7 \cdot 10^6$ m³ avloppsvatten. Vad gäller externslam tog anläggningen under 2011 emot ca 1 170 ton torrt externslam respektive ca 20 800 m³ blött externslam. Efter rötning och centrifugering producerades ca 5 300 ton slam under 2011.

I det följande lämnas en kort beskrivning av anläggningen.

Avloppsvattnet passerar först ett rengaller där trasor och större partiklar avskiljs. I sandfånga avlägsnas grovkornigt material som sand och grus. I sandfånga tillsätts även en fällningskemikalie i form av järnklorid som fäller ut partiklar och fosfor i nästföljande försedimentering. Sandfång och rengaller är inbyggda medan försedimenteringen består av tolv öppna bassänger.

Den biologiska reningen med kväverening sker i sex öppna parallella bassänger och vattnet passerar både anox och oxzoner, det vill säga utan respektive med syresättning. Som kolkälla för kvävereningen används etanol. Efter sedimentering i 12 öppna mellansedimenteringsbassänger och ytterligare slutsedimentering i sex öppna bassänger leds det renade avloppsvattnet ut till recipient.

Det avskilda primärslammet leds till den en mekanisk förtjockare, ofta benämnd Bellmerförtjockare, innan det rötas i en rötkammare. Förtjockningen sker inomhus. Det rötade slammet lagras i ett täckt slamlager innan det leds till centrifugering i slamhallen och lagring i två silor. Det torra slammet hämtas med lastbil i öppna containrar.

Blött externslam från trekammarbrunnar, slutna tankar och andra mindre reningsverk transporteras till Simsholmen i tankbil. I en inbyggd externslammottagning tas slammet emot för rensning och förtjockning, i en gravimetrisk förtjockare, varefter det pumpas in i rötkammaren.

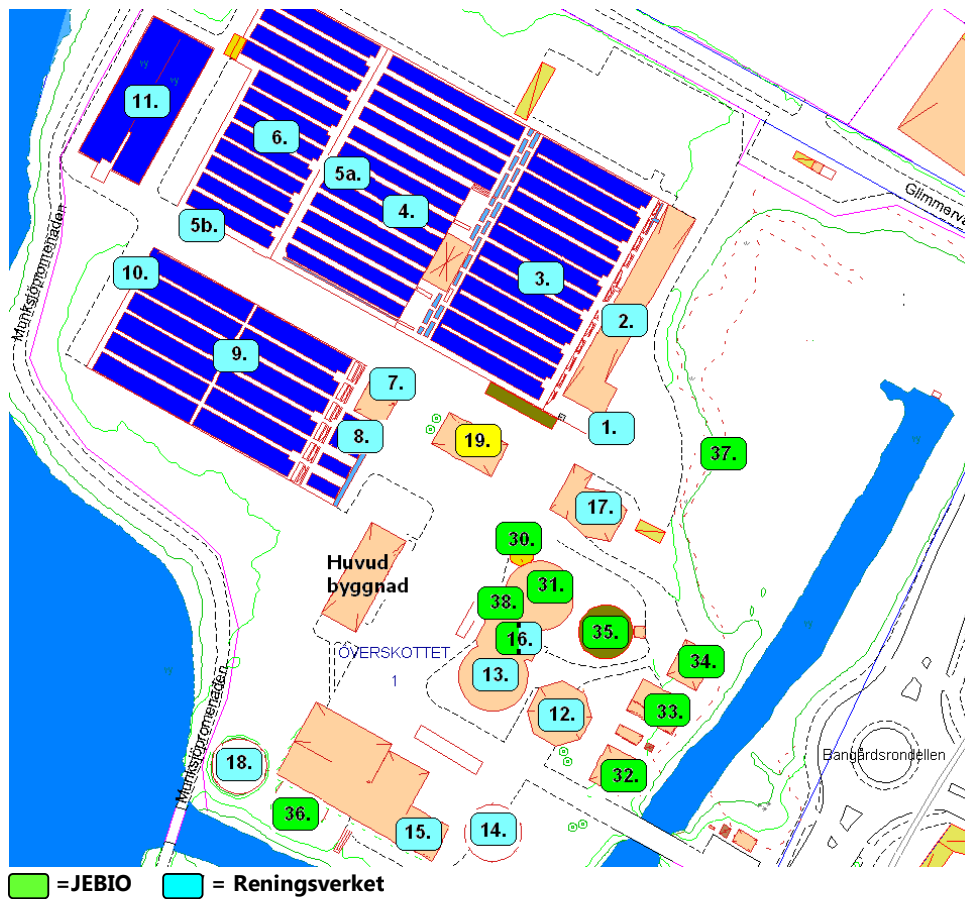
Torrt externslam från två mindre reningsverk transporteras till Simsholmen i containrar. Slammet tas emot i en tippficka i slamhallen för uppblötning varefter det pumpas in i rötkammaren.

Gasen som produceras i rötningen säljs till Jönköping Energi Biogas AB (JEBIO) som har ansvaret för gasproduktionen och därmed tillhörande installationer och tillstånd. I JEBIO:s regi renas gasen i en recirkulerande vattenskrubber till minst 97 % metanhalt och efter komprimering kan gasen användas som fordonsgas. En eventuell överproduktion av gas som inte kan tillvaratas på annat sätt bränns i fackla, då metan är en mycket kraftig växthusgas och inte får släppas ut.

4.2 Identifierade luktkällor

I följande layout över området visas en översikt över Simsholmens avloppsreningsverks hela verksamhet. I bildtexten framgår också att de blåa markeringarna tillhör reningsverket medan de gröna markeringarna tillhör JEBIO.

¹ pe = personekvivalenter



Samtliga byggnadsdelar är numrerade i löpande ordning. De verksamheter som identifierats som signifikanta luktkällor under kartläggningsfasen redovisas i följande Tabell 4-1 där även de aktuella verksamheterna beskrivs. Numret på provpunkten motsvaras av numret på översiktskartan. Provpunkterna är de punkter som vid en rundvandring bedömdes vara relevanta från luktsynpunkt.



Tabell 4-1 Identifierade luktkällor

Nr	Verksamhet	Beskrivning	Kommentar
1	VA	Ventilation rensgaller	Jonisering installerad på till- och frånluft
2	VA	Utblås sandfång	Jonisering installerad på till- och frånluft
3	VA	Försedimentering	
4	VA	Aktiv slam	
5	VA	Anox/Kvävereduktion	
6	VA	Mellansedimentering	
12	VA-slam	Utblås förtjockare	Jonisering installerad på till- och frånluft
15	VA-slam	Tippficka/Avluftning från silos/Allmänventilation	Flera avluftningar från byggnad där slam hanteras. Jonisering och biofilter finns installerat
17	VA-slam	Utblås externslamhantering	Jonisering installerad på till- och frånluft
30	Jebio slam	Biofilter mottagningstank	
32	Jebio slam	Utblås gasklocka	
33	Jebio gas	Utblås gasuppgradering	Ej i kontinuerlig drift
34	Jebio gas	Vocsidizer	Efter gasuppgradering
36	Jebio slam	Biogödsel	Jonisering av frånluft
	VA	Tömd slamcontainer	

Som framgår av ovanstående tabell återfanns ett femtontal potentiella luktkällor inom området. Vad gäller den sistnämnda källan så avser den tomma containrar inom området, där uppställningsplatsen kan variera något.

Det kan också noteras att flera av källorna är försedda med reningsanordningar av olika slag för att avskilja luktmännen från frånluften.

5 Resultat luktkartläggning

5.1 Allmänt

En kartläggning av luktutsläppen har genomförts inom ramen för denna utredning. I [Bilaga 1](#) redovisas mätrapporten i sin helhet. Verksamheterna på Simsholmen kan delas in i följande enheter:

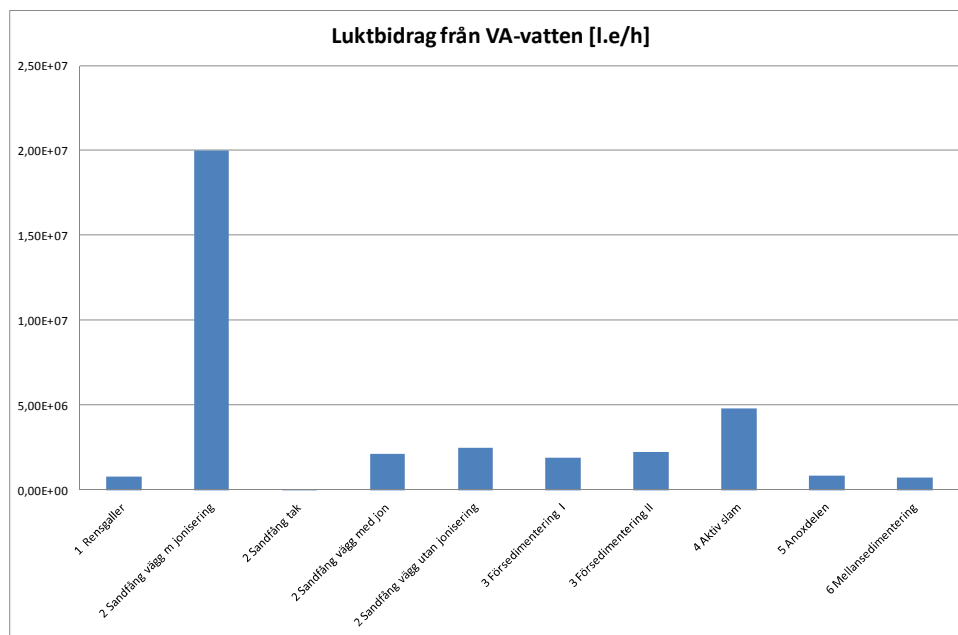
- **VA** omfattande vattenreningen inklusive sandfång och samtliga bassänger. Enligt ovanstående figur utgörs denna del av byggnadsenheterna 1 – 11. Där luktkällorna identifierades till framförallt byggnadsenheterna 1-6.
- **VA-slam** omfattande byggnadsenheterna 12 – 18. Där de viktigaste luktkällorna identifierades till byggnadsenheterna 15 och 17
- **JEBIO-slam** omfattande byggnadsenheterna 30, 31, 36 och 38. Där de viktigaste luktkällorna utgörs av byggnadsenheterna 36 och 38.
- **JEBIO-gas** omfattande byggnadsenheterna 32, 33, 34 och 35. Där de viktigaste luktkällorna utgjordes av byggnadsenheterna 32, 33, 34.

Mätningarna genomfördes 2011-05-16, 2011-05-18, 2011-09-20 samt 2011-10-17 under normal drift. Mätningarna avseende luktkoncentration utfördes med dynamisk olfaktometri med luktpanel.

I det följande redovisas resultaten från respektive delverksamhet.

5.2 Resultat luktkartläggning VA

I följande diagram åskådliggörs resultaten från de luktmätningar som genomförts vid Simsholmens VA-del.



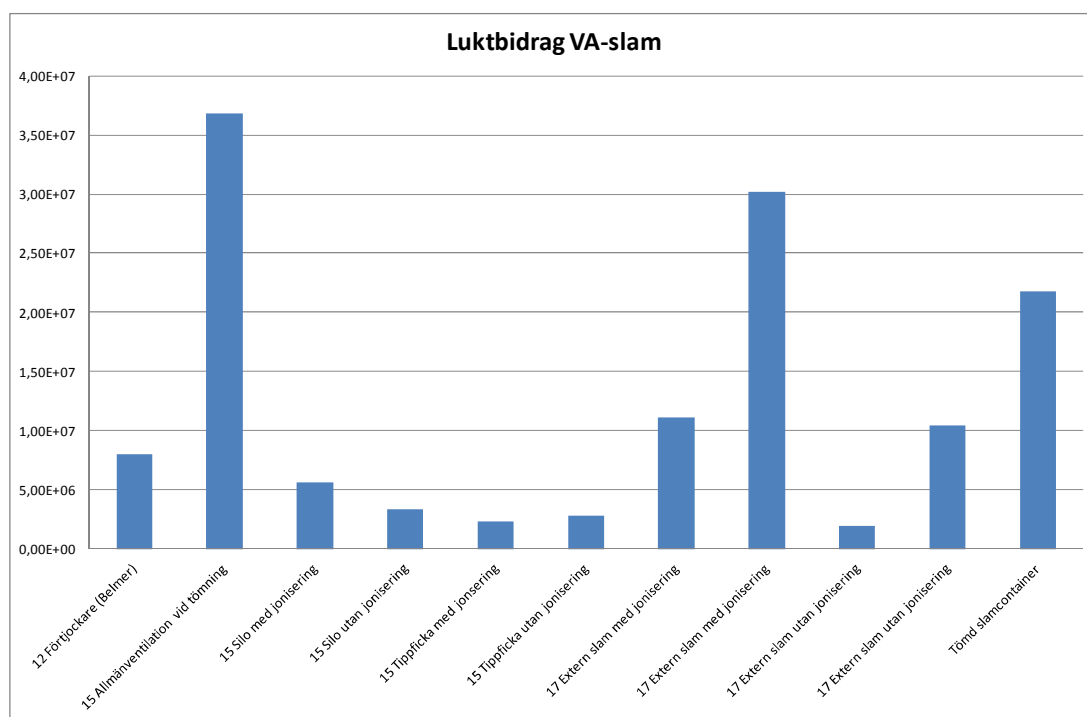
Figur 5-1 Luktbidrag från vattenbehandlingen inom Simsholmen



Från vattenhanteringen dominerar utsläppen från sandfånget samt de inledande bassängerna som försedimentering och aktivt slam. Det kan noteras att vid sandfånget (väggutblåset) erhålles stora skillnader i resultat vid de båda mättillfällena. Vidare kan noteras att den installerade joniseringsutrustningen inte visade sig ha någon påverkan på luktutsläppet, dvs. joniseringsutrustningen minskar inte lukten från denna källa.

5.3 Resultat luktkartläggning VA-slam

I följande diagram redovisas resultaten från de luktmätningar som genomförts vid Simsholmens hantering av VA-slam.



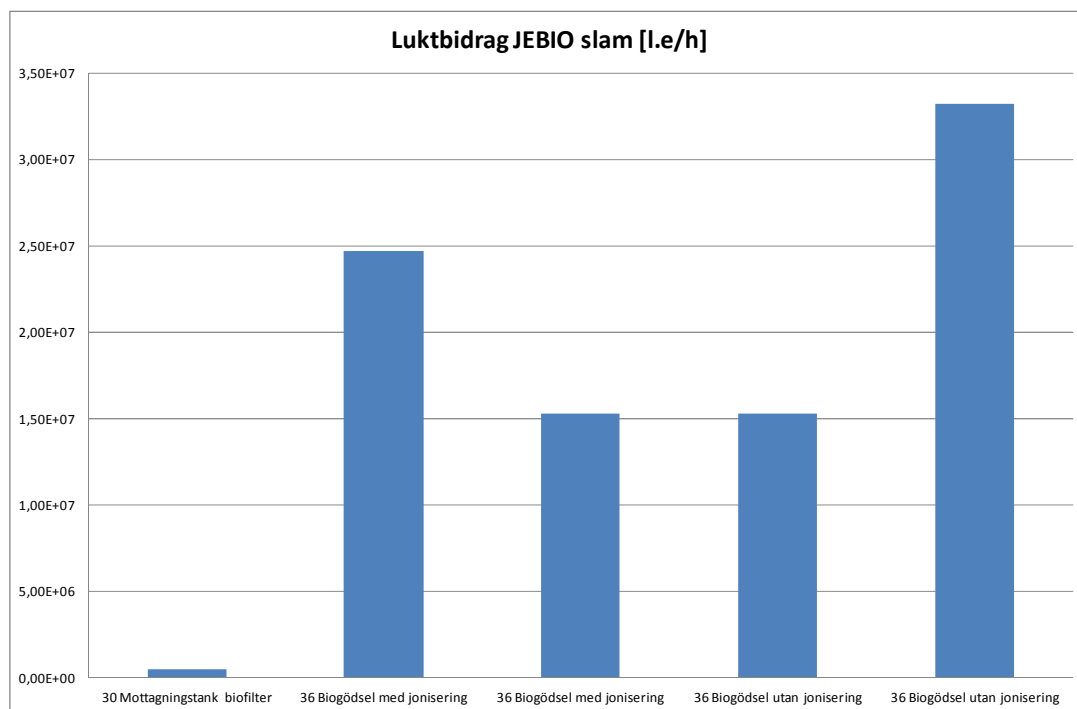
Figur 5-2 Luktbidrag från hanteringen av VA-slam inom Simsholmen

De dominerande utsläppskällorna från hanteringen av VA-slam inom området utgörs av allmänventilationen från byggnad 15 i samband med tömning samt externslamhanteringen. Vad gäller externslamhanteringen har luktmätningar här genomförts vid två skilda tillfällen, både såväl före som efter behandling med jonisering. Vid båda tillfällena noterades högre lukt efter behandling med jonisering.

Noterbart är också att tomma slamcontainrar bidrar med förhållandevis mycket lukt.

5.4 Resultat luktkartläggning JEBIO slam

I följande diagram redovisas resultaten från de luktmätningar som genomförts vid Simsholmens hantering av JEBIO-slam.

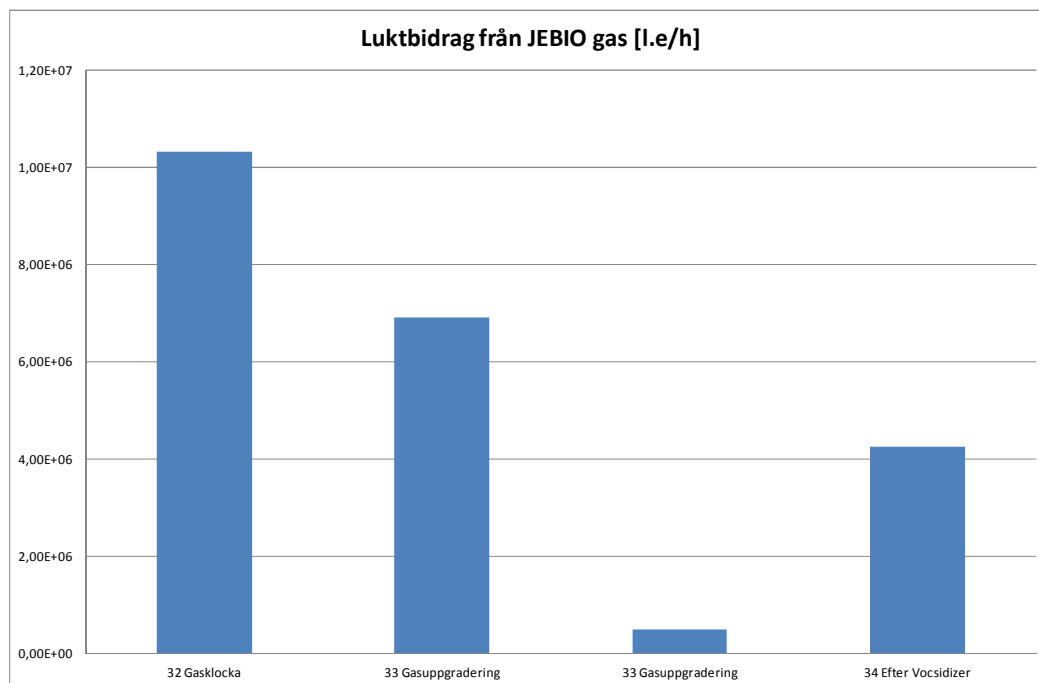


Figur 5-3 Luktbidrag från hanteringen av JEBIO-slam inom Simsholmen

Som framgår av ovanstående figur dominerar emissionen från biogödslet. Noterbart är att mätningar genomförs vid två tillfällen och resultatet är förhållandevis likartat bortsett från att vid ena tillfället hade joniseringsanläggningen ingen effekt medan en drygt 50 % reduktion noterades vid det andra mättillfället.

5.5 Resultat luktkartläggning JEBIO-gas

Från gashantering inom JEBIO erhöles följande mätresultat.

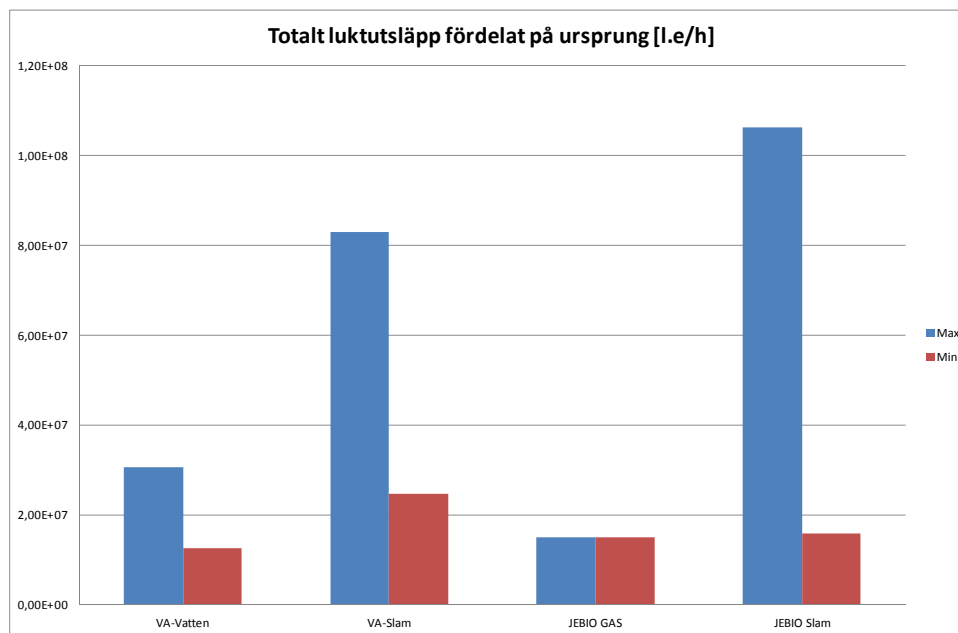


Figur 5-4 Luktbidrag från hanteringen av JEBIO gas inom Simsholmen

Som framgår ovanstående figur dominerar luktbidraget från gasklockan. Gasuppgraderingen mättes vid två tillfällen dels före, dels efter luktreducerande åtgärder. En tydlig effekt kan noteras efter att dessa åtgärder genomförts. Härfter utgör den behandlade gasen i vocsidizern vid sidan av emissionen från gasklockan de dominerande luktbidragen från denna verksamhet.

5.6 Resultatsammanställning luktkartläggning

Sammanfattningsvis erhöles följande resultat från den genomförda luktkartläggningen. Då lukthalten varierade mellan provtagningarna har både max och minnivån angivits i diagrammet.



Figur 5-5 Resultatsammanställning luktkartläggning Simsholmen

Med minnivån menas att om två prov uttagits har det lägre värdet angivits oavsett om någon avskiljningsåtgärd orsakat skillnaden eller om det är variationen mellan olika provtagningar. Vad gäller maxvärdet gäller det omvända. För resultatet avseende JEBIO gas har endast värdena medtagits efter att åtgärder i gasuppgraderingen rening genomförts slangar i anläggningen samt att kondensvatten avleddes ned i oljeavskiljare).

Som framgår tydligt av ovanstående figur dominerar luktbidragen från slamhanteringen såväl från VA-sidan som JEBIO-slammet. Vidare har en förhållandevis stor skillnad noterats om man jämför högsta och lägsta värden från respektive enhet.

Sammantaget betyder resultatet att emissionen från verksamheten är totalt mellan $70 \cdot 10^6$ l.e./h och $240 \cdot 10^6$ l.e./h.

Om man jämför emissionen från Simsholmens anläggning med luktemissionen från andra avloppsreningsverk i Sverige och Norge där motsvarande kartläggning genomförts kan man notera att det lägre värdet är i paritet med vad man kan förvänta sig avseende luktutsläpp i relation till storleken av verket, medan den övre nivån är väsentligt högre än förväntat. Orsaken till detta är den förhållandevis stora hanteringen av externslam och biogas inom området som enligt ovanstående sammanställning ger ett tydligt bidrag till luktutsläppet.

5.7 Installerade reningsanläggningar för lukt

Inom anläggningen finns ett flertal utrustningar installerade för att destruera lukt. I huvudsak har joniseringsanläggningar installerats, men även mindre biofilter och en termisk oxidationsanläggning finns inom området. Inom anläggningen återfinns följande utrustningar för avskiljning av lukt.

**Tabell 5-1 Installerade utrustningar för luktavskiljning**

Byggnad	Verksamhet	Typ av utrustning	Kommentar
1	Rensgallerum	Jonisering	
2	Sandfång	Jonisering	Flera anläggningar Tilluft och frånluft
12	Bellmerrum (mekanisk förtjockare)	Jonisering	
15	Slam hall	Jonisering	Flera anläggningar
36	Biogödsellager	Jonisering	Frånluft
17	Externslam	Jonisering	
30	Mottagningstank	Biofilter	
Fettank	Fettank	Biofilter	Används sällan
34	Gasanläggning 2	Vocsidizer	
14	Rötslamlager	Kolfilter	Ny anläggning

Således finns en rad olika reningstekniker installerade för luktavskiljning även om jonisering dominerar.

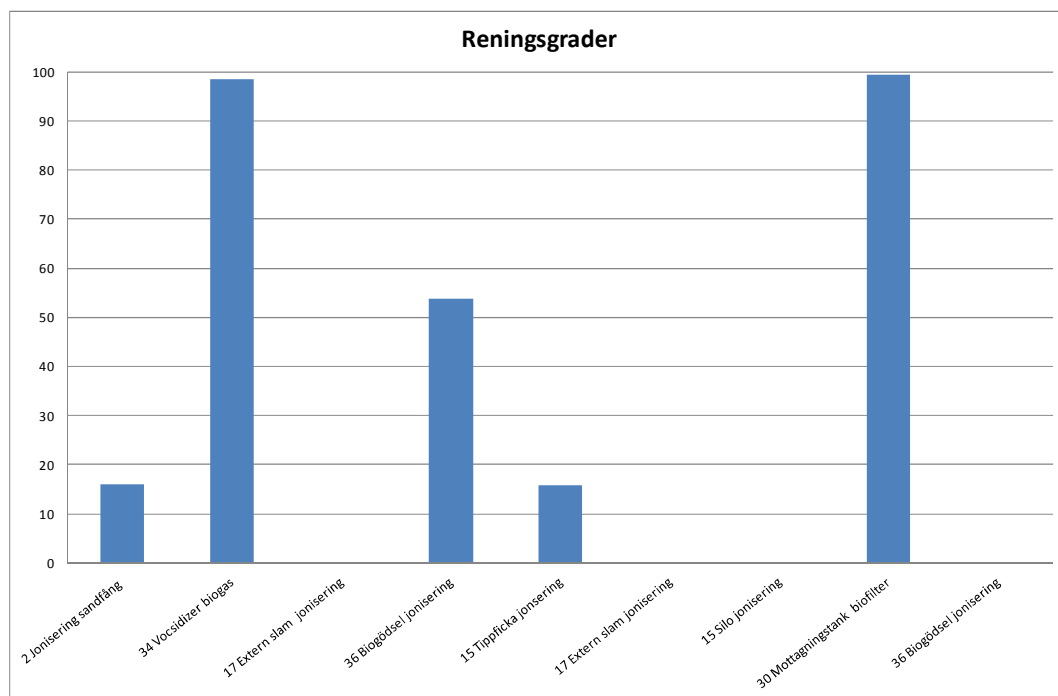
I samband med kartläggningen av luktsituationen inom anläggningen testades funktionen på en del av dessa utrustningar.

Följande utrustningar kontrollerades i samband med luktkartläggningen.

Tabell 5-2 Kontrollerade reningsutrustningar

Byggnad	Verksamhet	Reningsutrustning
2	Sandfång	Jonisering
15	Silo	Jonisering
15	Tippficka	Jonisering
17	Extern slam	Jonisering
30	Mottagningstank	Biofilter
34	Gasuppgradering	Vocsidizer
36	Biogödsel	Jonisering

Mätningar har genomförts före respektive efter dessa anläggningar. Resultatet från dessa mätningar har sammanställts i följande diagram.



5-6 Reningseffekt vid olika luktdestruktionsanläggningar

Som framgår av ovanstående figur finns två anläggningar med hög avskiljningsgrad för lukt och dessa utgörs av vocsidizer (termisk oxidering) respektive ett mindre biofilter. Till saken hör även det förhållande att belastningen av lukttämnerna till dessa båda reningsutrustningar är hög, vilket ofta betyder att man lättare kan uppnå en hög reningsgrad.

Beträffande installationen av joniseringsutrustningarna erhålles väsentligt annorlunda resultat. Flera av dessa mätningar indikerar ingen avskiljning eller en negativ sådan, det vill säga att det luktar mer efter behandlingen än före utrustningen. Där avskiljning kan konstateras är den otillfredsställande låg. Två av anläggningarna testades vid två skilda tillfällen. För position 17 Extern slam före och efter jonisering uppnåddes ingen positiv effekt vid något tillfälle. För position 36 Biogödsel noterades en 50 % luktreduktion vid första mättillfället men ingen positiv effekt vid andra mättillfället.

6 Alternativa åtgärder

6.1 Allmänt

I syfte att minska bidraget av lukt från reningsverket till omgivningarna kan man arbeta efter två olika principer:

- Förbättra reningen av den kontaminerade luften
- Förbättra spridningen av frånluftsströmmen



I följande avsnitt redovisas generellt vilka tekniker som används kommersiellt för att minska utsläppen av luktande ämnen och en bedömning av hur dessa metoder skulle fungera i denna applikation.

För rening av luft innehållande varierande luktämnen, finns erfarenheter av ett antal olika reningsprinciper. De olika huvudprinciperna är följande:

1. Absorption
2. Adsorption
3. Biofilter
4. Jonisering
5. Oxidation
6. UV-fotooxidation/Ozon

Inledningsvis presenteras metoderna generellt varefter en diskussion förs om lämpligheten att använda dessa metoder i de här aktuella anläggningarna.

6.1.1 Absorption(skrubber)

Absorption eller skrubbing innebär en process vid vilken ett gasformigt ämne löses i en vätska. Själva absorptionsprocessen utformas oftast så att gasströmmen kontaktas av vätskefasen i ett motströmsförhållande i en absorptionskolonn. Beroende på hur absorptionsprocessen utformas kan man särskilja ett antal kommersiellt tillämpade absorptionssystem:

- Absorption i rent vatten
- Absorption i vatten med kemikalietillsatser
- Absorption i bioskrubber
- Absorption i en organisk fas

För att åstadkomma en hög effektivitet på en skrubberanläggning skall halten på de ämnen som skall avskiljas vara hög och den använda skrubbervätskan ha lågt innehåll av ämnena som skall avskiljas. För att åstadkomma detta kan skrubbern i extrema fall tillföras ren vätska som efter absorption leds till slutbehandling eller avlopp. Det normala är dock att vätskekretsen cirkulerar och att föroreningarna tas ur systemet genom destruktion eller omvandling. Även avdrivning eller destillation kan förekomma.

Absorption i rent vatten används där lösliga föreningar förekommer. Exempel på detta är saltvattenskrubber som i stor utsträckning används i Norge för att hantera luktutsläpp från verksamheter lokaliserade vid havet. Ett annat exempel är venturiskrubbern som används för partikelavskiljning. I venturiskrubbern passerar luftströmmen genom en förträngning varvid väldigt små vattendroppar genereras under högt tryckfall. Metoden möjliggör avskiljning av små - ofta submikrona - partiklar.

Kemisk skrubbing innebär ofta att alkalier alternativt syror tillförs vid syra/basreaktioner medan oxidationsmedel som väteperoxid, ozon eller hypoklorit ofta används då organiska ämnen skall destrueras. Här ökar förutsättningarna att avskilja ingående ämnen.

För organiska ämnen med endast begränsad vattenlöslighet kan istället ett utnyttjande av **organiska absorptionsvätskor** vara möjligt. System med organiska skrubbervätskor måste vidare kombineras med upparbetning, av typ destillation eller extraktion, för att kunna recirkulera skrubbervätskan. Denna extra hantering fördyrar kraftigt användande av absorption som reningsmetod. Denna metod är inte aktuell här för reduktion av luktemissionen.



Biologisk skrubbing innebär istället att destruktion av ämnena ifråga sker genom mikrobiologisk aktivitet. Fördelen med biologisk skrubbing är, i jämförelse med den kemiska skrubbern, att det erhållna skrubbevattnet i regel enkelt kan avbördas till kommunalt reningsverk utan några särskilda åtgärder. För att säkerställa att inga miljömässigt besvärliga ämnen bildas rekommenderas pilotförsök innan installation. Ett skrubbersystem för biologisk behandling av en luftström innebär i regel högre investeringskostnader, men vanligtvis lägre driftskostnader.

Biologisk skrubbing utnyttjas därför framför allt då större luftströmmar skall behandlas, medan kemisk skrubbing i huvudsak utnyttjas vid lägre luftflöden. Biologisk skrubbing utnyttjas främst vid behandling av luktande luftströmmar, exempelvis luft från reningsverk. Systemet är ofta känsligt för störningar.

Bedömning

För luktdestruktion finns många installationer av kemiska skrubbar, ofta en kombination av oxidativt steg och ett neutraliseringssteg. Tidigare användes ofta hypoklorit som oxidationsmedel medan det numera är vanligare med ozon eller väteperoxid. Även om de kemiska skrubbarna ofta är väl fungerande - om man har kontroll över pH och redoxpotentialen i vattenflöden - är det svårt att komma ner i låga resthalter av lukt, vilket begränsar användbarheten i detta fall.

Erfarenheten från bioskrubbar är begränsad då denna typ av skrubber är förhållandevis ovanlig. Enligt ÅF:s erfarenhet från egna pilotstudier i reningsverksmiljö är effekten sämre än med kemiska skrubbar. Bioskrubbar är inget alternativ i detta fall.

6.1.2 Adsorption på aktiverat kol

Vid adsorption binds de i gasen förekommande föroreningarna till adsorbenten med ganska svaga krafter (van der Waals-krafter). Reaktionen blir härigenom reversibel och föroreningarna kan frigöras (desorberas) från adsorbenten genom att energi tillförs. För adsorption av ämnen ur luft används i kommersiella sammanhang för närvarande tre slags adsorbenter. Dessa är aktiverat kol, zeoliter samt syntetiska polymerer.

Aktiverat kol är vanligast och det är med denna adsorbent den största industriella erfarenheten vunnits. Fördelen med detta material är att det är en förhållandevis billig adsorbent. Aktiverat kol har dock en del begränsningar, exempelvis kan nämnas en låg högsta möjliga desorptionstemperatur, vilket innebär risk för anrikning av svärflyktiga komponenter på kolfiltret.

I samband med luktreduktionsinstallationer används sällan desorptionsprocesser. Istället används jungfruligt aktivt kol som byts ut när adsorptionseffekten avtar. Konventionella aktiverade kolfilter har en begränsad effekt för de här aktuella ämnena som svavelväte och merkaptaner. För reduktion av korta reducerade svavelföreningar som svavelväte och merkaptaner kan katalytiskt aktiverat kol användas. Ofta impregneras då kolet med lut, vilket medför att den reducerade svavelföreningen kan oxideras till elementärt svavel.

Bedömning

För frånluft från avloppsreningsverk har katalytiskt aktiverat kol använts framgångsrikt. Det är inte osannolikt att en bra avskiljningseffekt skulle kunna uppnås om kolfiltret installerades efter en skrubber. Driftkostnaden kan dock bli betydande på sikt.

Sammanfattningsvis bedöms att katalytiskt aktiverat kolfilter torde fungera väl tekniskt, men är sannolikt för dyrt jämfört med andra här beskrivna metoder.



6.1.3 Biofilter

I biofilter sker nedbrytningen av organiska ämnen av mikroorganismer vidhäftade ett bärarmaterial.

Förutsättningarna för att ett biofilter skall vara användbart är att de organiska ämnena ifråga kan överföras och adsorberas på filtermaterialet. Om ämnet är vattenlösligt underlättas överföringen. Dessutom måste ämnet kunna brytas ned av mikroorganismerna. Nedbrytningsprodukterna från den mikrobiologiska processen får dessutom inte hämma den primära nedbrytningen.

Biofiltret eller biobädden utgörs vanligen av en befuktad bädd, bestående av exempelvis bark, torv, ljunggrötter eller något annat biologiskt material. Dessutom används ofta något poröst mineraliskt material. Före passagen genom bädden befuktas luften och ofta måste även reglering av ingående temperatur till nivån 20-35°C göras.

Utformningen av biofilter varierar med de lokala förutsättningarna, men den konventionella typen av anläggning består av en dränerad yta avskärmad med cementväggar. På botten av bädden installeras utrustning för luftdistribution på vilken själva biobädden fördelas. Biobäddens djup varierar, men vanligen är den i nivån 0,5-2,5 m. Areabehovet för denna typ av anläggning blir normalt sett stort, men platsbehovet kan reduceras med olika tekniska lösningar.

Korrekt dimensionerade biologiska filter har miljömässiga fördelar eftersom de enbart släpper ut vattenånga och koldioxid till atmosfären. Koldioxid bildas som en nedbrytningsprodukt både från de gaser som renas och från omsättningen av själva filtermaterialet.

En biobädd uppnår reningsgrader på 50-95 % beroende på vilket ämne som behandlas (låg reningsgrad vid icke vattenlösliga och hög vid vattenlösliga ämnen), och är bäst lämpad där föroreningarna förekommer i så låga koncentrationer att annan teknik ställer sig mycket kostsam.

Bedömning

Ett biofilter har en "egenlukt" som vanligtvis uppgår till några hundra l.e./m³. Detta medför att vid låga luktkoncentrationer så ger rening i biofilter ingen eller endast liten positiv effekt på luktupplevelsen. Ett biofilter tar dessutom stor yta i anspråk vilket betyder att metoden har begränsad tillämpbarhet för detta fall.

6.1.4 Jonisering

Jonisering innebär att man tillför en stor mängd joner till luften genom elektrisk urladdning. Jonisering sker genom ett eller flera elektronrör beroende på luftmängden och typer av luktämnen som ska behandlas.

Detta ger enligt leverantören två effekter dels så laddas förekommande partiklarna i luften dels så bildas syrekuster i luften. Att partiklarna laddas med innebär att de lättare avskiljs från luften och detta underlättar om man vill ha bort bakterier och liknande från luften. Detta torde ut luktsynpunkt enbart ha inverkan om lukten är partikelbunden.

Den andra effekten som kan uppkomma är att man får syrekuster som enligt tillverkarna har högre oxidationspotential än obehandlad luft. Detta ger således den effekten att det sker viss oxidation av i luften förekommande ämnen.

Jonisering används ofta för bättre inneluft i avloppsreningsanläggningar och i pumpstationer för att reducera utsläppet av luktämnen till omgivningen.

**Bedömning**

ÅF har testat jonisering vid ett flertal tillfällen. Det som kan konstateras vid dessa studier är att man får en dokumenterad reduktion av lukten. Reduktionsgraden är dock förhållandevis låg och varierande. För att uppnå någon som helst effekt krävs förhållandevis lång uppehållstid (minuter). Detta betyder att man får bäst användning av denna utrustning i slutna utrymmen (t.ex. pumpstationer) eller vid tillförsel till tilluften.

De installationer som testats vid anläggningen i Jönköping har inte gett något tillfredsställande resultat vad avser avskiljningsförmåga för lukt.

6.1.5 UV- fotooxidation/Ozon

Denna reningsmetod innebär att gasflödet som ska renas leds genom en kammare som är upplyst med kortvågigt UV-ljus (100 - 280 nm). Under inverkan av UV-vågorna startas en nedbrytning av såväl oorganiska som organiska föroreningar i gasströmmen. Nedbrytningen sker genom två slags mekanismer:

1. Direkt fotolys: ämnen som absorberar bra i det använda våglängdsområdet (VOC, ammoniak, svavelväte, merkaptaner, aminer) kan brytas ner direkt under inverkan av UV-strålningen
2. Oxidation genom reaktiva syreradikaler: ämnen som inte absorberar UV-ljus direkt, såväl som nedbrytningsprodukter från fotolysreaktioner, kan vara möjliga att oxidera med hjälp av högreaktiva syreradikaler. Dessa sistnämnda bildas ur syre närvarande i luftströmmen, enligt vissa reaktionsmekanismer. Vid dessa oxidationsreaktioner bildas koldioxid, vatten, kvävgas och svaveldioxid som slutprodukter.

Ofta installeras även aktiverat kol som den behandlade luften får passera. Kålet fungerar både som en katalysator för oxidationsprocessen och reducerar dessutom kvarvarande ozon till syrgas. Kolfiltret kan också adsorbera ämnen som inte oxiderats.

Bedömning

Metoden används idag såväl för att ta bort lukt, t.ex. vid bryggerier, sopsortering, avloppsreningsanläggningar, VOC vid lackeringsindustrier samt stekos från kök. Där ÅF testat metoden, såväl i pilotskala som i fullskala, fungerar metoden mycket bra för reduktion av lukt vid kommunala vattenreningsanläggningar. Där metoden lyckas med att reducera luktnivåerna till låga emissioner har fotooxidationsutrustningen kombinerats med ett aktiverat kolfilter.

6.1.6 Oxidation (förbränning)

Vid förbränning oxideras de organiska ämnena i den förorenade luftströmmen till i huvudsak koldioxid och vatten, (svavelföreningar oxideras till svaveldioxid). Oxidationen kan ske termiskt eller katalytiskt. I det följande ges en beskrivning av förekommande teknik för de båda oxidationsmetoderna.

Vid **termisk förbränning** sker oftast oxidationen inom intervallet 750-1 000 °C. Termisk förbränning eller oxidation kan i detta sammanhang ske med flera olika metoder, dessa utgörs av:

- rekuperativ termisk oxidation
- regenerativ termisk oxidation (förbränningsväxlare)



Vid **rekuperativ termisk oxidation** bör uppehållstiden i förbränningszonen vara 0,3-1,5 sekunder för att uppnå erforderlig destruktion. Reningsgraden i anläggningen styrs av förbrännings-temperatur, uppehållstid och blandningsförhållanden i brännkammaren.

För att nedbringa driftskostnaderna för sådana anläggningar söker man återvinna så mycket av det tillförda värmets som är tekniskt möjligt och ekonomiskt försvarbart. I konventionella reku-perativa anläggningar sker detta genom att den ingående förorenade luftströmmen värmeväxlas i en luft/luftvärmeväxlare mot den utgående rena luftströmmen. Värmeväxlaren dimensioneras ofta för en temperaturåtertagning på upp till ca 75 %. Temperaturen på ingående luft höjs då till ca 550 °C. Ökningen av temperaturen till förbränningstemperaturen sker normalt med gas- eller oljebrännare, men kan även ske elektriskt.

Ovan nämnda begränsning avseende värmeåtervinning i konventionella anläggningar kombinerat med de höga kostnaderna för denna typ av högtemperaturvärmeväxlare, har lett utvecklingen fram till att det på marknaden idag finns flera typer av anläggningar med högre grad av värme-återvinning än ovan beskrivna. Dessa anläggningar kallas **regenerativa förbränningsväxlare** och värmeväxlingen sker inte genom konventionell värmeväxling utan genom ackumulering av värme från utgående ström i keramiska material. Genom att luftströmmens riktning genom an-läggningen regelbundet växlas kan detta värme återvinnas till upp mot 95 % för flertalet anlägg-ningstyper.

Flera olika systemlösningar finns idag på marknaden. I en typ av förbränningsväxlare utnyttjas en keramisk bädd för värmeväxlingen. Grundprincipen för denna metod är att man i mitten av bäd-den upprätthåller en zon på nivån 800-1 000°C, var i en fullständig förbränning sker.

Erforderlig tillsatsenergi tillförs normalt via elektriska värmeelement eller gas (gasol eller natur-gas) i mitten av bädden. Flödesriktningen genom bädden skiftas oftast ett par gånger per minut och på ett sådant sätt att det vid förbränningen frigjorda värmets koncentreras till en zon i mitten av bädden. Detta är möjligt eftersom bädden fungerar som en värmeväxlare med en mycket stor yta. Denna stora yta i kombination med små energiförluster till omgivningen ger en hög tempe-raturverkningsgrad.

Renings effektiviteten för en förbränningsväxlare av ovan nämnda typ garanteras av leverantören till minst 95 %. Denna verkningsgrad är något lägre än vad som vanligen garanteras för konven-tionella förbränningsanläggningar. Orsaken till denna lägre reningsgrad har varit den dödvolum (residualluft) som endast delvis eller inte alls upphetas i samband med växlingen av flödesrikt-ningen. Detta problem kan idag delvis hanteras genom att residualluften förs in i en buffertbe-hållare för att under påföljande cykel successivt spädas in på tilluftsidan.

I de fall där högre krav på reningsgraden ställs, kan så kallade 3-bäddssystem utnyttjas. I dessa system finns ytterligare en bädd med värmelagrande material. Denna utnyttjas för att även den lilla luftmängd (residualluft) som förblir obehandlad i 2-bäddsystemen skall kunna renas. I dessa system kan reningsgrader på > 99 % uppnås. Dessa konstruktioner är också mindre känsliga för förekommande stoft.

Vid utnyttjande av förbränningsanläggningar finns alltid risken för brand och explosion. Om halten av ingående oxiderbara ämnen i gasen ligger över undre explosionsgränsen, LEL, finns risk för explosion.

Närvaron av stoft eller förhöjd temperatur sänker dessa värden. Vid lägre halter är regenerativ oxidation att rekommendera.



Vid **katalytisk oxidation** sker oxidationen av de ingående föroreningarna vid en lägre temperatur än vid termisk oxidation. Katalysatorns funktion kan beskrivas med att den sänker erforderlig aktiveringsenergi för oxidationsprocessen då de ingående organiska komponenterna adsorberas på katalysatorytan. För att erhålla tillräcklig reningseffekt i dessa system erfordras en temperatur om ca 250- 350 °C, något beroende på typ av förorening respektive katalysator. Genom oxidationen ökar temperaturen över katalysatormassan. Temperaturökningens storlek är proportionell mot innehållet av värme i de brännbara komponenterna i den orenade luften.

Ur driftsekonomisk synpunkt är katalysatorns livslängd en av de kritiska faktorerna och leverantörer brukar garantera en livslängd om ca 10 000-15 000 driftstimmar. I kända applikationer kan även längre livslängd garanteras.

För att begränsa energikostnaderna brukar man installera värmeväxlare på utgående rökgas för förvärmning av ingående luft. Beroende på hur värmeåtertagningen sker skiljer man på konventionell rekuperativ katalytisk oxidation och regenerativ katalytisk oxidation i förbränningsväxlare. Med konventionell utformning av den katalytiska oxidationen menas här att ingående luft förvärms av förbränningsluften i en luft/luft-värmeväxlare med temperaturåtertagningsförmåga om 50-75 %. Liksom vid termisk oxidation styrs graden av återtagning främst av ekonomiska faktorer.

Katalytisk oxidation i förbränningsväxlare innebär att man, på motsvarande vis som för en termisk förbränningsväxlare, utnyttjar en regenerativ värmeväxlare bestående av en keramisk bädd. Värmeåtertagningen kan i dessa system ökas till ca 95 %, med påföljden att driftskostnaden kan nedbringas. En väl fungerande katalytisk oxidationsanläggning uppnår reningsgrader >95 %.

Katalytiska oxidationsanläggningar är vidare känsliga för framför allt lokala överhettningar, stoft och katalysatorgifter. Som katalysatorgifter räknas ämnen som bland annat fosfor, silikon, klor, svavel och tungmetaller. Förekomst av sådana ämnen kan radikalt reducera den faktiska livslängden.

Bedömning

Sammanfattningsvis konstateras att katalytisk oxidation inte är en lämplig teknik med tanke på stoftförekomsten och sannolika igensättningsproblem. Tekniken har testats på andra likartade processer men inte fungerat långsiktigt. Däremot skulle termisk oxidation kunna vara användbar. Även om denna teknik är något mindre känslig för stoftförekomst påverkas anläggningen av detta förhållande och helst borde partiklar avskiljas före oxidationsprocessen. Termisk oxidation medför dock höga investerings- och driftskostnader.

6.2 Slutsatser reningsteknik

För att lyckas reducera luktemissioner från anläggningen behöver man komma ned till låga lukthalter efter behandling i en reningsutrustning. De flesta av de på marknaden förekommande reningsutrustningarna medger inte reduktion av lukt ned till dess låga nivåer. De metoder som ger denna tydliga reduktionsgrad är enligt ÅF begränsat till fotooxidation kombinerat med aktiverat kolfilter samt möjligen katalytiskt aktiverat kol. I det följande lämnas en sammanställning över teknikvärdering i denna applikation.

**Tabell 6-1** **Utvärdering av reningstekniker – sammanställning**

Metod	Teknisk möjlig	Reningsgrad	Kommentar
1. Kondensering	Nej	-	Låga halter
2. Termisk Oxidation			
a. Rekuperativ	Nej		För hög kostnad
b. Regenerativ	Ja	> 95 %	Hög kostnad/ Finns installerad vid gasuppgraderingen
3. Katalytisk oxidation	Nej	> 95 %	Katalysatorn känslig för svavelföreningar
4. Absorption			
a. Rent Vatten	Nej		Effekten osäker genererar förorenat vatten
b. Kemisk tillsats	Ja/Tveksam		Effekten otillräcklig
c. Organisk Vätska	Nej		
d. Bioskrubber	Nej		
5. Adsorption			I kombination med annan teknik
a. Utbytessystem	Ja	>95%	Eventuellt med impregnerat filter
b. Regenerativt system	Nej		
6. Biofilter	Ja/Tveksamt	>90 %	Kräver stora ytor och har högre restluktnivåer
7. Ozonisering	Ja	Begränsad erfarenhet i denna applikation	Torde fungera väl i kombination med kolfil-ter. Ozonhantering besvärlig
8. Fotooxidation	Ja	Etablerad i denna applikation	Ger låga resthalter i kombination med kolfil-ter
9. Jonisering	Nej	Effekt osäker	Installerad utrustning fungerar otillfredsställande
10. Maskering	Nej	Effekt osäker	Rekommenderas inte –kan lukt mer
11. Förhöjd skor-stenshöjd	Ja	Förbättrar situationen	Kostnadseffektiv

I de aktuella applikationer som förekommer vid en kommunal reningsanläggning med biogasproduktion finns idag ett stort antal olika typer av reningstekniker installerade. De typer som tidigare dominerat har varit kemisk skrubber samt biofilter. Idag ser man även många installationer av jonisering samt filter med aktiverat kol, såväl konventionell aktiverat kol som impregnerat kol.

Under senare tid har även fotooxidation i kombination med kolfilter vunnit en större marknadsandel.

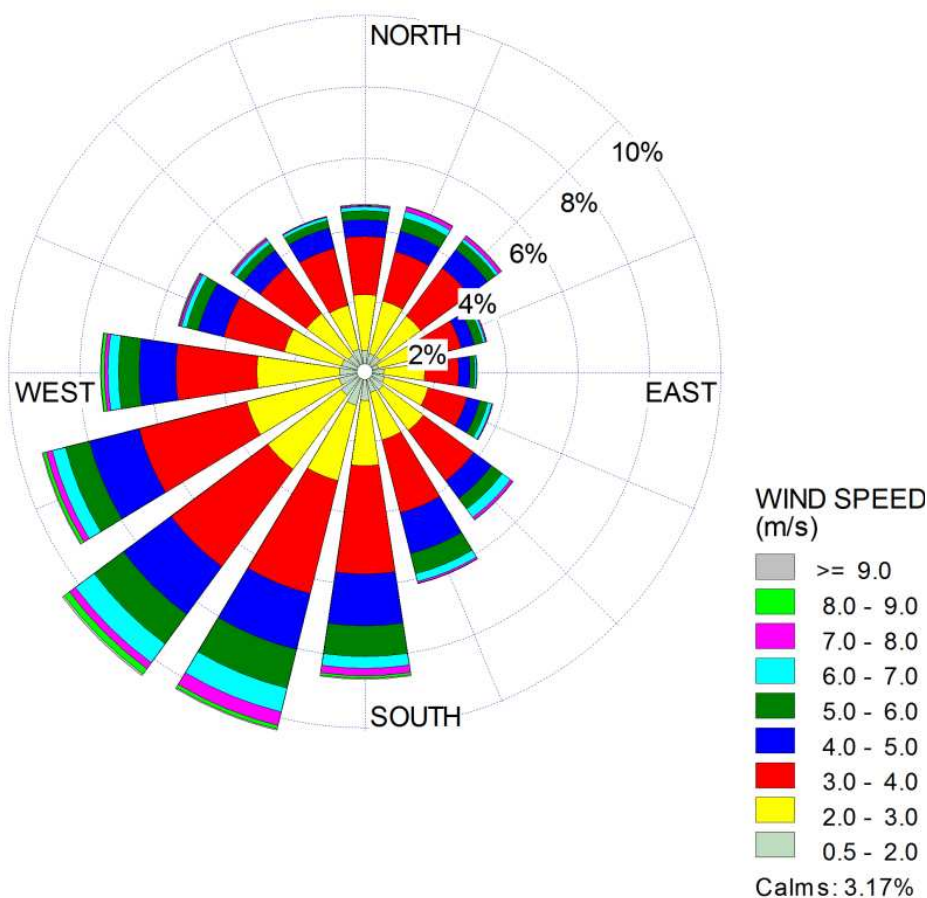
Där det finns möjlighet att öka initialutspädningen genom en förhöjd skorsten används ofta detta alternativ, men då i kombination med någon form av luktavskiljningsutrustning.

7 Genomförda spridningsberäkningar

För att klargöra vilken effekt olika åtgärder har i omgivningen har spridningsberäkningar genomförts. Ansvarig för dessa beräkningar har varit Leif Axenhamn, Sweco. Resultatet från dessa beräkningar redovisas i sin helhet i [Bilaga 2](#) till denna utredning.

7.1 Använda vinddata

I följande figur redovisas vindrosen över Jönköping som använts vid de nu genomförda spridningsberäkningarna.



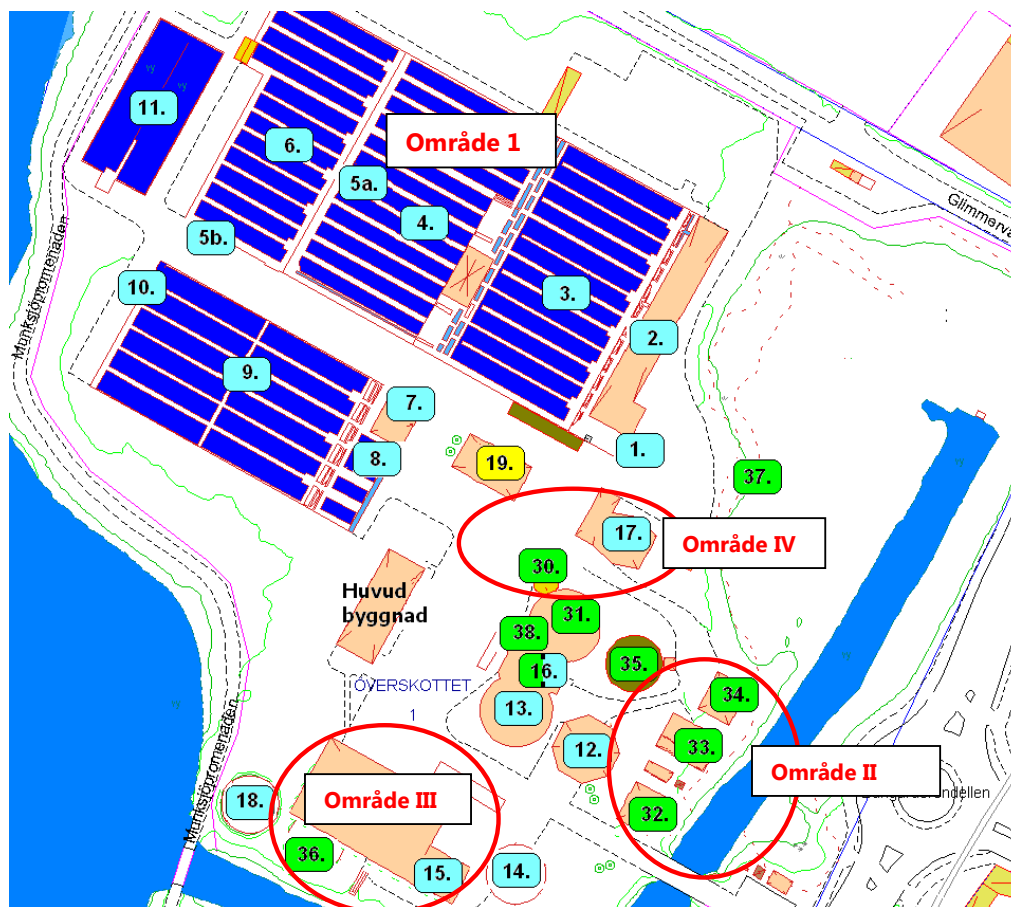
Figur 7-1 Vindros för Jönköping

Vindrosen beskriver de meteorologiska vindförhållandena 15 m ovan marknivå. Den är baserad på vindstatistik för åren 2005-2009. Som framgår av ovanstående figur är de helt förhärskande vindriktningarna mellan väst och syd.

7.2 Genomförda beräkningar

För att beskriva dels dagens situation vad gäller luftbelastningen i omgivningen, dels vilken effekt olika åtgärder och kombinationer av åtgärder ger i omgivningen har ett stort antal olika scenarier beskrivits med hjälp av spridningsberäkningar.

För att begränsa antalet beräkningar för framtida scenarier förutsatts dock att området delas upp i fyra delområden där luftkällorna inom respektive delområde sammanförs och behandlas gemensamt. I följande figur redovisas dessa områden.



Figur 7-2

Studerade områden



RAPPORT

2012-05-22

27 (39)

Som framgår av ovanstående figur omfattar de fyra utsläppsområdena följande emissionspunkter:

- **Område I.** Omfattar VA-delen, dvs utsläppspunkterna från 2 (sandfång), 3 (försedimentering), 4 (aktiv slam), 5 (anox), och 6 (mellansedimentering)
- **Område II.** Omfattar gasuppgraderingen, dvs. utsläppspunkterna från byggnaderna 32 (utblås gasklocka), 33 (gasuppgradering) och 34 (efter Vocsidizer).
- **Område III.** Omfattar byggnad för mottagning av externslam, dvs. position 15 (avluftning tippficka, silor, allmänventilation) och 36 (biogödsel).
- **Område IV.** Omfattar externslam och mottagningstank, dvs. position 17 (externslamhantering) och 30 (mottagningstank).

Följande beräkningar har genomförts:

Tabell 7-1 Genomförda beräkningsfall

Område	Beräkning	Emission (l.e./h)	Bedömt luftflöde (m ³ /h)	Medelhalt (l.e./m ³)
I	Dagens situation	29,9*10 ⁶	19 200	1 560
I	Efter rening	1,9*10 ⁶	19 200	100
I	Med 30 ,40 ,50, 60 respektive 70 m skorsten	29,9*10 ⁶	19 200	1 560
I	Rening+ 30 m skorsten			
II	Dagens situation	15*10 ⁶	15 700	960
II	Med skorsten	15*10 ⁶	15 700	960
II	Med 30 ,40 ,50, 60 respektive 70 m skorsten	15*10 ⁶	15 700	960
II	Rening+ 30 m skorsten	1,6*10 ⁶	15 700	100
III	Dagens situation	79,4*10 ⁶	29 200	2 800
III	Efter rening	2,9*10 ⁶	29 200	100
III	Med 30 ,40 ,50, 60 respektive 70 m skorsten	79,4*10 ⁶	29 200	2 800
III	Rening+ 30 m skorsten	2,9*10 ⁶	29 200	100
IV	Dagens situation	84,4*10 ⁶	10 000	8 400
IV	Efter rening	1*10 ⁶	10 000	100
IV	Med 30 ,40 ,50, 60 respektive 70 m skorsten	84,4*10 ⁶	10 000	8 400
IV	Rening+ 30 m skorsten	1*10 ⁶	10 000	100
I+II+III+IV	Dagens situation	210*10 ⁶	74 100	2 800
I+II+III+IV	Med rening	7,4*10 ⁶	74 100	100

Orsaken till det stora antalet preliminära beräkningarna är att finna en optimal kombination mellan avskiljningsåtgärder och skorstenshöjd.



Det kan nämnas vid bedömning av utsläppet av luktämnen efter rening har en medelhalt om 100 l.e./m^3 valts. Detta är i paritet med den bästa tekniken som ÅF varit i kontakt med för avskiljning av luktämnen från denna typ av verksamhet. Vid uppföljning av pilotanläggningar och fullskalanläggningar har nivån $50\text{--}100 \text{ l.e./m}^3$ konstaterats. Sannolikt är det svårt att kunna hålla denna låga nivå under hela livslängden på en utrustning. En rimlig uthållig resthalt torde kanske vara 300 l.e./m^3 .

7.3 Tolkning av resultat från spridningsberäkningarna

De framräknade värdena utgör de maximala, det vill säga de beskriver var de högsta halterna förekommer som 99-percentil. Detta innebär att under 99 % av tiden underskrids värdena medan de överskrids i en procent av tiden. För att korrigera mot näsans momentana reaktioner har tidsupplösningen korrigerats till enminutsmedelvärden.

Man kan i sammanhanget fråga sig vilka luktnivåer i omgivningen man då skall välja att jämföra mot i dessa beräkningar. Ofta sätts krav på verksamheter i samband med miljögodkännande eller vid tillsyn av lokala myndigheter såväl i Norge som i andra länder.

Vare sig i Norge eller i Sverige finns dock några generella regler för lukt från olika verksamheter. I Sverige använde man fortfarande uttalande från Naturvårdsverket från början på 1980-talet som säger att *"klagomål på lukt förekommer om luktröskeln överskrider en eller ett par procent av tiden"*. Därför har man i Sverige under många år diskuterat luktfrekvenser. Det man kan notera är att de förhållanden som rådde i början av 1980-talet har ändrats. Idag förekommer klagomål vid lägre luktfrekvenser än vad man då ansåg vara acceptabel nivå.

I Danmark däremot används generella gränsvärden vad gäller acceptabel maximal luktkoncentration vid bostäder. Enligt den danska vägledningen (*Miljöstyrelsen, 1985, Begrensning af lugtgener fra virksomheter*) skall skorsten och/eller reningsåtgärder utformas så att maximala koncentrationer av luktande ämnen (som minutmedelvärden) inte överskrider en nivå om 5-10 gånger luktröskeln, dvs. $5\text{--}10 \text{ l.e./m}^3$.

I industriområden kan under vissa omständigheter högre koncentrationer accepteras. I andra länder använder man liknande begränsningar. I följande tabell redovisas några exempel på detta.



Tabell 7-2 Omgivningsgränsvärden för lukt

Område/region/land	Omgivningsgränsvärde (l.e./m ³)	Medelvärdestid	Percentil
Danmark	5 - 10	En minut	99
Allegheny Waste Water Treatment Plant	4	Två minuter	-
Auckland, New Zealand	2	En sekund	99,9
San Diego WWTP	5	Fem minuter	99,5
Tyskland	1	En time	99,9
Holland	1-5	En time	98
Hong Kong	5	5 sekunder	-
Taiwan	50	-	-

Enligt uppgift har man även i Norge använt liknande omgivningsvärden i konkreta fall. Här har förekommit att dåvarande SFT (Norges motsvarighet till Naturvårdsverket) lämnade immissionsgränsvärden om 5 l.e./m³ vid bostadsområden och 10 l.e./m³ för industriområden.

Trots detta kommer dock grannarna att kunna förnimma lukt vid dessa nivåer. Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,1-0,5 l.e./m³ vid en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att luktnivån är momentan och väsentligt kortare än en minut.

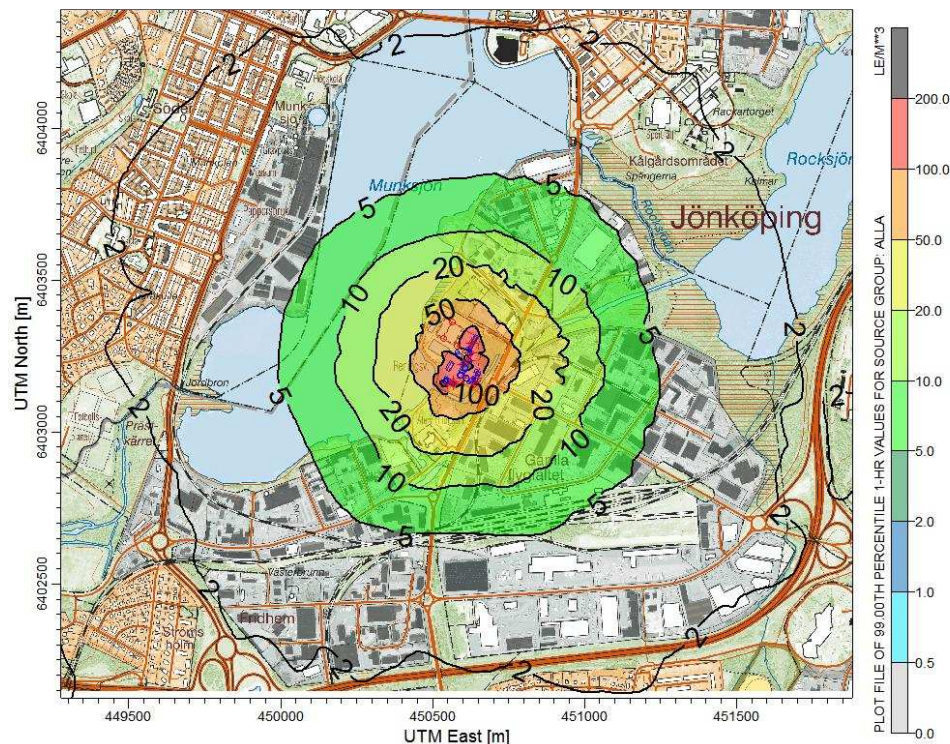
Av denna anledning har denna utredning fokuserat på resultat från spridningsberäkningar som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga 0,1-0,5 l.e./m³.

7.4 Resultat

I det följande presenteras resultat från de utförda spridningsberäkningarna. Spridningsberäkningarna har genomförts stegvis och i det följande redovisas dessa.

7.4.1 Dagens situation

I följande tabell redovisas dagens luktsituation kring anläggning. De angivna värdena avser maximala luktnivåer i omgivningen redovisade som 99 %-il halter av minutmedelvärden. Samtliga utsläpp i område I, II, III, samt IV är medräknade.



Figur 7-3 Spridningsberäkningar avseende dagens situation

Som framgår av ovanstående figur återfinns luktnivåer $>100 \text{ l.e./m}^3$ inom området och ca 50 l.e./m^3 utanför området. Vilket klart indikerar behovet av åtgärder särskilt om bostäder kommer att hamna närmare verksamhetsområdet.

Ett stort antal spridningsberäkningar har genomförts för att söka finna den optimala kombinationen av åtgärd och skorstenshöjd. Särskilt viktigt är det att finna en acceptabel lösning vad avser skorstenshöjd då en hög skorsten kan anses vara visuellt störande för närboende.

I det följande redovisas en sammanställning över de resultat som erhållits vid olika kombinationer av källor, källstyrkor och åtgärder.

Inledningsvis genomfördes en spridningsberäkning för de flesta källorna i syfte att studera de individuella källornas bidrag till lukten i omgivningen. Resultatet från denna beräkning har sammanställts i nedanstående tabell.



Tabell 7-3 Det individuella bidraget i omgivningen från luktkällor inom området (maximala minutmedelvärden som 99%-il)

Område	Källa	Högsta luktnivå inom området (l.e./m ³)	Högsta luktnivå utanför området (l.e./m ³)
I	1 (Rensgaller)	0,2	0,02 - 0,05
I	2 (Sandfång)	100	10 - 20
I	3 (Försedimentering)	50	1 - 2
I	4-5 (Aktiv slam + Anox)	50	1 - 2
I	6 (Mellansedimentering)	10	0,1 - 0,2
II	12 (Utblås förtjockare)	20	2 - 5
II	32 (Utblås gasklocka)	50	5 - 10
II	33 (Gasuppgradering)	10	2
II	34 (Vocsidizer)	10	1 - 2
III	15 (Efter silo)	20	2
III	15 (Tippficka)	10	0,5 - 1
III	36 (Biogödsel)	200	10 - 20
IV	17 (Exterslamhantering)	20	2 - 5
I+II+III+IV	Samtliga källor	200	20 - 50

Som framgår av ovanstående sammanställning över olika beräkningar kan de flesta av ovanstående luktkällor inom området bidra till lukt i omgivningen. Av denna anledning bör också de flesta källorna omfattas av åtgärder om man vill säkerställa en väsentligt förbättrad luktsituation kring anläggningarna.

7.4.2 Effekten av olika åtgärder

I syfte att klargöra effekten av olika åtgärder i de fyra delområdena har spridningsberäkningar utförts för dels rening med modern avskiljningsteknik vid en situation som motsvarar en punktkälla per delområde med utsläppshöjd någon meter över mark, respektive en 30 m hög skorsten. Dels har spridningsberäkningar genomförts för 30, 40, 50, 60 respektive 70 m skorsten utan rening.

I följande tabell redovisas resultaten från dessa beräkningar. Med **"Ingen åtgärd"** i tabellen menas att utsläppskällorna är sammandragna till en utsläppspunkt per delområde. Med **"rening"** menas att man installerat någon typ av fotooxidationsutrustning för att avskilja luktmännen - utöver vad som redan finns installerat - som medger en resthalt om ca 100 l.e./m³.



RAPPORT

2012-05-22

32 (39)

Tabell 7-4 Effekten av olika åtgärder (maximala minutmedelvärden som 99-%-il) per delområde

Område	Åtgärd	Högsta luktnivå inom området (l.e./m ³)	Högsta luktnivå utanför området (l.e./m ³)
I	Ingen åtgärd	100	10
I	30 m skorsten	0,5 - 1	0,2 - 0,5
I	40 m skorsten	0,2 - 0,5	0,2 - 0,5
I	50 m skorsten	0,1 - 0,2	0,2 - 0,5
I	60 m skorsten	0,1 - 0,2	0,2 - 0,5
I	70 m skorsten	< 0,02	0,1 - 0,2
I	30 m skorsten+ rening	< 0,02	0,02 - 0,05
II	Ingen åtgärd	100	10
II	30 m skorsten	0,2 - 0,5	0,2 - 0,5
II	40 m skorsten	0,1 - 0,2	0,2 - 0,5
II	50 m skorsten	0,01 - 0,02	0,1 - 0,2
II	60 m skorsten	0,02 - 0,05	0,1 - 0,2
II	70 m skorsten	0,02 - 0,05	0,05 - 0,1
II	30 m skorsten+ rening	0,1 - 0,2	0,1 - 0,2
III	Ingen åtgärd	100	10 - 20
III	30 m skorsten	1 - 2	1 - 2
III	40 m skorsten	0,5 - 1	0,5 - 1
III	50 m skorsten	0,2 - 0,5	0,5 - 1
III	60 m skorsten	0,1 - 0,2	0,5 - 1
III	70 m skorsten	0,1 - 0,2	0,2 - 0,5
III	30 m skorsten+ rening	0,02 - 0,05	0,05 - 0,1
IV	Ingen åtgärd	50	10 - 20
IV	30 m skorsten	1 - 2	1 - 2
IV	40 m skorsten	1 - 2	1 - 2
IV	50 m skorsten	0,2 - 0,5	0,5 - 1
IV	60 m skorsten	0,1 - 0,2	0,5 - 1
IV	70 m skorsten	0,1 - 0,2	0,5 - 1
IV	30 m skorsten+ rening	< 0,02	0,02 - 0,05

Som framgår av ovanstående tabell så överskrider de maximala bidragen från samtliga delområden luktkoncentrationer utanför området om 10 l.e./m³. Innanför området noteras luktkoncentrationer på mellan 50 och 100 l.e./m³. Man kan också konstatera att en skorstensförhöjning om 30 m ger en tydlig reduktion av de maximala luktnivåerna såväl innanför området som utanför. För att reducera nivåerna påtagligt ytterligare krävs en förhållandevis stor ökning av skorstenshöjden.

Installation av en väl fungerande utrustning för avskiljning av luktämnen ned till låga resthalter (nivån 100 l.e./m³) i kombination med en 30 m hög skorsten ger en mycket god effekt i omgivningen såväl innanför som utanför området.

I följande tabell har redovisats en sammanställning över det samlade utsläppet från området, det vill säga en summering av bidragen från de fyra olika delområdena.

**Tabell 7-5 Effekten av olika åtgärder (maximala minutmedelvärden som 99%-il) på helheten**

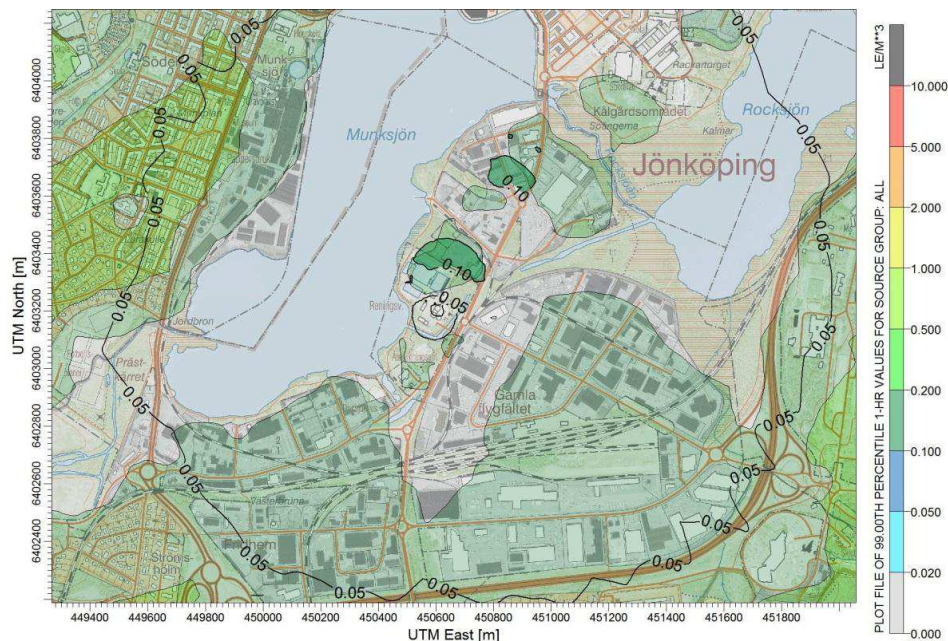
Område	Källa	Högsta luktnivå inom området (l.e./m ³)	Högsta luktnivå utanför området (l.e./m ³)
I+II+III+IV	Samtliga källor (dagens situation)	200	20 - 50
I+II+III+IV	30 m skorsten	2 - 5	2 - 5
I+II+III+IV	40 m skorsten	1 - 2	2 - 5
I+II+III+IV	50 m skorsten	1 - 2	1 - 2
I+II+III+IV	60 m skorsten	0,5 - 1	1 - 2
I+II+III+IV	70 m skorsten	0,2 - 0,5	1 - 2
I+II+III+IV	30 m skorsten + rening	0,05 - 0,1	0,1 - 0,2

Enligt ovanstående tabell är de maximala omgivningshalterna av lukt ca 200 l.e./m³ inom området och mellan 20-50 l.e./m³ utanför området.

Som också framgår av ovanstående tabell avseende det totala utsläppet från området reduceras omgivningspåverkan drastiskt genom att dra ihop utsläppen till fyra positioner och höja utsläppspunkten till 30 m. Ytterligare skorstensförhöjning ger enbart begränsad effekt om man inte ökar samtliga utsläppspunkter till 60 – 70 m.

En effektiv rening i samtliga position tillsammans med en förhöjd skorsten om 30 m ger en tydlig effekt såväl innan för som utanför området. Med denna kombination av åtgärder skulle lukt sällan kunna förnimmas utanför området.

I följande figur illustreras detta resultat.



Figur 7-4 Effekten av 30 m skorsten samt luktreducerande åtgärder i delområde I, II, III samt IV.

Som framgår av ovanstående figur är luktbidraget i omgivningen för detta fall i nivån 0,05 - 0,15 l.e./m³ innanför området och 0,1-0,2 l.e./m³ utanför området.

För att värdera effekten på ett högre flerbilshus i närområdet har beräkningar för utförts för olika receptorhöjder, det vill säga luktnivån kring anläggningen vid olika +höjder. Beräkningarna har begränsats till enbart ett driftsfall motsvarande 30 m skorsten och rening i samtliga positioner. Följande resultat erhöles:

Receptorhöjd (m)	Åtgärd	Högsta luktnivå inom området (l.e./m ³)	Högsta luktnivå utanför området (l.e./m ³)
1,5	30 m skorsten + rening	0,1 - 0,2	0,1 - 0,2
20	30 m skorsten + rening	0,2 - 0,5	0,2 - 0,5
30	30 m skorsten + rening	10	0,5 - 1
40	30 m skorsten + rening	5 - 10	0,2 - 0,5

Som framgår av denna tabell kan i den närmaste omgivningen utanför området förhöjda lukthalter förekomma på en höjd om 20 - 40 m ovan mark. Haltnivån sjunker dock snabbt med avståndet men det finns anledning att värdera risken för lukt på flervåningsbyggnader i närområdet.



8 Översiktlig kostnadsbedömning

Som framgår av ovanstående sammanställning över resultaten från genomförda spridningsberäkningar har ett stort antal spridningsberäkningar genomförts. Kostnadsbedömningar för olika framtidsscenarier har dock begränsats till ett fåtal.

Huvudinriktningen har varit att jämföra kostnader för några framtidsscenarier med väsentligt bättre luktsituation än dagens. Därför har fokus varit att jämföra dagens situation med en skorstensförhöjning om 30 m respektive 60 m samt att bedöma effekten av en 30 m skorsten och effektiv rening i samtliga positioner.

Då skorstenar kan uppfattas störande av kringboende har två olika utformningar av frånluftssystemet kostnadsberäknats dels med en central utsläppspunkt från hela området, dels med fyra skorstenar från området (ett från respektive delområde).

Med utgångspunkt från den utförda genomgången av tänkbara åtgärder samt de spridningsberäkningar som genomförts har således följande kombination av åtgärder utretts översiktlig vad gäller kostnader:

- Alt 1a. Fyra 30 m skorstenar utan rening
- Alt 1b. En 30 m skorsten utan rening
- Alt 2a. Fyra 60 m skorstenar utan rening
- Alt 2b. En 60 m skorsten utan rening
- Alt 3a. Fyra 30 m skorstenar med rening
- Alt 3b. En 30 m skorsten med rening

8.1 Förslag till avskiljningsutrustning

Vad gäller val av utrustning har tre leverantörer kontaktats där de fritt fått välja teknik med utgångspunkt från de förhållandevis hårda kraven på luktreduktion. Behandlad lukt skall understiga 50-100 l.e./m³.

Samtliga leverantörer har valt att basera sina teknikval på fotooxidation med efterföljande kolfilter. Några olika varianter på detta tema har presenterats bland annat vilka strömmar som skall förbehandlas etc. I föreliggande rapport tas inte ställning till den exakta utformningen av reningsutrustningen. Här presenteras samtliga kostnader som lämnats av tillfrågade leverantörer.



8.2 Dimensionerande förutsättningar för luftbegränsande åtgärder

Vid de grova kostnadsbedömningar som gjorts inom ramen för denna studie har i kontakter med leverantörer följande dimensionerande underlag använts.

Tabell 8-1 Dimensionerade underlag

Parameter	Område			
	I	II	III	IV
Temperatur [°C]	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20
Gasflöde [m ³ /h]	19 200	15 700	29 200	10 000
Medelhalt [l.e./m ³]	1 560	955	2 780	8 440
Drifttid [h/år]	8 700	8 700	8 700	8 700
Medelemission (l.e./h)	29,9*10 ⁶	15*10 ⁶	79,4*10 ⁶	84,4*10 ⁶

8.3 Beräkningsförutsättningar

Vid kostnadsberäkningar har anbud från leverantörer använts som underlag tillsammans med följande antaganden:

- Vid beräkning av investeringskostnaderna har schablonmässiga påslag för projektering/administration respektive oförutsett med 10 % respektive 15 % gjorts.
- För beräkning av kapitalkostnaden har här utnyttjats 8 års avskrivning och 6 % internränta vilket innebär en annuitet om ca 16 %.
- För beräkning av underhållskostnaden har ca 3 % av investeringskostnaden för huvudutrustningen ansatts.
- Elpriset har ansatt till 1,0 SEK/kWh
- Drifttiden har ansatts till ca 8 700 h vid fullt lovgiven produktion.
- För posten kringinvestering och rördragning har schablonmässiga kostnader per meter rör använts.

8.4 Resultat

Investeringskostnaden för de olika studerade alternativen redovisas i nedanstående Tabell 8-2.

För beräkning av skorstenskostnaden har anbud på 30 m respektive 60 m skorsten använts. I de fall som fyra skorstenar avses uppföras (istället för en) har kostnaden fyrdubblats, det vill säga att man bibehåller dimensionen men sänker lufthastigheten. Här torde man kunna optimera förhållandena ytterligare.



Det bör betonas att de angivna kostnaderna är indikativa och kan inte utgöra underlag för framtida beslut då kostnader för täckning av bassängen och andra tillkommande kostnader inte är med i kalkylen överhuvudtaget. Därför bör en mer detaljerad förstudie genomföras där kostnaderna mer exakt kan anges.

Tabell 8-2 Beräknade investeringskostnader, (kSEK)

	Alt.1a	Alt. 1b	Alt.2a	Alt 2b	Alt.3	Alt 3b
Åtgärd	30 m skorsten		60 m skorsten		30 m skorsten+rening	
Antal skorstenar	En	Fyra	En	Fyra	En	Fyra
Huvudutrustning inkl. instrumentering	1 200	300	4 400	1 100	5 500-8700	4 700-7800
Kringinvesteringar, rördragning etc.	500	1 000	500	1 000	500	1000
Summa	1 700	1 300	4 900	2 100	6 000-9 200	5 700-8800
Projektering (10 %)	170	130	490	210	600-900	600-900
Oförutsett (15 %)	250	200	730	315	900-1400	800-1300
Total investering	2 100	1 600	6 125	2 600	7 600-11 500	7 000-11 000
Årlig kapitalkostnad	340	260	990	420	1 200-1900	1 100-1800

Som framgår av ovanstående tabell är investeringskostnaden för att öka utsläppshöjden till 30 m enligt Alt.1a 2,1 MSEK och enligt Alt.1b 1,6 MSEK. Att öka utsläppshöjden till 60 m innebär investeringskostnader enligt Alt. 2a, 6,2 MSEK och enligt Alt.2b, 2,6 MSEK.

Alternativet med 30 m skorsten samt rening enligt förslagna metoder innebär investeringskostnader enligt Alt.3a om 7,6 – 11,5 MSEK och enligt Alt. 3b 7 – 11 MSEK.



I följande tabell har de rörliga kostnaderna beräknats.

Tabell 8-3 Beräknade driftskostnader (kSEK)

	Alt.1a	Alt. 1b	Alt.2a	Alt 2b	Alt.3	Alt 3b
Åtgärd	30 m skorsten		60 m skorsten		30 m skorsten+rening	
Antal skorstenar	En	Fyra	En	Fyra	En	Fyra
Service/underhåll (kSEK)	40	10	130	30	170-260	140-230
Energi el (kSEK)	185	185	185	185	185	185
Övrigt (kSEK)	0	0	0	0	160-200	160-200
Total driftskostnad (kSEK)	225	195	315	215	515-545	485-545
Total årskostnad (MSEK)	0,57	0,36	1,3	0,6	1,7 - 2,4	1,5 - 2,3

Som framgår av ovanstående tabell är driftskostnaden för att öka utsläppshöjden till 30 m enligt Alt.1a 0,23 MSEK och enligt Alt.1b 0,2 MSEK. Den totala årliga kostnaden kan beräknas till mellan 0,36 och 0,57 MSEK för Alt 1.

Att öka utsläppshöjden till 60 m betyder driftskostnader enligt Alt. 2a 0,32 MSEK och enligt Alt.2b 0,22 MSEK. Den totala årliga kostnaden kan beräknas till mellan 0,6 och 1,3 MSEK för Alt 2.

Alternativet med 30 m skorsten samt rening enligt förslagna metoder innebär investeringskostnader enligt Alt.3a om 7,6 – 11,5 MSEK och enligt Alt. 3b 7 – 11 MSEK. Den totala årliga kostnaden kan beräknas då till mellan 1,5 och 2,4 MSEK för Alt 3.

9 Diskussion

Inom ramen för den nu genomförda luktutredningen kan konstateras att den totala emissionen av lukttämen från anläggningen är mellan $70 \cdot 10^6$ l.e./h och $240 \cdot 10^6$ l.e./h där < 15 % härrör från själva vattenbehandlingen. Om man jämför emissionen från Simsholmens anläggning med lukt-emissionen från andra reningsverk i Sverige och Norge där motsvarande kartläggning genomförs kan man notera att det lägre värdet är i paritet med vad man kan förvänta sig i luktutsläpp i relation till storleken av verket, medan den övre nivån är väsentligt högre än förväntat. Orsaken till detta är den förhållandevis stora hanteringen av externslam och biogas inom området som enligt ovanstående sammanställning ger ett tydligt bidrag till luktutsläppet.

Vidare noteras att ett flertal reningsanläggningar installerats för att avskilja lukt i frånluften. Vid kontroll av avskiljningsgraden kunde konstateras att endast ett fåtal fungerar som tänkt. Den typ av avskiljningsutrustning som förordas av flera leverantörer för luktutsläppen vid anläggningen i Jönköping är fotooxidation i kombination med aktiverat kolfilter. Denna har visats sig ha en mycket god avskiljningsgrad för flera av de aktuella applikationerna som förekommer vid Simsholmen.



I syfte att optimera valet av åtgärder har ett stort antal spridningsberäkningar utförts för att simulera olika scenarier. Vid val av åtgärder har huvudinriktningen varit att jämföra olika skorstenshöjder med en kraftfull reduktion av utsläppen.

I följande tabell sammanfattas resultaten från den nu genomförda utredningen.

Tabell 9-1 Sammanställning av utredningsresultat

Åtgärd	Investeringskostnad (MSEK)	Årskostnad (MSEK)	Högsta omgivningshalt (l.e./m ³)
Dagens situation	-	-	20 -50
Skorsten 30 m	1,6 – 2,1 ^{*)}	0,4 – 0,6 ^{*)}	2 – 5
Skorsten 60 m	2,6 – 6,2 ^{*)}	0,2 – 0,3 ^{*)}	1 – 2
Rening +30 m skorsten	7 – 11,5	1,5 – 2,4	0,1- 0,2

^{*)} Intervallet här beror på om en eller fyra skorstenar installeras.

De genomförda spridningsberäkningarna visar på möjligheten att höja utsläppshöjden från anläggningen. Det kan dock konstateras att för att komma ned till riktigt låga omgivningshalter av lukt krävs en skorstenshöjd > än 70 m, alternativt att man kombinerar en väl fungerande avskilningsutrustning med en utsläppshöjd om 30 m.

Några omgivningsriktvärden för lukt finns inte framtagna i Sverige. Av denna anledning har denna utredning sneglat på de danska rikvärdena om 5–10 l.e./m³ räknat som 99-% il av minutmedelvärden. Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,1-0,5 l.e./m³ vid en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att luktupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut. Av denna anledning har målsättningen varit att underskrida dessa nivåer i omgivningen - särskilt inom ramen för ett planarbete där man har goda möjligheter att påverka situationen. I planarbetet bör också särskild uppmärksamhet läggas på lokalisering av flervåningshus eftersom en skorstensförhöjning ger högre luktnivåer vid rectorhöjden 20 -40 m än vid markplan.

Som framgår av ovanstående sammanställning kan man reducera utsläppen från verksamheten ned till sådana nivåer att risken för luktklagomål kan minimeras under normala produktionsbetingelser. Härutöver behöver man ta fram rutiner för bland annat hantering av tömda slamcontainrar så att dessa inte påverkar luktsituationen från området. Vad gäller transport av slam är det viktigt att detta sker med täckta fordon och att dessa är rengjorda och inte i sig bidrar med någon luktspridning.

Vidare bör man naturligtvis se över risken för oplanerade händelser som kan påverka luktutsläppen från verksamheten. Ofta kan sådana incidenter vara tillräckliga för att starta en debatt kring lukt och därmed påverka opinionen negativt.