Handläggare
Sofie Eckerman
Markus Olofsgård
Tel
+4610 505 38 99
E-post
Sofie.eckerman@afry.com

Datum
2023-04-14

Projekt ID
D0078573

Kund
Hässleholms kommun

# Platsspecifik luktutredning vid Hässleholms avloppsreningsverk, Hässleholms kommun

AFRY

Sofie Eckerman

Granskad av:

Markus Olofsgård

ÅF- Infrastructure AB
Grafiska vägen 2
SE-401 51 Göteborg
Sweden

Telefon, växel 010 505 00 00
Org. id: 556185-2103

www.afry.com

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

# Sammanfattning

Hässleholms kommun arbetar med att upprätta en detaljplan för Hässleholms reningsverk med syftet att framtidssäkra reningsverket genom att planlägga för ett lämpligt skyddsavstånd till verksamhetsområdet som tar höjd för framtida utveckling av reningsverket. Inför fortsatt planering finns det ett behov av en fördjupad utredning av spridning av lukt och luftburen spridning av mikroorganismer från reningsverket.

Med anledning av detta har AFRY på uppdrag av Hässleholms kommun genomfört en platsspecifik luktutredning med kompletterande luktriskvärdering samt litteraturstudie avseende risk för smitta för närboende. Arbetet har innefattat provtagning av lukt på reningsverket samt modellering av luktsituationen i området genom spridningsberäkningar.

Utifrån den genomförda platsspecifika luktutredningen kan konstateras att det ej förekommer förhöjd risk för smitta vid närliggande bostäder vid normal drift. För att undvika denna risk även i framtiden är det viktigt att inga reningssteg som genererar aerosoler flyttas närmare befintliga bostäder.

Utifrån de genomförda spridningsberäkningarna är lukthalten vid närmaste bostäder cirka 1 l.e/m$^3$ presenterat som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Utifrån rapportens bedömningsgrund är dessa halter acceptabla för bostäder och utgör inget formellt hinder.

Däremot bör understrykas att det vid dessa halter enligt AFRY:s erfarenhet finns reell risk för luktstörning och att nya bostäder som ett riktvärde ej bör planeras vid halter som överskrider 0,2 l.e/m$^3$.

AFRY föreslår inget generellt skyddsavstånd utifrån utredningen utan föreslår att tidigare definierade skyddsavstånd jämförs mot de isolinjer som spridningsbilderna visar.

Det finns möjlighet att vidta åtgärder för att minska risken för luktpåverkan genom processinterna optimeringar inom reningsverket.

De mest bidragande aktiviteterna som ökar risk för luktstörning i området är slamhanteringen. Vad som pumpas till vassbäddarna har betydelse för luktbidraget i området. Genom att se över slamhanteringen kan vissa luktstörningar för närboende undvikas.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

# Innehåll

1 Inledning ..... 5

2 Bakgrund ..... 5
2.1 Lokalisering ..... 5
2.2 Kortfattad verksamhetsbeskrivning ..... 6

3 Lukt ..... 7
3.1 Allmänt ..... 7
3.1.1 Lukt och luktbesvär ..... 8
✓ Frequency - frekvens ..... 8
✓ Intensity - intensitet ..... 8
✓ Duration - varaktighet ..... 9
✓ Offensiveness - karaktär ..... 9
✓ Receptor - receptorkänslighet ..... 9
3.2 Luktprovtagning ..... 9
3.2.1 Provtagningsmetodik ..... 9
3.2.2 Analysmetodik ..... 10
3.3 Utsläpp av lukt från verksamheten ..... 10
3.4 Driftförhållanden ..... 13
3.5 Bedömningsgrund för lukt i omgivningen ..... 14
3.6 Bestämmelser om lukt ..... 15
3.6.1 Miljöbalken ..... 15
3.7 Bedömningsgrund Hässleholms avloppsreningsverk ..... 15

4 Spridningsberäkning av lukt ..... 16
4.1 Spridningsmodell ..... 16
4.2 Indata för spridningsberäkningar ..... 16
4.2.1 Topografiska förhållanden ..... 16
4.2.2 Metrologiska förhållanden ..... 16
4.3 Resultat spridningsberäkning lukt ..... 17
4.3.1 Spridningsmodellering för samtliga källor ..... 17
4.3.2 Spridningsmodellering av källor exkluderat vassbäddar ..... 18
4.3.3 Resultatbild spridningsberäkningar enbart vassbäddar ..... 19
4.3.4 Sammanfattning av resultat av spridningsberäkningar ..... 20
4.4 Metodens begränsningar ..... 21

5 Luktriskvärdering ..... 21
5.1 KVALUR-metoden ..... 21
5.2 Resultat luktriskutvärdering ..... 22
5.2.1 Luktriskhändelser ..... 22

6 Smitta ..... 24
6.1 Förutsättningar och begränsningar ..... 24

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

6.2 Smitta från avloppsreningsverk ..... 25
6.2.1 Förekomst ..... 25
6.2.2 Exponering ..... 26
6.2.3 Hälsoeffekter ..... 26
6.2.4 Populationsstudier ..... 26
6.2.5 Yrkesmedicinska studier ..... 27
6.3 Slutsats av litteraturstudie avseende smitta ..... 27
6.4 Platsspecifik bedömning av smittspridning ..... 28
6.5 Förslag till skyddsåtgärder angående smittorisk ..... 29

7 Förslag till åtgärder ..... 29

8 Sammanfattande bedömning ..... 30

9 Referenser ..... 31

Bilaga A – Mätrapport Luktprovtagning vid Hässleholms avloppsreningsverk

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

# 1 Inledning

AFRY har på uppdrag av Hässleholms kommun genomfört en luktutredning i samband med samhällsplanering och framtagandet av detaljplan för området kring Hässleholms avloppsreningsverk.

Ansvarig inom AFRY för sammanställning av slutrapporten samt som kontaktperson är Markus Olofsgård. Från AFRY har även Sofie Eckerman och Alexander Falk Hermansson medverkat i projektet.

# 2 Bakgrund

Hässleholms reningsverk ligger söder om Hässleholms tätort och renar vattnet i fyra steg inom reningsverksområdet varefter det pumpas till en anlagd våtmark. Vattnet leds sedan via Maglekärrsbäcken till recipienten Finjasjön. Antal fysiska personer anslutna till avloppsreningsverket är 31 422 (Hässleholms avloppsreningsverk, 2020).

Hässleholms kommun arbetar med att upprätta en detaljplan för Hässleholms reningsverk med syftet att framtidssäkra reningsverket genom att planlägga för ett lämpligt skyddsavstånd till verksamhetsområdet som tar höjd för framtida utveckling av reningsverket. Inför fortsatt planering finns det ett behov av en fördjupad utredning av spridning av lukt och luftburen spridning av mikroorganismer från reningsverket. Med anledning av detta har AFRY på uppdrag av Hässleholms kommun genomfört en platsspecifik luktutredning med kompletterande luktriskvärdering samt litteraturstudie avseende risk för smitta för närboende.

## 2.1 Lokalisering

Hässleholms reningsverk är beläget cirka 3 kilometer söder om centrala Hässleholm, öster om Finjasjön, se Figur 1.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

*Figur 1. Hässleholm avloppsreningsverk markerad med röd ring. Källa: Länsstyrelsernas karttjänst, 2023.*

## 2.2 Kortfattad verksamhetsbeskrivning

Hässleholms avloppsreningsverk mottar spillvatten från orterna Arkelstorp, Ballingslöv, Bjärnum, Finja, Hässleholm/Stoby, Mala, Skyrup, Tormestorp, Tyringe och Vankiva.

Verksamheten renar spillvattnet i olika reningssteg. Dessa är följande:

- Mekanisk rening som består av rensanläggning, sandfång med sandtvätt och försedimentering
- Biologisk rening med aktivslamprocess i mellansedimentering och luftningsbassänger
- Kemisk rening med dosering av järnkloridlösning
- flockningsomrörare, intensivomrörare, och eftersedimentering

Därefter filtreras vattnet genom tvåmediafilter med backspolning. Till sist leds vattnet till Magle våtmark där närsaltreduktion sker genom retention i kombination med denitrifikation samt skörd med befintlig växtlighet som kolkälla.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

# 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 de halter där medicinska effekter kan riskeras.

Mekanismerna bakom luktupplevelser är inte klarlagda fullt ut, därför kan ett tillförlitligt mätinstrument för lukt inte konstrueras. Luktmätningar måste därför göras sensoriskt och relateras till subjektiva luktupplevelser. Det finns en svensk, och tillika europeisk, standard för hur en sådan sensorisk mätning ska gå till (SS-EN 13725).

En lukts förnimbarhet uttrycks vanligen med ett tröskelvärde (mg/m$^3$) som motsvarar en luktenhet per kubikmeter (1 l.e/m$^3$). Tröskelbestämningar ger värdefulla upplysningar, till exempel vid kontroll av källstyrkan hos luktande processer och beräkning av luktutsläppens geografiska spridning.

Lukttröskelvärdet 1 l.e/m$^3$ definieras som den halt där 50 % av befolkningen kan förnimma lukt.

När väl en lukt kan förnimmas växer den upplevda luktintensiteten (styrkan) med ökande koncentration av ämnet, men i allt lägre takt ju högre koncentrationen blir, se Figur 2.

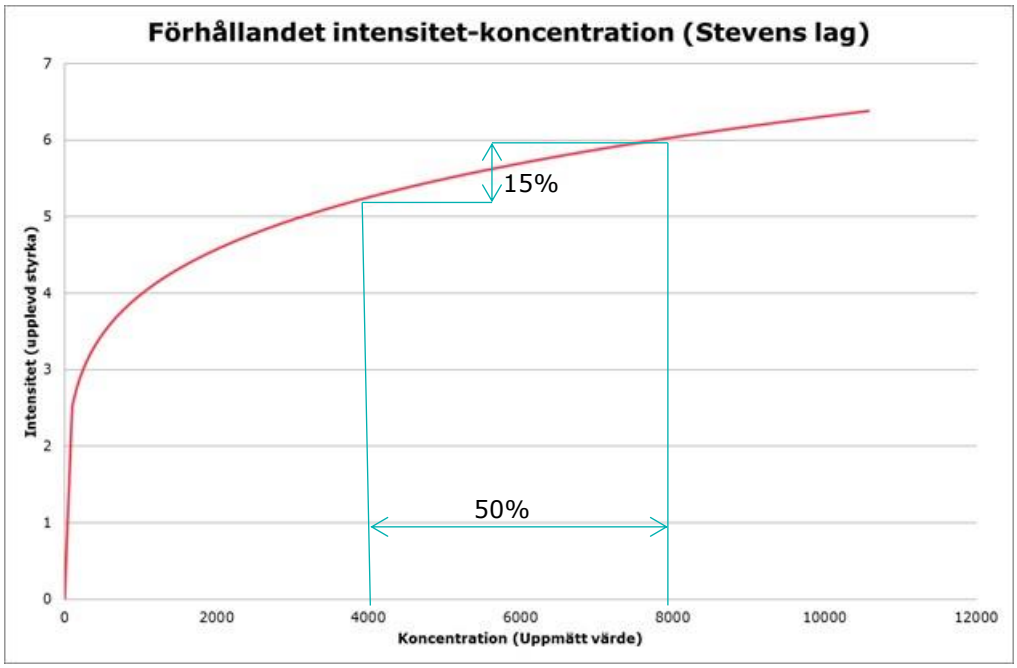
Förhållandet mellan intensitet, upplevd luktstyrka och koncentration, l.e/m$^3$ är olika för olika lukter men kan generellt beskrivas med Stevens lag enligt:

$$I = k * C^n \qquad 0{,}2 < n < 0{,}8$$

där I är intensitet och C koncentration. Konstanterna k och n är specifika för respektive lukt. I Figur 2 nedan är n satt till 0,2 vilket ger maximalt logaritmiskt förhållande. Erfarenhet visar att förhållandet tenderar att vara mer logaritmiskt ju mer obehaglig lukten upplevs vara.

Det logaritmiska sambandet medför att om man vill reducera luktupplevelsen med 15 % måste emissionen reduceras med 50 %, enligt följande exempel i Figur 2. En minskning av halten luktande ämnen har därför störst effekt vid låga upplevda lukthalter, medan samma minskning vid höga bara ger en obetydlig effekt på den upplevda luktstyrkan.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –




*Figur 2.* Upplevd luktintensitet (styrka) som funktion av koncentrationen.

En av de viktigaste faktorerna som påverkar luktkänsligheten är tillvänjnings- och uttröttningsfaktorerna. Tillvänjning handlar om att luktsinnet vänjer sig vid en viss lukt och därför blir mindre observant på denna lukt. Luktsinnet kan även bli uttröttat av att ständigt känna samma lukt, så att det blir mindre känsligt för just denna lukt.

Det finns dock en annan aspekt som innebär en sensibilisering och en överkänslighet för en viss lukt som man en gång förknippat med en negativ upplevelse. Detta innebär att istället för att du vänjer dig och reagerar mindre på en viss lukt, så reagerar du istället ännu snabbare på just den lukt som är förknippad med en negativ upplevelse.

### 3.1.1 Lukt och luktbesvär

För att identifiera vad som orsakar luktstörning refereras ofta till ett engelskt begrepp, de så kallade FIDOR faktorerna:

- **F**requency
- **I**ntensity
- **D**uration
- **O**ffensiveness
- **R**eceptor

#### ✓ Frequency - frekvens

Hur ofta det luktar, luktstörningens frekvens, är kanske den faktor som är viktigast när det gäller klagomål. Enligt tidigare observationer så sker oftast klagomål på lukt när lukttröskeln överskrids en eller ett par procent av tiden.

#### ✓ Intensity - intensitet

Även luktintensiteten har stor betydelse för klagomålsförekomsten. Med detta menas intensiteten av luktupplevelsen och hur många gånger över lukttröskeln det luktar. Generellt karakteriseras lukt av tre olika nivåer: detektionströskeln, som definitionsmässigt ligger på 1 l.e/m$^3$, rekognitionströskeln som ligger i storleksordningen 4–5 l.e/m$^3$ och är den nivå där det går att identifiera luktkällan samt

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

obehagströskeln, där lukten börjar nå en sådan intensitet att den skapar obehag. Gränserna varierar mellan olika lukttyper. Obehagsgränsen varierar än mer med typ av lukt och individ.

- ✓ Duration - varaktighet

Varaktigheten har en väsentlig påverkan på klagomålsfrekvensen. Korta övergående luktepisoder är ofta mer accepterat än längre utdragna perioder.

- ✓ Offensiveness - karaktär

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 det ofta finns en positiv association till. Däremot sker klagomål ofta om det luktar avfall eller någon kemisk substans. Exempelvis sker klagomål enligt AFRY:s erfarenhet vid lägre luktkoncentration om reducerade svavelföreningar, till exempel svavelväte, förekommer.

- ✓ Receptor - receptorkänslighet

Det spelar stor roll vem det är som är mottagare för lukten. Det kan nämnas att ortsvanligheten är av stor vikt när det gäller 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 inkomst från verksamheten. Dessutom så blir luktsinnet utmattat av att ständigt känna denna lukt varför upplevelsen då försvinner. Den kommer tillbaka först när man lämnat orten för ett tag och återvänder.

Även lukthistoriken påverkar ofta klagomålsfrekvensen. Det betyder att har det under någon period förekommit stora luktstörningar 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 hur stor utbredning det luktande området har, kan spridningsmeteorologiska beräkningar göras med utgångspunkt från kännedom om utsläppets källstyrka, se avsnitt 3.5.

## 3.2 Luktprovtagning

### 3.2.1 Provtagningsmetodik

Provtagning av lukt genomförs vid utsläppskällan vid verksamheten. Prover uttas i lufttäta och för ändamålet speciellt anpassade påsar med hjälp av provtagningsutrustning, se Figur 3. Med kunskap om flöde och luktinnehåll kan emissionen av lukt bestämmas.

Provtagningen går fort och ger ett momentant värde. Därför har varje provpunkt säkerställts med två delprov.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

*Figur 3. Provtagningsutrustning.*

### 3.2.2 Analysmetodik

Den uttagna luften analyseras sensoriskt inom 30 timmar efter provtagningen.

Den sensoriska analysen sker dels med hjälp av en utspädningsenhet, en så kallad olfaktometer, dels med en detektionsenhet bestående av en tränad provpanel. Panelen består av fyra personer. Panelens gemensamma lukttröskelvärde beräknas som det geometriska medelvärdet av panellisternas individuella lukttrösklar. Detta värde motsvarar den koncentration vid vilken 50 % av populationen kan känna lukt.

I olfaktometern blandas provgas med spädluft som utgörs av rumstempererad luft.

För varje prov genomförs en spädserie där panellisterna får avgöra vid vilken spädnivå lukt kan förnimmas. Spädserien är utformad så att halten luktämnen successivt ökar. Varje spädserie innehåller minst tre till fyra utspädningar. Panelsvaren noteras av provledaren och spädserien upprepas för varje panellist. Med hjälp av provsvaren kan koncentrationen av lukt i varje enskilt prov fastställas.

AFRY är ackrediterade för provtagning och analys enligt den europeiska standarden för lukt, SS-EN 13725.

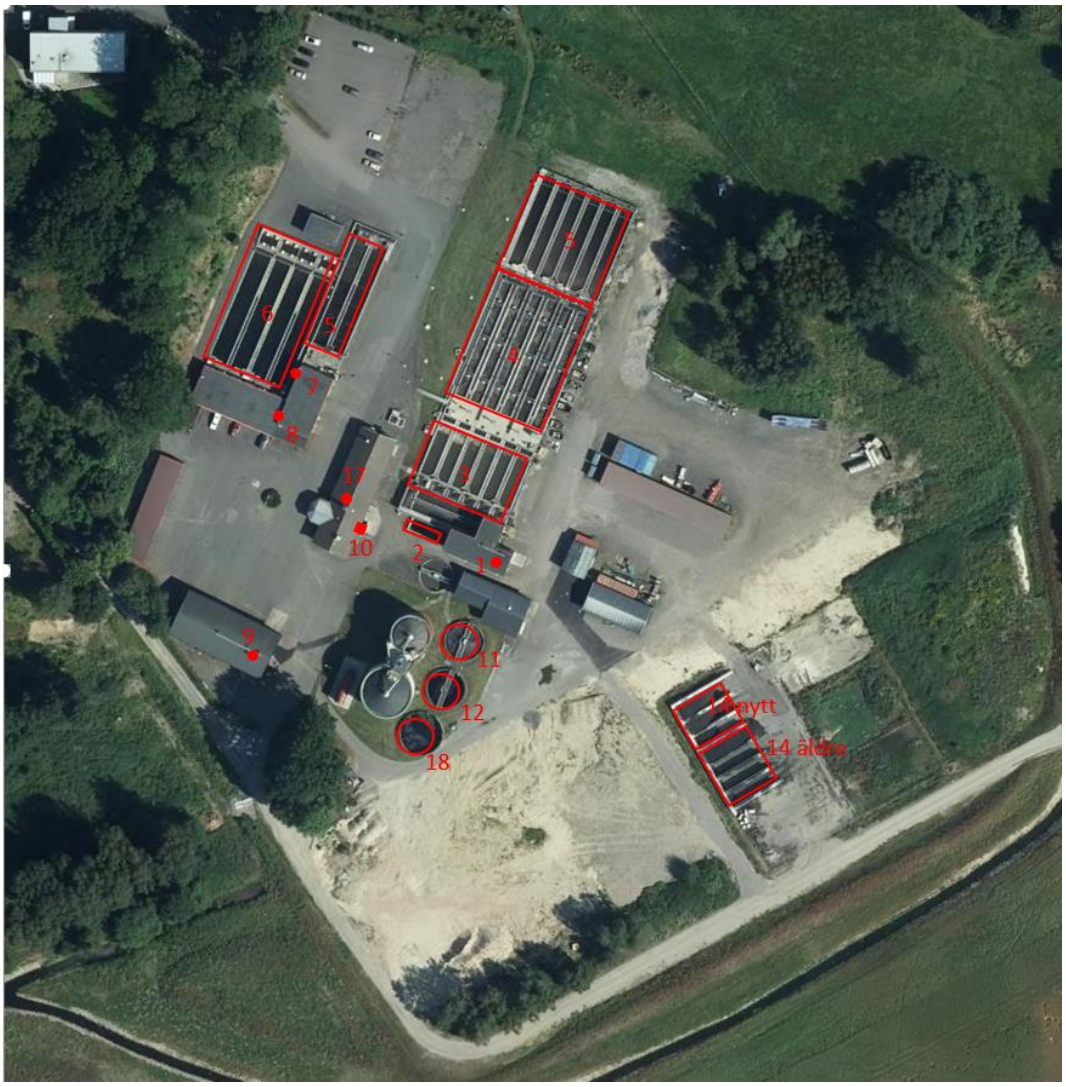
## 3.3 Utsläpp av lukt från verksamheten

För att kartlägga luktande utsläpp från verksamheten har luktprovtagning genomförtss vid Hässleholms reningsverk den 12 samt 17 januari. Provtagningen har utförts av personal från AFRY.

Analys av uttagna prover utfördes i Göteborg vid AFRY:s ackrediterade laboratorium inom 30 timmar efter respektive provtagning.

I Figur 4 och Figur 5 är provtagna utsläppspunkter angivna. Vid reningsverket finns både punktkällor och öppna ytor.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –




*Figur 4. Provtagna utsläppskällor är numrerade. Källa: Bakgrundskarta hämtad från eniro.se*

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

*Figur 5. Provtagna utsläppspunkter är numrerade. Källa: Bakgrundskarta hämtad från eniro.se*

I Tabell 1 sammanfattas de provtagna luktutsläppen för verksamheten.

*Tabell 1. Resultat luktprovtagning och analys 3 mars 2022.*

| **Provpunkt** | | **Luktkoncentration (l.e/m³)** | **Flöde[1] (Nm³/h)** | **Luktemission[2] (Ml.e/h)** |
|---|---|---|---|---|
| **1** | Rensgaller och sandfång | 1053 | 1746 | 1,84 |
| **2** | Inloppsskruvar | 31 | 50 | 0,06 |
| **3** | Försedimentering | 21 | 50 | 0,53 |
| **4** | Biosteg Luftning | 23 | 50 | 1,16 |
| **5** | Mellansedimentering | 18 | 50 | 0,68 |
| **6** | Eftersedimentering | 23 | 50 | 1,05 |

[1] Bestämning av gasflödet tillhör ej den ackrediterade verksamheten.
[2] Luktemission beräknas utifrån flödet och är därmed inte en del av den ackrediterade verksamheten.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| **7** | Filterbyggnad/externslammottagning | 62 | 598 | 0,04 |
| **8** | AV filterbyggnad | 244 | 2712 | 0,66 |
| **9** | Verkstad/centrifug | 85 | 1008 | 0,09 |
| **10** | Huvudbyggnad/ primärsslamlager | 20 | 50 | 0,004 |
| **11** | Slamförtjockare F | 130 | 50 | 0,62 |
| **12** | Slamlager G | 58 | 50 | 0,28 |
| **13** | Vassbädd helår | 49 | 50 | 2,97 |
| **14** | Slamplatta nytt slam (jan 2023) | 159 | 50 | 1,55 |
| **15** | Pumpstation Åmannäs | 141 | - | - |
| **16** | Pumpstation Björbänken | 115 | - | - |
| **17** | Huvudbyggnad gaspanna | 249 | 345 | 0,09 |
| **18** | Slamlager P | 120 | 50 | 0,68 |

## 3.4 Driftförhållanden

Avloppsreningsverkets drift är kontinuerlig med vissa undantag för aktiviteter som sker sällan. För att kunna modellera spridningen i området har vissa antaganden gjorts.

Slam pumpas till vassbäddarna över hela året, med en ökning över sommarhalvåret (maj-september. I genomsnitt pumpas det kontinuerligt till en vassbädd, under sommarhalvåret till två.

Vid provtagning uttogs luktprover även vid närliggande pumpstationer. Dessa punkter bedöms ligga så pass långt från övriga luktkällor och ha en så pass låg emission att de inte skulle påverka resultatet av spridningsberäkningen och har därmed inte inkluderats i beräkningsmodellen.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

## 3.5 Bedömningsgrund för lukt i omgivningen

Då det saknas relevanta omgivningsriktvärden för Sverige har en jämförelse med Danmark, Norge och Storbritannien använts i denna studie.

I Danmark används generella riktvärden vad gäller acceptabel maximal luktkoncentration vid bostäder. Enligt den danska vägledningen *Begrensning af lugtgener fra virksomheter* (Miljøstyrelsen, 1985) ska skorsten och/eller reningsåtgärder utformas så att maximala koncentrationer av luktande ämnen vid bostäder (som minutmedelvärden) inte överskrider en nivå om 5 – 10 gånger lukttröskeln, det vill säga 5 – 10 l.e./m$^3$. Det ska noteras att vid 5 l.e./m$^3$ är det inte luktfritt i omgivningen, utan i Danmark accepteras en viss lukt i anslutning till industrier.

De riktvärden som upprättats i Norge har utgått från danska riktlinjer. Men eftersom den meteorologiska statistiken för spridningsberäkningar är timbaserad, har de norska riktvärdena för lukt definierats som timmedelvärden. Därför är de norska riktvärdena (1 – 2 l.e./m$^3$ som timmedelvärde och 99 percentil) jämförbara med de danska (5 – 10 l.e./m$^3$ som minutmedelvärde och 99 percentil) om man räknar om dem till samma medelvärdestid. Modelleringsmässigt är det i grunden ingen skillnad på att beräkna timmedelvärden eller minutmedelvärden, det handlar i huvudsak om efterbehandling av data.

I Storbritannien anges tillåten lukthalt som ett intervall beroende på luktens karaktär där verksamheter kategoriseras efter hur obehaglig en lukt upplevs. Till exempel tillåts högre lukthalt vid exempelvis bagerier och kafferosterier än kring avloppsreningsverk. Halten anges som timmedelvärde och 98 percentil.

Tabell 2 nedan sammanfattar Norge, Danmark och Storbritanniens riktvärden för lukt.

*Tabell 2. Tabell över några omgivningsriktvärden för lukt i Norge, Danmark och Storbritannien.*

| Land | Omgivningsgränsvärde | Medelvärdestid | Percentil |
|---|---|---|---|
| **Norge[3]** | 1–2 | 1 timme | 99 |
| **Danmark[4]** | 5–10 | 1 minut | 99 |
| **Storbritannien[5]** | 1,5–6 | 1 timme | 98 |

I industriområden tillåts lukthalter som är högre än vid bostäder. Detta finns exempel på i flertalet länder, exempelvis Norge och Danmark.

För att kunna jämföra de i denna rapport framräknade omgivningshalterna har medelvärdestid och percentil anpassats för att stämma överens med övriga länders bestämmelser.

Vid de omgivningsgränsvärden för lukt som gäller i de uppräknade exemplen kan lukt förnimmas kring verksamheter men på en acceptabel nivå. I stadsmiljön förekommer dessutom andra luktkällor som exempelvis trafik, andra industrier och småskalig vedeldning.

[3] (Klima- og foruensningsdirektoratet, 2013)
[4] (Miljøstyrelsen, 1985)
[5] (Environment Agency, 2011)

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Vid den luktkoncentration som gäller enligt exemplen på omgivningsvärdena är den acceptabla luktkoncentrationen en nivå som för de flesta ger en tydlig luktupplevelse om inte andra störande källor förekommer.

## 3.6 Bestämmelser om lukt

### 3.6.1 Miljöbalken

Det saknas i dagsläget miljökvalitetsnormer och andra generella rikt- eller gränsvärden för lukthalter i Sverige, men alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd är skyldiga att kunna visa att de så kallade allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken följs.

I 2 kap. 3 § miljöbalken anges att alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att skydda människors hälsa mot skada eller olägenhet. Dessa försiktighetsmått ska vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa.

Paragrafen ger uttryck för den så kallade försiktighetsprincipen. Försiktighetsprincipen innebär att skada och olägenhet för människors hälsa ska förebyggas, hindras eller motverkas genom behövliga försiktighetsmått. Vad som krävs i fråga om skyddsanordningar, begränsningar i en verksamhet och andra försiktighetsåtgärder beror på förhållandena i det enskilda fallet.

Vad begreppet ”olägenhet för människors hälsa” avser framgår av 9 kap. 3 § miljöbalken. Enligt den paragrafen avses med begreppet störning som enligt medicinsk eller hygienisk bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig.

Bestämmelsen omfattar störningar som vid en medicinsk eller hygienisk bedömning kan anses påverka hälsan eller välbefinnandet. Ett exempel på sådan störning är lukt. Bedömningen ska utgå från vad människor i allmänhet anser vara en olägenhet och inte baseras enbart på en enskild persons reaktion i det enskilda fallet. Även bedömningen av om en störning ska anses vara ringa är beroende av hur människor i allmänhet uppfattar störningen. Trots detta ska dock hänsyn tas till personer som är något känsligare än normalt, till exempel allergiker.

Hänsyn ska däremot inte tas till ekonomiska eller tekniska avvägningar, vilket innebär att kostnaden för att komma till rätta med en störning inte påverkar tolkningen av begreppet. En annan sak är att den så kallade skälighetsregeln i 2 kap. 7 § miljöbalken kan innebära att en åtgärd som i och för sig skulle kunna vara motiverad för att undanröja en olägenhet inte anses ekonomiskt försvarbar.

Av den aktuella paragrafen framgår nämligen att kraven i 2 kap. 3 § miljöbalken gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.

## 3.7 Bedömningsgrund Hässleholms avloppsreningsverk

Hässleholms avloppsreningsverk har givit AFRY i uppdrag att utreda luktsituationen i området. Då svenska riktvärden saknas har bedömningen i denna rapport gjorts utifrån de riktvärden som sammanställts i avsnitt 3.5.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Formellt anses lukthalter om 1 l.e/m$^3$ vara en acceptabel luktnivå. Vid dessa halter förekommer viss lukt och det finns viss risk för luktstörning.

# 4 Spridningsberäkning av lukt

Beräkningarna har utförts av Walter Gyllenram vid AFRY i Göteborg.

## 4.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna har utförts med spridningsmodellen AERMOD som är utvecklad av USEPA (*United States Environmental Protection Agency*). Modellen baseras på gaussisk spridning som i denna tillämpning kan beräkna effekten av många olika typer av samverkande källor och som beskriver det meteorologiska inflytandet av spridningen på ett realistiskt sätt.

Systemet beräknar effekter på spridning av föroreningar som uppkommer i det atmosfäriska gränsskiktet under olika väderbetingelser, liksom effekten av plymlyft och nerslag av rökgasplymen orsakat av bland annat byggnader i närheten och skorstenshöjd med mera. Beräkningar genomförs med lokala väderdata.

SMHI, som är Sveriges referenslaboratorium för spridningsmodeller, listar AERMOD som en rekommenderad modell på sin hemsida[6].

Tre olika applikationer ingår i denna modell, dessa är:

1. ***AERMET*** är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna de meteorologiska parametrarna för bland annat vertikala profiler i luftrummet.

2. ***AERMOD*** är en spridningsmodell för utsläpp från bl.a. skorstenar, som är speciellt utvecklad för att beskriva halter i närområdet inklusive byggnaders inverkan kring utsläppskällan.

3. ***AERMAP*** är en beräkningsmodell för definiering av de topografiska förhållandena.

Bland parametrar som ingår i beräkningarna kan nämnas lufttryck, temperatur, vindhastighet, vindriktning, relativ fuktighet, molnmängd och nederbörd. Vissa parametrar är även definierade för olika nivåer i vertikalled (vindhastighet, vindriktning, lufttryck, temperatur, relativ fuktighet etc.).

## 4.2 Indata för spridningsberäkningar

### 4.2.1 Topografiska förhållanden

Spridningsmodellen tar hänsyn till lokal topografi.

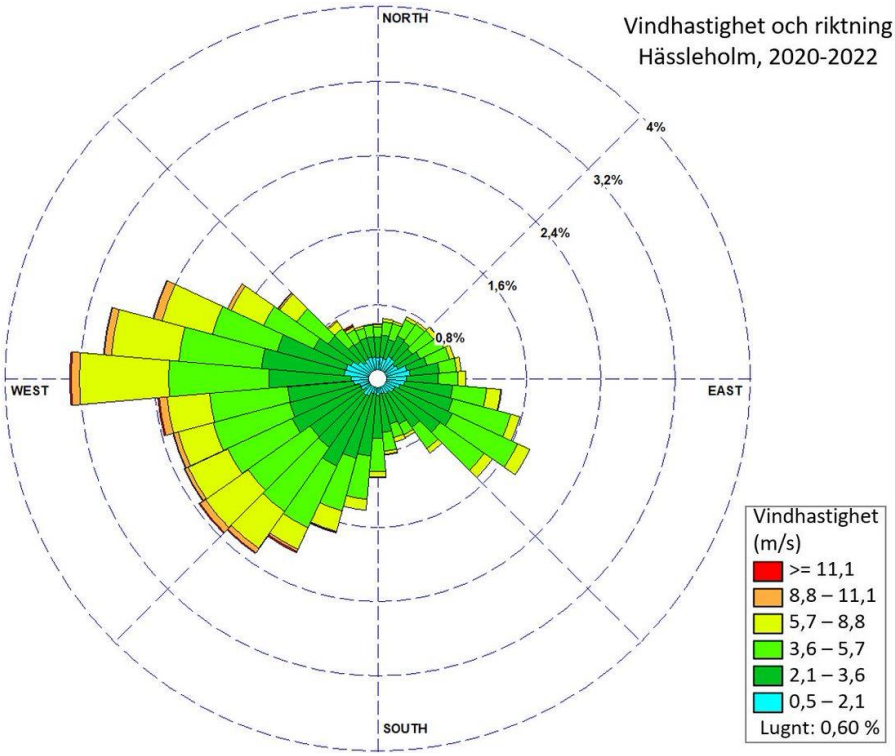
### 4.2.2 Metrologiska förhållanden

I spridningsmodelleringen har lokala väderdata tagits fram för positionen vid Hässleholms avloppsreningsverk.

I Figur 6 visas en vindros för vindhastighet och riktning för åren 2020 – 2022. Den förhärskande vindriktningen är västlig, sydvästlig.

[6] http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –




*Figur 6. Översikt vindriktning samt vindhastighet för området kring Hässleholms avloppsreningsverk. Källa: AFRY, 2023.*

## 4.3 Resultat spridningsberäkning lukt

I följande avsnitt presenteras resultatet av spridningsberäkningar och modellering i området kring reningsverket.

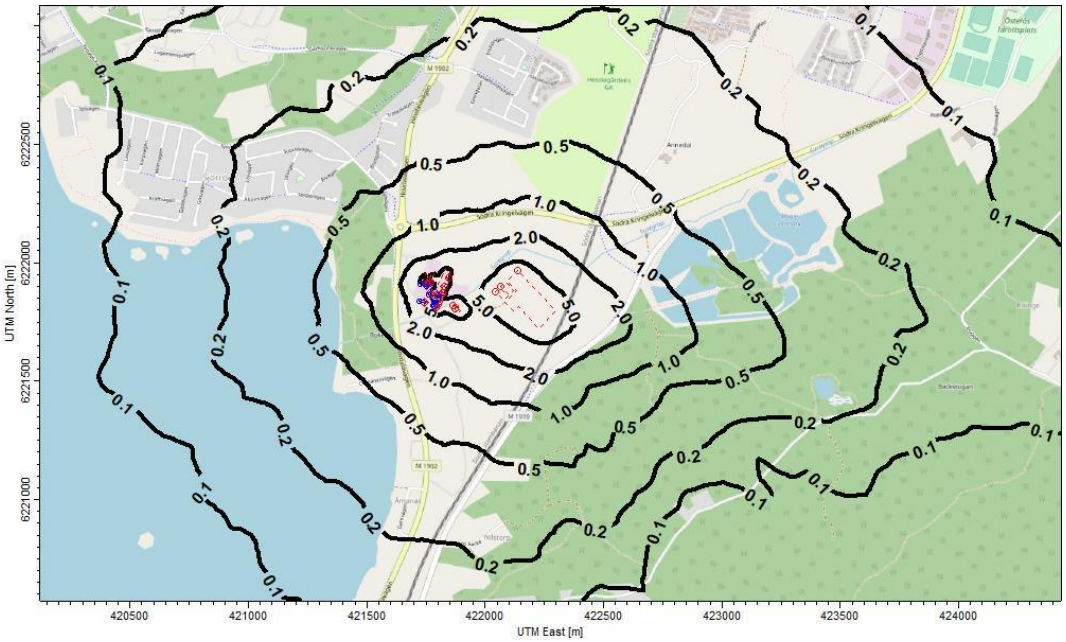
Enligt AFRY:s erfarenhet har slamhantering stor betydelse för luktspridning i närområdet. För visa vassbäddarnas bidrag visas utöver spridningsberäkning med samtliga källor

### 4.3.1 Spridningsmodellering för samtliga källor

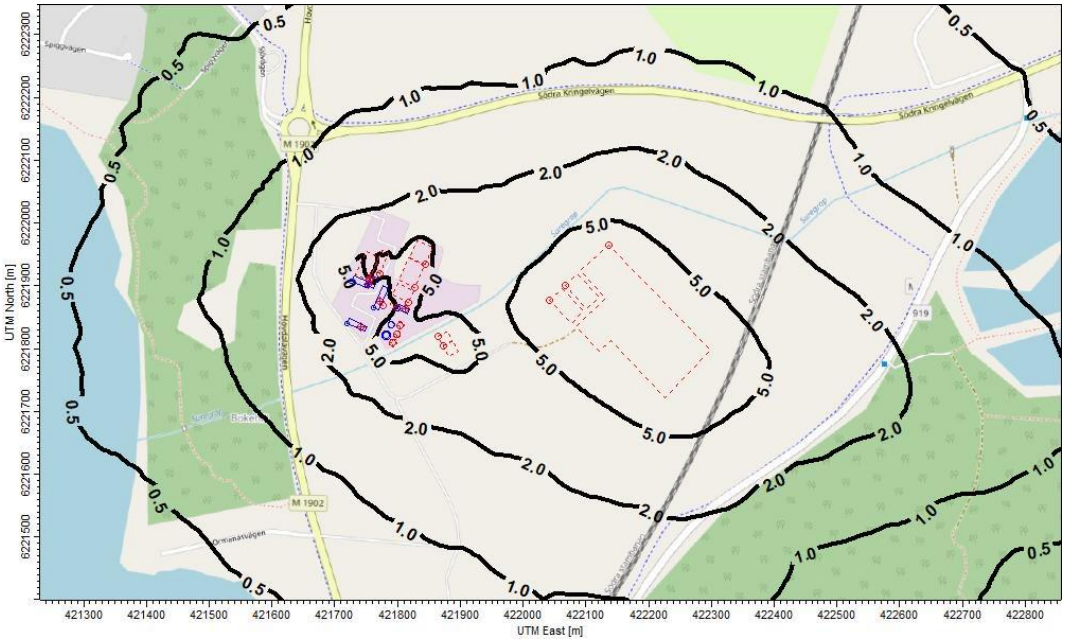
I Figur 7 och Figur 8 redovisas resultatet av spridningsmodelleringen för lukt omkring reningsverket från samtliga källor. I resultatbilden av spridningsmodelleringen syns spridningsmönstret som isolinjer. Lukthalten är presenterad som l.e/m$^3$ som timmedelvärde och 99 percentil.

Inom planområdet kan utifrån resultatet av spridningsberäkningarna konstateras att lukthalter uppgår till omkring 1 luktenhet vid närmast belägna bostäder.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –




*Figur 7. Resultat spridningsmodellering med avseende på lukt, alla källor. Resultatet presenteras som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Källa: AFRY, 2023.*




*Figur 8. Resultat spridningsmodellering med avseende på lukt, alla källor. Resultatet presenteras som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Förstorad bild. Källa: AFRY, 2023.*

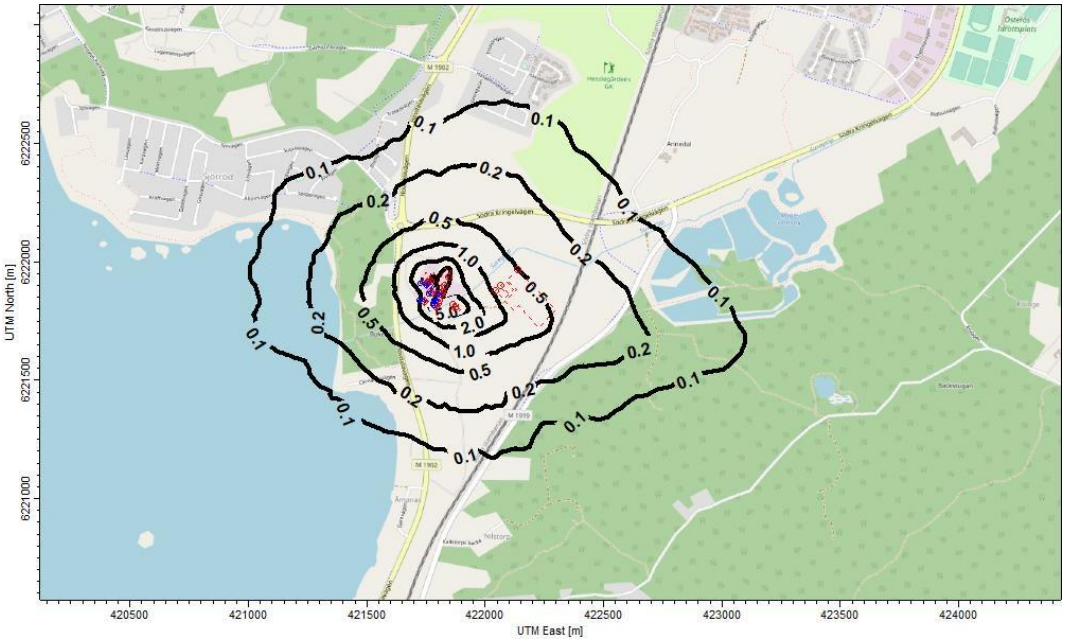
### 4.3.2 Spridningsmodellering av källor exkluderat vassbäddar

Vassbäddarna är en betydande utsläppskälla i modellen med anledning av sin stora area. Provtagning har utförts på en vassbädd och detta resultat har sedan extrapolerats för att gälla övriga bäddar.

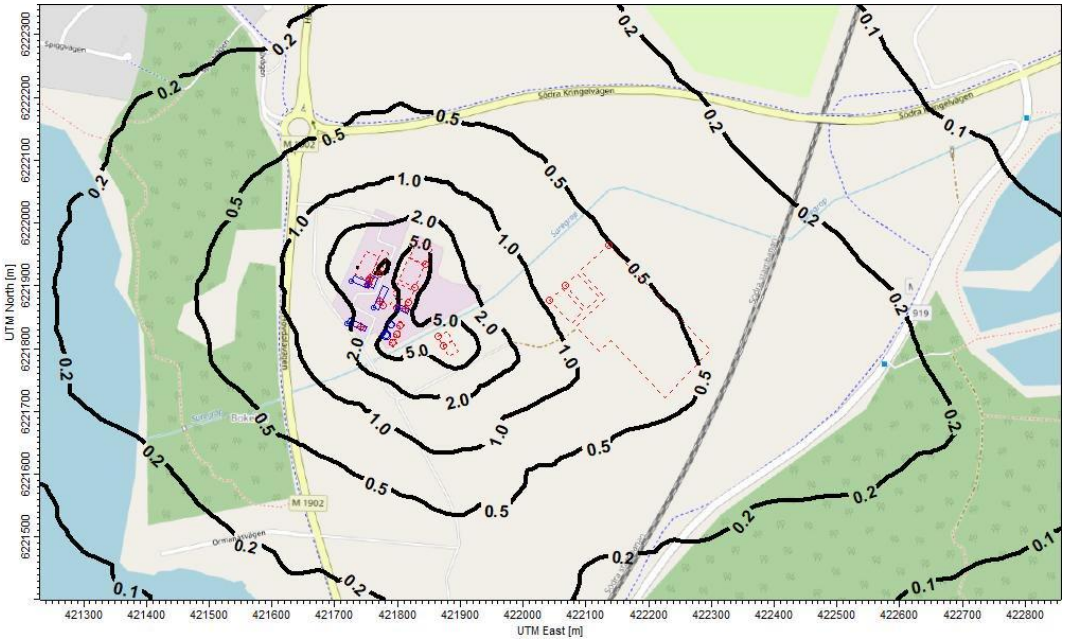
Figur 9och Figur 10 visar spridning av lukt i området som härstammar från alla identifierade luktkällor förutom vassbäddar. I resultatbilden av spridningsberäkningen syns spridningsmönstret som isolinjer. Lukthalten är presenterad som l.e/m$^3$ som timmedelvärde och 99 percentil.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Inom planområdet kan utifrån resultatet av spridningsmodellering exkluderat vassbäddar konstateras att lukthalter uppgår till omkring 0,5 l.e/m$^3$ vid närmast belägna bostäder.




*Figur 9. Resultat spridningsmodellering exkluderat vassbäddar. Resultatet presenteras som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Källa: AFRY, 2023*

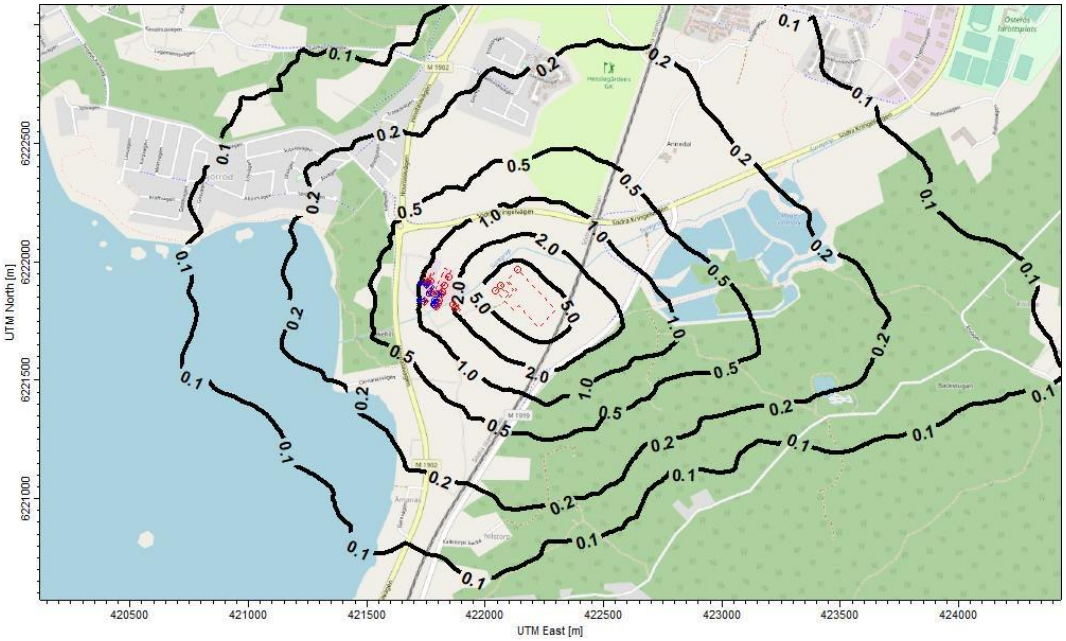



*Figur 10. Resultat spridningsmodellering exkluderat vassbäddar. Resultatet presenteras som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Förstorad bild. Källa: AFRY, 2023.*

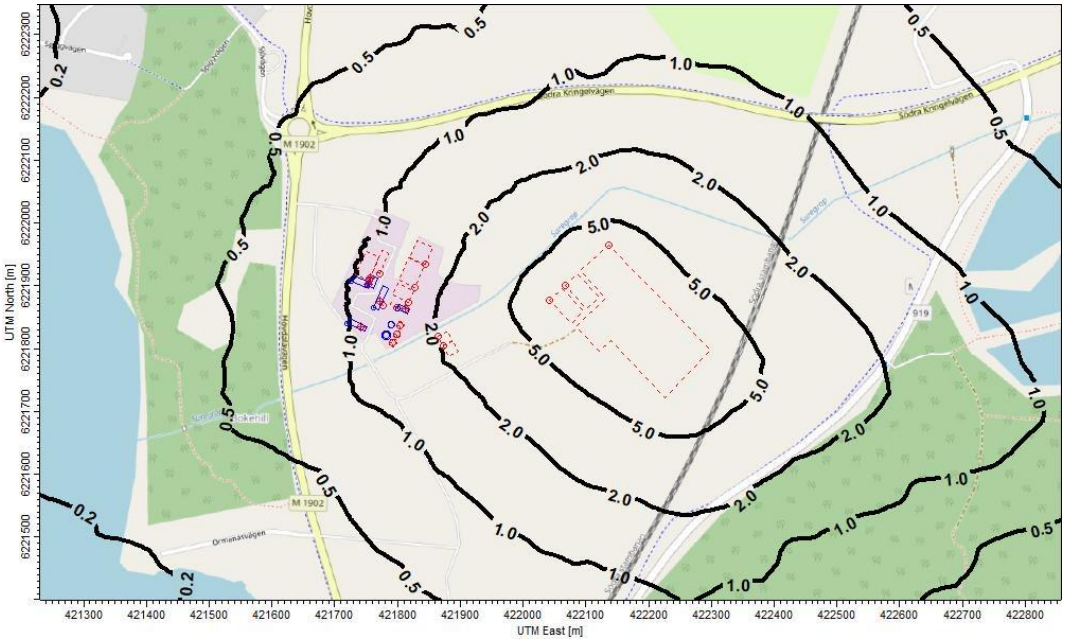
### 4.3.3 Resultatbild spridningsberäkningar enbart vassbäddar

Inom planområdet kan utifrån resultatet av spridningsmodellering konstateras att lukthalter från endast vassbäddar uppgår till omkring 0,5 luktenhet vid närmast belägna bostäder. Figur 11 och Figur 12 illustrerar enbart vassbäddarnas bidrag till luktspridningen i området.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –




*Figur 11. Resultat spridningsmodellering endast vassbäddar. Resultatet presenteras som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Källa: AFRY, 2023.*




*Figur 12. Resultat spridningsmodellering endast vassbäddar. Resultatet presenteras som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Förstorad bild. Källa: AFRY, 2023 Källa: AFRY, 2023.*

### 4.3.4 Sammanfattning av resultat av spridningsberäkningar

Utifrån resultaten av spridningsberäkningarna kan konstateras att vid normal drift enligt det scenario som definierats uppgår luktkoncentrationerna inom reningsverkets område till halter från 5 till 2 l.e/m$^3$. Vid närmaste bostäder uppgår halten till cirka 1 l.e/m$^3$.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Observera att modellen förutsätter en i övrigt luktfri miljö. Detta är i verkligheten inte fallet med tanke på jordbruk, vedeldning, eventuell djurhållning, våtmarker och övriga aktiviteter som finns i närområdet sin också kan bidra till luktbilden.

## 4.4 Metodens begränsningar

Den nyttjade metoden har stora fördelar när det kommer till att påvisa en översiktlig bild av luktspridningen i omgivningen och effekter av luktreducerande åtgärder. Metodiken stämmer väl överens med den som används i övriga Norden och stora delar av Europa.

Det bör emellertid understrykas att luktutredningar av detta slag är förenat med osäkerheter. Bland annat beroende på att provtagningar och luktmätningar görs på ett begränsat antal prov vilket ger en ögonblicksbild.

Det finns även skillnader i omgivningsmiljön som modellen inte tar hänsyn till såsom störningar från andra källor, både lukt och andra sinnesintryck. Detta kan också påverka individers upplevelse av störning på grund av lukt på platsen.

# 5 Luktriskvärdering

En luktriskvärdering utgår från händelser eller störningar i processerna som orsakar tillfälliga luktutsläpp och görs för att identifiera vilka aktiviteter, händelser och processer i verksamheten som riskerar ge dessa tillfälliga luktstörningar.

Under 2023 har AFRY gjort luktmätningar med efterföljande spridningsberäkningar för att beräkna lukthalterna i omgivningen.

Eftersom den meteorologiska data som används i spridningsberäkningar endast finns som timmedel så lämpar sig spridningsberäkningar främst för att beräkna lukthalter i omgivningen från kontinuerliga utsläpp.

Luktriskvärderingar görs för att komplettera luktmätningar. Luktmätningarna visar utsläppen vid normal drift men fångar inte upp eventuella luktutsläpp vid driftsstörningar eller tillfälliga händelser.

Eftersom luktstörningar är momentana kan även kortare luktutsläpp vid till exempel planerade eller oplanerade driftstopp påverka luktbilden i omgivningen. Dessa episoder kan fortfarande utgöra en risk för luktstörning i närområdet och därför har föreliggande luktriskberäkning genomförts.

Luktriskanalyser har genomförts för de riskhändelser där luktande utsläpp kan ske. Arbetsmöten har hållits med personal med god kunskap om driften med lång historisk erfarenhet. Vid detta arbetsmöte identifieras vilka planerade och oplanerade driftsförändringar som kan ge upphov till luktande utsläpp och hur dessa hanteras.

Luktriskvärderingen görs för att bedöma risken av lukt som sprider sig utanför verksamhetsområdet, d.v.s. lukt inne på verksamhetsområdet omfattas inte av utvärderingen.

## 5.1 KVALUR-metoden

För att bedöma luktrisken används KVALUR (**kva**ntifisering av **lu**kt**r**isiko) metoden som beskrivs i bilaga 3 till TA *319 "Regulering av luktutslipp i tillatelser etter forurensningsloven".*

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

KVALUR väger ihop sannolikhet och konsekvens av ett luktutsläpp och använder dessa i en förenklad spridningsberäkning för att bestämma ett riskindex. Notera att riskindex ej motsvarar luktkoncentration.

Denna förenklade spridningsberäkning har visat sig stämma bra för marknära källor. Vid utsläpp genom skorsten får parametrar som skorstenshöjd, väderförhållanden och topografi större inflytande vilket ger större osäkerheter i den förenklade modellen.

Målet med riskvärderingen är:

- sammanfattande riskbeskrivning,
- kvantifiering av samtliga risker,
- förslag på riskreducerande åtgärder, om nödvändigt,
- hjälp till prioritering av riskreducerande åtgärder.

Riskindexet kan sedan utvärderas utifrån kriterierna i Tabell 3.

*Tabell 3. Utvärdering av riskindex.*

| Riskindex | Tolkning | Värdering |
|---|---|---|
| **I>1** | Stor risk för att händelsen skall medföra luktolägenheter hos närboende | Inte acceptabelt Luktreducerande åtgärder skall beaktas |
| **1>I>0,5** | Medelstor risk att händelsen skall medföra luktolägenheter hos närboende | Kan vara ett hinder för att bedriva verksamhet, luktbegränsande åtgärder ska värderas |
| **0,5>I>0,1** | Liten till medelrisk att händelsen medför luktolägenheter hos närboende | Inget hinder för verksamhetsutövning med luktbegränsande åtgärder bör värderas |
| **0,1>I** | Liten risk för luktolägenheter hos närboende. händelsen sker så sällan eller har så liten påverkan att den får anses försumbar | Acceptabelt. riskreducerande åtgärder kan värderas |

## 5.2 Resultat luktriskutvärdering

I nedanstående avsnitt beräknas riskindex ifrån de olika aktiviteterna vid avloppsreningsverket. Uppskattning av luktemissionen baseras på mätningar gjorda på anläggningen kompletterat med erfarenhet från tidigare mätningar och luktriskvärderingar.

I de fall då osäkerhet föreligger har konservativa uppskattningar gjorts och luktbidraget beräknats i det högre intervallet av vad som kan anses rimligt, bedömningen är dock att detta har marginell påverkan på det sammanvägda riskindexet.

### 5.2.1 Luktriskhändelser

Nedan luktriskhändelser är sammanställda i Tabell 4.

Försedimenteringsbassängerna töms en gång om året, totalt finns tre bassänger som töms var för sig, vilket per bassäng tar ungefär en halvdag.

Underhåll av luftningsbassäng sker en gång var tionde år. En bassäng underhålls åt gången och tar en vecka, totalt underhålls sex bassänger under sex veckor.

Pumparna för rötkammare behöver underhållas och rengöras en gång per tionde år vilket då lämnar kammaren öppen i en månad.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Till vassbäddarna förs råslam under högflöden på vintern. Under tre månader, totalt uppgår det till cirka fyra till fem gånger. Volymen som tillförs per gång är ca 150 $m^3$ råslam till vassbäddarna.

En gång i månaden mellan april och september tillförs bioslam till vassbäddarna.

Vid försedimentering kan flytslam bildas vilket sker ungefär en gång i veckan och pågår några timmar, upp till ett dygn.

Haveri av kolfilter vid externslammottagning kan ske, uppskattningsvis en gång var femte år och ökad lukt sker framförallt i byggnaden.

Ett läckage upptäcktes på gasklockan under 2022. Innan dess var det 10 – 11 år sedan sist.

Under sommaren, från juni till september, kan slamplattan torka ut helt. Under dessa månader är slamplattan uttorkad i cirka två veckor per månad. Detta leder till en potent lukt från slamplattan vilken har rester från slamlager och rötkammare.

*Tabell 4. Identifierade luktriskhändelser vid Hässleholms avloppsreningsverk.*

| Händelse | Frekvens | Varaktighet (h) |
|---|---|---|
| Tömma försedimentering | 3 gånger per år | 12 |
| Underhåll luftningsbassäng | 1 gång per tionde år | 1 008 |
| Rengöring av rötkammare | 1 gång per tionde år | 730 |
| Råslam till vassbädd | 5 gånger per år | 168 |
| Bioslam till vassbädd | 6 gånger per år | 168 |
| Flytslam vid försedimentering | 1 gång i veckan | 24 |
| Haveri kolfilter externslammottagning | 1 gång var femte år | 48 |
| Läckage klockan | 1 gång var tionde år | 48 |
| Slamplatta | 4 gånger per år | 336 |

Beräkning av riskindex är sammanställt i Tabell 5. Utifrån riskindex bedöms det främst vara vid vassbäddarna och slamplattan som tillfälliga luktutsläpp riskerar att ske.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

*Tabell 5. Riskindex för de olika händelserna vid Hässleholms avloppsreningsverk enligt KVALUR-modellen.*

| Händelse | Riskindex |
|---|---|
| Tömma försedimentering | 0,14 |
| Underhåll luftningsbassäng | 0,26 |
| Rengöring av rötkammare | 0,49 |
| Råslam till vassbädd | 0,85 |
| Bioslam till vassbädd | 0,85 |
| Flytslam vid försedimentering | 0,16 |
| Haveri kolfilter externslammottagning | 0,08 |
| Läckage klockan | 0,00 |
| Slamplatta | 0,72 |

# 6 Smitta

## 6.1 Förutsättningar och begränsningar

Hässleholms kommun håller på att ta fram ny detaljplan för fastigheten Hässleholm 89:15 med flera. Länsstyrelsen har i samrådet för ny detaljplan yttrat sig om risker för hälsa och säkerhet. Länsstyrelsen anser att det finns bostäder inom 200 meter från reningsverket som behöver inkluderas i kommunens bedömning angående risk kopplat till människors hälsa och säkerhet. Länsstyrelsen önskar att platsspecifik bedömning av smitta samt behov av skyddsåtgärder utreds för bostäder närmare än 200 meter i västlig riktning.

Föreliggande riskutvärdering syftar till att göra en platsspecifik bedömning av risken för smittspridning till de två bostäder som ligger inom 200 meter i västlig riktning, se Figur 13. Om risk bedöms föreligga ska förslag på skyddsåtgärder föreslås.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

*Figur 13. Fastigheter inom 200 meter från Hässleholms reningsverk i västlig riktning markerat med röd ring. Källa: Min karta, Lantmäteriet ©.*

Som grund för den platsspecifika bedömningen av smittspridningsrisk vid Hässleholms reningsverk har en litteraturstudie av de utredningar som genomförts vid avloppsreningsverk. Härutöver har även en samling artiklar bland annat samlade i EPA:s (US Environmental Protection Agency) sammanställning Wastewater Aerosols and Disease studerats. Tillgängliga källor om smittspridning av COVID-19 från avloppsreningsverk med anledning av rådande situation i världen har även undersökts.

Riskbedömningen har gjorts platsspecifik genom att potentiella smittkällor i verksamheten identifierats baserat på resultat från studier, och sedan har vindriktning och avstånd till aktuella bostäder analyserats, se avsnitt 6.4.

## 6.2 Smitta från avloppsreningsverk

### 6.2.1 Förekomst

Generellt sett är det entero-patogener som kan bidra till negativa hälsoeffekter från reningsverk. Det vill säga patogener som härrör från och lever i mag- och tarmsystem (Cronholm, 1980). Dessa patogener smittar företrädelsevis via födo- eller vätskeintag och i betydligt mindre utsträckning via inandning, (Cliver, 1979). Typiska bakteriegrupper som återfinns i vatten och luft vid reningsverk är fekala koliforma bakterier såsom e. coli och pseudemonas. Dessa bakterier orsakar vanligtvis diarréer men kan i sina värsta former leda till EHEC, hudåkommor och ögoninfektioner. I samband med utbrott av andra sjukdomar såsom salmonella eller polio i upptagningsområdet kommer dessa bakterier med största sannolikhet även att återfinnas i reningsverket, om än i starkt utspädd form.

Den andra gruppen av hälsovådliga ämnen som förkommer vid reningsverk är endotoxiner som kan beskrivas som cellmembranet hos gramnegativa bakterier. (Rylander & Lundholm, 1997). Endotoxiner utgörs av ämnen som återfinns i bakteriecellen men inte i djurcellen. Ordet betyder bokstavligen "inre gift" men är till

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

skillnad från exotoxiner inget som bakterierna aktivt utsöndrar. Vid bakteriens död läcker endotoxinerna ut, närvaron av dem är därför en kraftig varningssignal för immunförsvaret om pågående infektion. Endotoxiner kan ge upphov till många symptom som förknippas med infektioner såsom magsjuka, illamående, diarréer, hudrodnad, huvudvärk mm.

### 6.2.2 Exponering

Samtliga genomgångna studier fokuserar på aerosoler som den huvudsakliga spridningen av patogener från reningsverk. Ur en medicinsk bedömning för bostadsbyggande nära ett reningsverk i Lidköping 2010 konstaterades det att aerosoler är den huvudsakliga smittspridningsorsaken. Övriga reningssteg och slamhantering bedömdes inte innebära någon miljömedicinsk risk (Tondel, 2010). Detta har lett till att aerosolspridning har setts som den dimensionerande smittspridningsfaktorn. Aerosolbildning sker främst vid de reningssteg där processen skapar rörelse i vattnet, t.ex. i öppna bassänger för sedimentering, biosteg samt luftning av processteg som grovrens.

Andra spridningsvägar såsom slamdamm eller vektorer (t.ex. insekter eller fåglar) bedöms utifrån ovanstående resonemang vara mindre betydande och påverkar således inte ett skyddsavstånd. Spridning med vektorer ses generellt inte som ett problem vid svenska reningsverk.

Tidigare mätningar som genomförts avseende patogener vid reningsverk visar att en ökad koncentration kan förväntas i omgivningsluften kring ett avloppsreningsverk. Dessa koncentrationer avtar dock snabbt med avståndet till reningsverket.

### 6.2.3 Hälsoeffekter

För att bakterier och virus ska orsaka negativa hälsoeffekter räcker det inte med enbart exponering. Exponeringen måste leda till en infektion, det vill säga att patogenen får fäste och möjlighet att föröka sig.

De studier som är gjorda på hälsoeffekter kan delas in i två huvudgrupper. Populationsstudier, som undersöker hur närboende till reningsverk påverkas, och yrkesmedicinska studier som studerar anställda vid reningsverk.

### 6.2.4 Populationsstudier

Populationsstudiernas syfte är i flertalet fall att kartlägga de effekter som kan antas komma av exponering av de patogener som har sitt ursprung i reningsverksprocesser. Det visar sig emellertid att ett enkelt dos-respons förhållande är svårt att fastslå för dessa patogener (Cliver, 1979).

Vissa studier har gjorts för att försöka finna ett sådant förhållande. För e. coli visade ett försök med frivilliga försökspersoner att det krävdes ett intag av 104 (infektion) till 108 (sjukdom) bakterier (Cliver, 1979). Försöksgruppen var dock liten, vilket minskar försökets representativitet. Svaga grupper som till exempel barn, gamla och sjuka skulle kunna visa på tidigare insjuknande.

Ett flertal studier har fokuserat på huruvida insjuknande har något samband med närheten till avloppsreningsverk. Ett flertal sådana studier är genomförda där insjuknande hos boende nära reningsverk jämförs för att undersöka sambandet mellan insjuknande, exponering och avstånd till reningsverket (Fannin, Cochran, Lamphiear, & Monto, 1979) (Northrop, o.a., 1979). Alternativt där insjuknande jämförs före respektive efter uppstart av reningsverk (Johnsson, Camann, Kimball, Prevost, &

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Thomas, 1979). Eller där frånvaron på näraliggande skola jämförs före och efter driftstagning av reningsverk (Camann, Harding, & Johnson, 1980).

Ingen av de undersökta studierna visade något avståndsoberoende vad gäller insjuknande. Generellt sträcker sig dock det undersökta området från 350 meter från reningsverket till 5 kilometer. Undantaget är undersökning på skolbarn där reningsverkets luftade bassänger låg 50 meter från en skola. Ingen ökad frånvaro kunde märkas vid idrifttagning av reningsverket.

I så gott som samtliga fall har dock en ökad koncentration av patogener kunnat mätas i omgivningsluften kring reningsverk. Dessa koncentrationer avtar dock tydligt med ökande avstånd till reningsverket. Det bör också betonas att flertalet bakterier från reningsverk (e. coli mm) är entero-patogener och smittar främst via föda och inte via inandning (Cronholm, 1980).

I efterföljande diskussion konstateras att det troliga och i viss mån förväntade dos-respons sambandet saknas i studierna. Som en trolig förklaring är att den största exponeringen sker via inandning som inte är en huvudsaklig smittväg för de aktuella patogenerna (Pahren , Mc Cabe, Singal, & Clark, 1979).

Vid försök med möss har det visat sig att möss som andats luft vid reningsverk har haft förhöja halter av bl.a. e. coli i lungorna precis vid avslutad exponering. Två veckor efter exponering kunde emellertid inga spår av e. coli upptäckas. Inga av mössen uppvisade någon form av sjukdomstecken (Cronholm, 1980).

### 6.2.5 Yrkesmedicinska studier

Ett flertal studier har försökt att visa på ett samband mellan arbete vid avloppsreningsverk och en högre grad av parasitiska, bakteriella eller virala infektioner. Studierna visar dock att sådana samband är svaga eller obefintliga (Clark, o.a., 1979).

Reningsverksarbetare är dock mer drabbade av sjukdomssymptom än kontrollgrupper. Dessa symtom kan allt som oftast härledas till endotoxiner. Sambandet mellan höga endotoxinhalter och sjukdomssymptom har påvisats av bland annat Ragnar Rylander (Rylander, 1999).

En polsk studie har undersökt och provtagit förekomst av endotoxinhalter i och utanför reningsverk (Korzeniewska, o.a., 2009). Studien fann att förhöjda halter av endotoxiner kunde påvisas inom reningsverket, framförallt vid de inledande stegen i reningsprocessen, men att inga förhöjda halter av endotoxiner kunde påvisas utanför reningsverket. Förekomst av endotoxiner behandlas därför främst som ett arbetsmiljöproblem eftersom halterna i arbetsmiljön påvisats kunna överstiga bakgrundshalter, men att förhöjda endotoxinhalter inte kunnat påvisas utanför reningsverk.

## 6.3 Slutsats av litteraturstudie avseende smitta

Generellt sett har det i litteraturen inte återfunnits några belägg för att hälsoeffekter kan förekomma på grund av utsläpp av bakterier eller endotoxiner från avloppsreningsverk för närboende. Det går dock inte att utesluta att hälsoeffekter kan uppstå vid anläggningar som inte är studerade. Slutsatsen för följande resonemang är grundat på resultat från de studier som återfunnits i litteraturen.

Den huvudsakliga orsaken till skyddsavstånd är inte hälsoeffekter på grund av infektioner som härrör från exempelvis e. coli eller salmonella. En ökad infektionsrisk

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

av detta slag har inte ens kunnat påvisas inne på reningsverken och bör därför vara försumbara vid näraliggande bostäder.

Hälsoeffekter från reningsverk har i utförda studier noteras hos framförallt reningsverksarbetare. Hälsoeffekterna beror främst av exponering för endotoxiner. En polsk studie visade på förekomst av endotoxiner inne i reningsverket vid de inledande stegen i reningsprocessen, men inte utanför reningsverket. Endotoxiner kan därmed främst ses som ett arbetsmiljöproblem eftersom det är där exponeringen är högst.

Boverket konstaterar i sina rekommendationer att*" 200 meter från avloppsreningsverk är inverkan av bakteriehalterna obetydlig"* (Boverket , 1995). Därmed bör ett skyddsavstånd om 200 metervara tillräckligt från öppna bassänger och aktiviteter som inducerar aerosolpartiklar.

Sammantaget visar litteraturen att smittorisken är försumbar såväl utanför som inne på reningsverket. Negativa hälsoeffekter kan dock uppträda på grund av exponering av endotoxiner men vid ett skyddsavstånd på 200 meter från aerosolbildande aktiviteter bör även denna risk vara försumbar.

## 6.4 Platsspecifik bedömning av smittspridning

Litteraturstudien ligger till grund för den platsspecifika bedömningen, vilken drog slutsatsen att vid avstånd som överstiger 200 meter är smittrisken försumbar. Vidare visar undersökt underlag att smittspridning främst sker med aerosolpartiklar. Därmed bör ett skyddsavstånd om 200 meter från aerosolbildande aktiviteter till närmaste bostad vara ett godtagbart skyddsavstånd.

Avståndet från aktiviteter som kan generera aerosoler till närmaste bostäder redovisas i Figur 14. Avståndet från aerosolbildande aktiviteter till aktuella bostäder är cirka 230 och 256 meter i västlig riktning. Huvudsaklig vindriktning i området är västlig riktning varav spridningen av aerosolpartiklar i västlig riktning endast förväntas ske en viss procent av tiden.

Sammanfattningsvis är bedömningen att negativ påverkan på närboende i form av smitta är försumbar, då aktuella bostäder är lokaliserade på ett avstånd som överstiger 200 meter från öppna bassänger med aerosolbilning. Därmed bedöms det inte föreligga risk för smitta vid undersökta bostäder som är lokaliserade väster om reningsverket.

I underhållsarbete i form av högtryckstvätt av bassängerna närmast verksamheten inträffar händelse med aersolbildning någon enstaka gång närmare de närliggande bostäderna. Eftersom dessa bassänger avser eftersedimentering är halten av patogener försumbar och risken för smitta vid närboende obefintlig.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

*Figur 14. Specifika avstånd från bostäder till bassänger med potentiellt aerosolbildande aktiviteter. Aerosolbildande aktiviteter är markerade med röd fyrkant. Källa: Lantmäteriet, min karta, 2023.*

## 6.5 Förslag till skyddsåtgärder angående smittorisk

Undersökta bostäder ligger 230 respektive 256 meter från potentiellt aerosolbildande aktiviteter. Därmed bedöms ingen risk finnas för smittspridning. Inga förslag på skyddsåtgärder bedöms därmed behövas.

Lukten blir således den dimensionerande parametern för genomförande av skyddsåtgärder, inte smittspridning.

# 7 Förslag till åtgärder

Av utredningen framgår att vassbäddarnas bidrag till lukt i omgivningen ungefär motsvarar summan av samtliga övriga källor från reningsverket. Detta gör att slamhanteringen och det som pumpas ut på slambäddarna har stor betydelse för luktspridningen i området.

Utifrån luktriskvärderingen som utförts förekommer förhöjd risk för lukt hos närboende i samband med att orötat slam och bioslam pumpas till vassbäddarna. Ett sätt att minimera dessa risker är att optimera slamhanteringen vid reningsverket och utreda om det finns några processtekniska åtgärder som kan vidtas för att minska frekvensen av pumpning av orötat slam. Genom dessa åtgärder kan vassbäddarnas bidrag till lukt i omgivningen minska.

Omgrävning på slamplattan medför förhöjd risk för lukt, den åtgärd som kan vidtas i dessa fall är att om möjligt koncentrera lastningen till så kort tid som möjligt, att samt att eventuellt ta hänsyn till väder och vind vid planering. Utöver meterologi kan även tidpunkten planeras så att störning minimeras.

Slamplattan används även sommartid för torkning, denna aktivitet kan enskilt bidra till luktstörning hos grannar. För att minska risken för luktstörning kan eventuell annan

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

möjlig hantering utredas. Ännu en möjlig åtgärd är att förlägga slamhanteringen på annan ort och i och med det minska påverkan i området. Detta innebär dock ett ökat antal transporter och ökade kostnader, vilket måste bedömas ur rimlighetssynpunkt.

Att plantera växtlighet som skydd för lukt har en liten effekt när det gäller omblandning av luftpaket inom ett område. Luktstörningar uppstår typiskt när luften är stillastående och flyttar sig långsamt som ett sammanhängande paket, vari omblandningen till följd av växtligheten blir betydligt mindre. Däremot kan en barriär av växtlighet ha god effekt som visuell barriär och på så sätt minska den negativa upplevelsen av närhet till reningsverket.

# 8 Sammanfattande bedömning

Utifrån den genomförda platsspecifika luktutredningen kan konstateras att det ej förekommer förhöjd risk för smitta vid närliggande bostäder vid normal drift. För att undvika denna risk även i framtiden är det viktigt att inga reningssteg som genererar aerosoler flyttas närmare befintliga bostäder.

Utifrån de genomförda spridningsberäkningarna är lukthalten vid närmaste bostäder cirka 1 l.e/m$^3$ presenterat som timmedelvärde uttryckt som 99 percentil. Utifrån rapportens bedömningsgrund är dessa halter acceptabla för bostäder och den utgör inget formellt hinder.

Däremot bör understrykas att det enligt AFRY:s erfarenhet vid dessa halter finns reell risk för luktstörning och att nya bostäder som ett riktvärde ej bör planeras vid halter som överskrider 0,2 l.e/m$^3$.

AFRY föreslår inget generellt skyddsavstånd utifrån utredningen utan föreslår att tidigare definierade skyddsavstånd jämförs mot de isolinjer som spridningsbilderna visar.

Det finns möjlighet att vidta åtgärder för att minska risken för luktpåverkan genom processinterna optimeringar inom reningsverket.

De mest bidragande aktiviteterna som ökar risk för luktstörning i området är slamhanteringen. Vad som pumpas till vassbäddarna har betydelse för luktbidraget i området. Genom att se över slamhanteringen kan vissa luktstörningar för närboende undvikas.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

# 9 Referenser

Boverket . (1995). *Bättre plats för arbete - planering av arbetsområden med hänsyn till miljö, hälsa och säkerhet. Allmänna råd 1995:5.*

Camann, D. E., Harding, J. H., & Johnson, D. (1980). *Wastewater aerosol amd school attendance monitoring at an advanced wastewater treatment facility: Durham plant, Tigard Oregon.* Cincinatti : Wastewater aerosols and diseases.

Clark, C., Van Meer, G., Linnemann, C., Bjornson, A., Gartside, P., Schiff, G., & Cleary, E. (1979). *Health effects of occupational exposure to wastewater aerosols.* Cincinatti: Wastewater aerosols and disease.

Cliver, D. O. (1979). *Infection with minimal quantities of pathogens from wastewater aerosols.* Cincinatti : Wastewater Aerosols and disease.

Cronholm, I. (1980). *Potential health hazards from microbial aerosols in densly populated urban areas.* Applied environmental biology.

Environment Agency. (2011). *H4 Odour Management - How to comply with your environmental permit .* Bristol.

Fannin, K. F., Cochran, K. W., Lamphiear, D. E., & Monto, A. S. (1979). *Acute illness differences with regard to distance from the Tecumseh, Michigan Wastewater treatment plant.* Cinicinatti: Wastewater aerosols and diseases.

Hässleholms avloppsreningsverk. (2020). *Miljörapport för Hässleholms avloppsreningsverk.* Hämtat från hassleholmmiljo: https://www.hassleholmmiljo.se/download/18.47f1872e1784b0a89d01e825/1619424848477/MR-HLM2020.pdf

Johnsson, D. E., Camann, D. E., Kimball, K. T., Prevost, J. R., & Thomas, R. E. (1979). *Health effects from wastewater aerosols at a new activated sludge plant: John Egan plant, Schamburg Illinois.* Wastewater aersosols and diseases.

Klima- og foruensningsdirektoratet. (2013). *Regulering av luktutslipp i tillatelser etter forurensningsloven TA 3019.* Oslo: Klima- og foruensningsdirektoratet.

Korzeniewska, E., Filipkowska, Z., Gotkowska-Plachta, A., Janczukowicz, W., Dixon, B., & Czulowska, M. (2009). *Determination of emitted airborne microorganisms from a BIO-PAK wastewater treatment plant.* Water research.

Lantmäteriet. (2023). *Min karta*. Hämtat från https://minkarta.lantmateriet.se/

Miljøstyrelsen. (1985). *Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4 Bergrænsning af lugtgener fra virksomheder.* København: Miljøstyrelsen.

Northrop, R., Carnow, B., Wadden, R., Rosenberg, S., Neal, A., Sheaff, L., & Scheff, P. (1979). *Health effects of aerosols emitted from an activated sludge plant.* Cinicinatti : Wastewater aerosols and diseases.

Pahren , H. R., Mc Cabe, L. J., Singal, M., & Clark, S. C. (1979). *Assesment of health effects panel discussion.* U.S agency.

Rylander, R. (1999). *Health effects among workers in sewage treatment plants.* Occupational environmental medicine.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –

Rylander, R., & Lundholm, M. (1997). *Responses to wastewater exposuer with reference to endotoxins.* Cinicinatti : Wastewater Aerosols and diseases.

SMHI. (2019). *SMHI*. Hämtat från Luftkvalitetsmodeller: http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller

Svenskt Vatten. (2020). *Coronavirus - ingen särskild risk för VA-personal*. Hämtat från https://www.svensktvatten.se/om-oss/nyheter-lista/coronavirus--ingen-sarskild-risk-for-va-personal/

Tondel, M. (2010). *Miljömedicinsk bedömning inför bostadsbyggande nära reningsverket i Lidköping.* Göteborg: Miljömedicinskt centrum i Västra Götaland.

Planärende – MSN § 10/2024 – 2024-01-23 –