RAPPORT

Luktutredning – RA Stegen

SAMMENDRAG
Nemko Norlab har gjennomført en luktvurdering for planlagt etablering av RA Stegen i Askim. Vurderingen er basert på Miljødirektoratets luktveileder TA-3019/2013 og spredningsberegninger med CALPUFF, der topografi, arealbruk og representative værdata for området er lagt til grunn.

Beregningene tar utgangspunkt i et dimensjonerende luktutslipp på 4000 ou/s fra et planlagt avløpsrenseanlegg for 60 000 pe, i tillegg til estimert luktbidrag fra eksisterende virksomhet på Stegen.

Nullalternativet, med videre drift av dagens virksomheter uten nytt renseanlegg, vurderes å gi ubetydelig luktbelastning. For planlagt tiltak er luktbidraget ved mest berørte boliger beregnet til omkring 0,8–1,2 ou_E/m^3, og luktrisikoen vurderes som liten til middels.

Dette tilsvarer konsekvensgrad (-1), der noe lukt kan forekomme og enkelte naboer kan bli påvirket av lukt av og til. For Moen skole kan lukt i enkelte situasjoner fornemmes, men nivået vurderes å være innenfor det som anses akseptabelt når luktkravet overholdes ved mest berørte bolig.

Resultatene er følsomme for endelig utforming og drift av anlegget, herunder plassering av ventilasjonsavkast, rutiner for mottak av septik, bruk av porter og håndtering av slam utendørs.

Tilstrekkelig luktrensing, gode driftsrutiner og egnede tiltak for slamhåndtering vurderes som viktige for å holde luktbelastningen lav. Med riktig dimensjonering og tiltak er det teknisk mulig å drifte anlegget med en konsekvensgrad nær nullalternativet.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 Innledning 3

2 Kort om lukt fra avløpsrenseanlegg og luktkrav 3

2.1 Luktforbindelser 3
2.1.1 Svovelforbindelser (Reduserte svovelgasser) 3
2.1.2 Nitrogenforbindelser 4
2.1.3 Organiske syrer, indoler og ketoner 4

2.2 Mekanismer for luktdanning 4

2.3 Hvor i renseanlegget genereres lukt? 4
2.3.1 Innløp, pumpestasjoner og mekanisk forrensing 5
2.3.2 Primærrensing og sedimentering 5
2.3.3 Biologisk trinn og nitrogenrensing 5
2.3.4 Slambehandling (Kritisk luktkilde) 5
2.3.5 Klimagasser 6

2.4 Tiltak og luktrenseteknologier ved renseanlegget 6
2.4.1 Intern prosessoptimalisering og kildebegrensning 6
2.4.2 Tildekking og kontrollert avsug 6
2.4.3 Luktrenseteknologier 6

3 Metodikk og datagrunnlag 7

3.1 Vurderingskriterier 7

3.2 Spredningsberegning 8

3.3 Værdata 10

4 Tiltaksbeskrivelsen og alternativer 12

4.1 Nullalternativet 12

4.2 Tiltaket - Alternativ 5.1 13

5 Resultater 15

6 Vurdering av konsekvens 21

7 Usikkerhet 21

8 Konklusjon 22

1 Innledning

Nemko Norlab har utført en luktvurdering ved etablering av et avløpsrenseanlegg ved Stegen i Askim. I spredningsvurderingene er det benyttet en beregningsmodell som tar hensyn til dannelsen av og kanalisering av vindfelt og stagnasjonseffekter grunnet topografi og arealbruk.

Normalt vil et evt. luktkrav være at bidragskonsentrasjonen ikke skal overstige 1 ou_E/m^3.

Vurderingene er basert på erfaringsdata fra avløpsrenseanlegg. Da anlegget er under planlegging, er det gjort noen overordnede vurderinger.

Vurderingene er gjort med utgangspunkt i Miljødirektoratets veiledere M-1941 (konsekvensvurdering) og TA-3019/2013 (luktveilederen).

M-1941 håndterer luftforurensning (mulig helserisiko), men ikke lukt (mulig opplevd sjenanse). TA-3019/2013 håndterer lukt, men ikke med samme vurderingsmetodikk som i M-1941.

2 Kort om lukt fra avløpsrenseanlegg og luktkrav

Lukt er en sanseopplevelse som oppstår når flyktige stoffer i luften treffer reseptorene i nesen. Opplevelsen varierer sterkt fra person til person; noen er svært følsomme for lukt, mens andre merker mindre. Ubehagelig lukt kan fungere som en stressfaktor og over tid gi nedsatt trivsel og skape konflikter i nærmiljøet. Fordi lukt er vanskelig å måle med tradisjonelle kjemiske analyser, benyttes ofte dynamisk olfaktometri (NS-EN 13725) når det skal måles. Da tas en luftprøve og denne fortynnes gradvis, før et panel av testpersoner finner fortynningen der halvparten av dem kjenner lukten. Resultatet uttrykkes i europeiske luktenheter per kubikkmeter (ou_E/m^3), der 1 ou_E/m^3 er terskelnivået for lukt der halvparten av en populasjon kan antas å kjenne eller fornemme lukt, mens den andre halvparten ikke vil kjenne noe.

I tillatelser etter forurensningsloven fastsettes det gjerne en grense for luktbelastning hos naboer basert på Miljødirektoratet luktveileder TA-3019/2013. For de fleste tilfeller formuleres dette ofte slik at man ikke skal overstige en gitt konsentrasjon (for eksempel 1 ou_E/m^3) i mer enn én prosent av timene per måned. Ved bruk av timevise værdata og avansert spredningsmodellering kan dette beregnes utfra et gitt utslipp. Ved timemiddel 1 ou_E/m^3 vil maksimalt minuttmiddel i løpet av timen normalt ligge i intervallet 2-8 ou_E/m^3, hvilket betyr at det kan forekomme intervaller med tydelig lukt i løpet av timen.

Lukt fra avløpsvann og renseanlegg for avløp skyldes at organisk materiale og mineraler i avløpsvannet og slammet brytes ned av mikroorganismer. Når oksygentilførselen er begrenset eller fraværende (anaerobe forhold), dannes flyktige gasser og organiske forbindelser med svært lave luktterskler.

2.1 Luktforbindelser

2.1.1 Svovelforbindelser (Reduserte svovelgasser)

Dette er den mest kritiske stoffgruppen med de laveste luktterskelene:

- **Hydrogensulfid (H_2S):** Karakteristisk stram lukt av råtne egg. Gassen dannes av sulfatreduserende bakterier under anaerobe forhold. I tillegg til å lukte sterkt, er H_2S svært giftig ved høye nivåer, korrosiv overfor betong og metall (danner svovelsyre), og kan ved høye konsentrasjoner bedøve luktesansen.

- **Metylmerkaptan (**CH_3SH**):** Svært stikkende lukt som minner om råtnende kål eller hvitløk.
- **Dimetylsulfid (DMS) og Dimetyldisulfid (DMDS):** Ubehagelig "slam-aktig", råtten lukt.

2.1.2 Nitrogenforbindelser

- **Ammoniakk (**NH_3**):** Skarp, stikkende lukt. Dannes primært ved nedbrytning av urinstoff (urea) og proteiner, særlig ved høye pH-verdier og ved slambehandling/tørking.
- **Aminer (f.eks. trimethylamin, methylamin):** Fiskeluktaktige forbindelser som dannes ved nedbrytning av aminosyrer.

2.1.3 Organiske syrer, indoler og ketoner

- **Skatol (3-metylindol) og indol:** Har en ekstremt sterk, avføringsaktig lukt med svært lav luktterskel.
- **Flyktige fettsyrer (VFA):** Inkluderer smørsyre (lukt av harskt smør/oppkast), eddiksyre og propionsyre. Dannes under tidlige faser av fermentering og slambehandling.

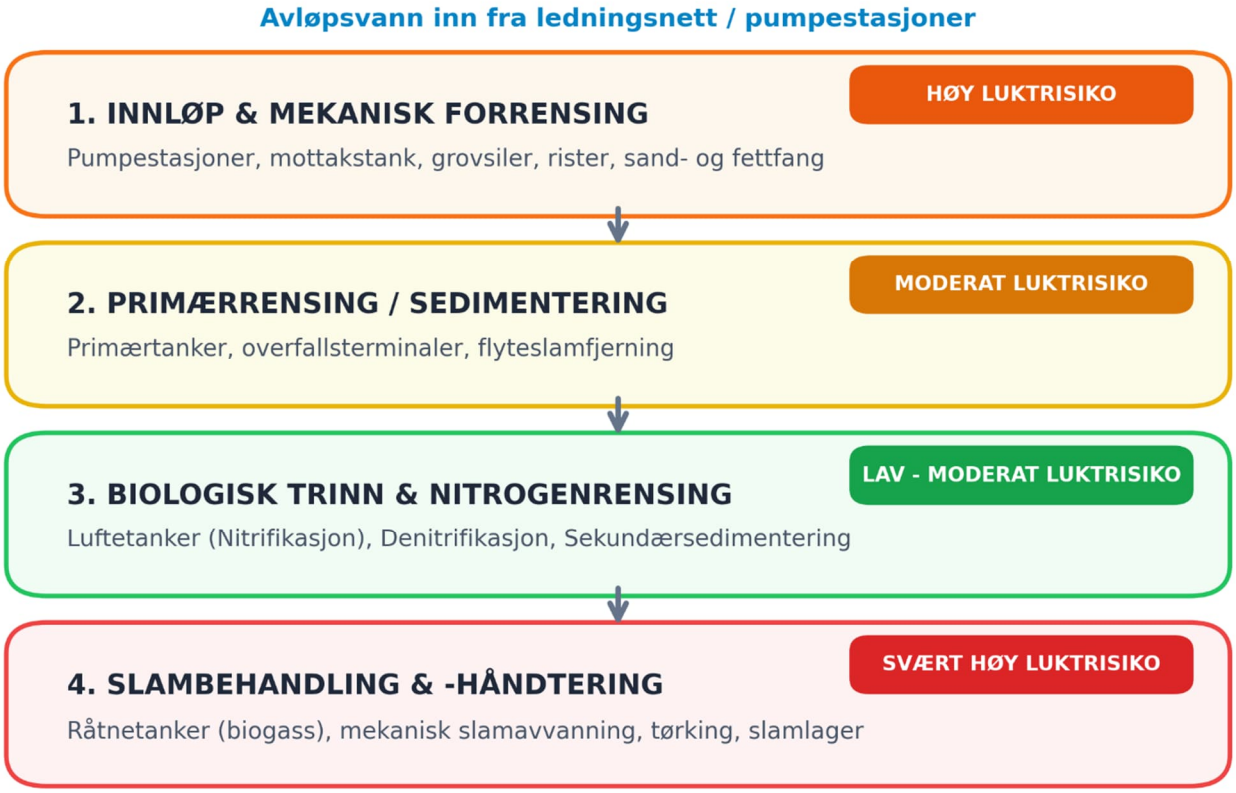
2.2 Mekanismer for luktdanning

Sentrale prosessbetingelser som styrer hvor mye lukt som dannes og avgasses:

1. **Anaerobe forhold (Septisitet):** Når fritt oksygen (O_2) og nitrat (NO_3^-) brukes opp i avløpsvannet, skifter den biologiske aktiviteten til anaerob nedbrytning hvor sulfat (SO_4^{2-}) kan benyttes som elektronakseptor, noe som danner H_2S.
2. **Oppholdstid og temperatur:** Lange oppholdstider i pumpestasjoner og trykkledninger kombinert med høye temperaturer (sommerhalvåret) kan øke luktdannelsen.
3. **Turbulens og avgassing:** Luktstoffer i væskefase frigjøres og avgasses til luft ved turbulens, f.eks. der vann felles fra rister, fall i kummer, mottak eller i åpne luftetanker.

2.3 Hvor i renseanlegget genereres lukt?

Lukt kan frigjøres fra ulike trinn i renseprosessen, men de mest kritiske kildene er **innløp/mekanisk trinn** og **slambehandlingsanlegget**.



Figur 1. Forenklet skisse over luktrisiko ved forskjellige prosesstrinn ved avløpsrenseanlegg.

2.3.1 Innløp, pumpestasjoner og mekanisk forrensing

- **Pumpestasjoner og mottakstank:** Septisk avløpsvann fra trykkledninger kan frigjøre H_2S og merkaptaner når det når innløpet.
- **Rist og grovsil:** Oppsamlet ristgods (fyllstoffer, faste stoffer) vil normalt avgi lukt dersom det oppbevares i åpne containere.
- **Sandfang og fettfang:** Fett og organisk materiale som flyter opp eller avsettes kan fermentere og avgi fettsyrer og svovelgasser.

2.3.2 Primærrensing og sedimentering

- **Sedimenteringstanker:** Dersom slam blir stående for lenge i bunnen av primærsedimenteringstanker, starter anaerobe prosesser.
- **Overfallsterminaler:** Vann som strømmer over kanter/renner skaper turbulens som vil frigjøre lukt.

2.3.3 Biologisk trinn og nitrogenrensing

Biologiske reaktorer (Aktivt slam, MBBR, nitrifikasjon/denitrifikasjon):

- Aerobe soner (Nitrifikasjon): Oksiderer organisk stoff og omformer ammonium (NH_4^+) til nitrat (NO_3^-). Velfungerende lufting gir en mild, jordaktig lukt og forhindrer at ammoniakk gasser av.
- Anoksiske soner (Denitrifikasjon): Nitrat benyttes som elektronakseptor for å danne nitrogengass (N_2). Tilstedeværelsen av nitrat her forhindrer effektivt at det dannes hydrogensulfid (H_2S) i de biologiske reaktorene.
- Sekundærsedimentering og slamfortykking: Tildekkede eller åpne klaringstanker har lav luktrisiko så lenge slammet holdes anoksisk (med nitrat) eller aerobt.

2.3.4 Slambehandling (Kritisk luktkilde)

Slambehandlingen er erfaringsmessig den mest konsentrerte kilden til ubehagelig lukt ved et renseanlegg:

- **Mekanisk slamavvanning (Sentrifuger, silpresser):** Når slammet tas ut og avvannes, frigjøres noe merkaptaner, dimetylsulfid og aminer.
- **Råtnetanker (Anaerob utråtning):** Biogass (CH_4 og CO_2) inneholder opptil flere tusen ppm H_2S. Sikkerhetsventiler, punkter for mulige gasslekkasjer og systemer for fakling kan kreve spesiell oppmerksomhet.
- **Slamhygienisering og slamtørking:** Når relevant: Termisk tørking og eventuell kalkstabilisering frigjør stikkende gasser som ammoniakk og aminforbindelser ved høy temperatur/pH. Nivået av ammoniakk i slam er lavere etter nitrogenrensing, hvilket reduserer den type lukt.
- **Slamlager og utlasting:** Lagring av utråtnet eller ustabilisert slam.

2.3.5 Klimagasser

Ved anaerobe forhold vil det også kunne dannes metan (CH_4), som er en klimagass. I et biogassanlegg er dette en ønsket prosess da metan er en viktig komponent i biogassen. I forbindelse med nitrogenrensingen, kan det om denne ikke er rett styrt dannes lystgass (N_2O), som også er en klimagass.

2.4 Tiltak og luktrenseteknologier ved renseanlegget

For å forebygge og redusere luktplager kan det benyttes en kombinasjon av prosessmessige og tekniske tiltak på renseanlegget

2.4.1 Intern prosessoptimalisering og kildebegrensning

Dette er noen betraktninger rundt tiltak, og disse vil kunne varierer med anleggets prosessdesign.

- Optimalisere nitrifikasjon/denitrifikasjon og oksygentilførsel slik at anleggets biologiske reaktorer holdes enten anoksiske (med nitrat) eller aerobe, for å unngå at uønskede anaerobe dødsoner oppstår.
- Dosering av jernsalter ($FeCl_3$) i anleggets innløp/fellingstrinn for kjemisk utfelling av sulfid som jernsulfid (FeS).
- Unngå at slam blir stående anaerobt i sedimenteringstanker eller fortykkere.

2.4.2 Tildekking og kontrollert avsug

- Tildekking av rister, mottakskummer, sedimenteringstanker, biologiske reaktorer og slamavvanningsutstyr.
- Balansert ventilasjon med avsug av prosessluft til dedikerte luktrenseanlegg.

2.4.3 Luktrenseteknologier

Dette er noen eksempler på relevante teknologier.

- **Biologiske filtre (Bark- og kompostfiltre):** Prosessluft ledes gjennom et biofilter hvor mikroorganismer bryter ned svovel- og nitrogenforbindelser naturlig.
- **Kjemiske skrubbere (Vaskertårn):** Kjemisk vasking av prosessluft i tårn med lut (NaOH) eller hypokloritt (NaOCl) for nøytralisering av H_2S og sure gasser.
- **Aktivt kullfiltre:** Adsorpsjon av luktmolekyler på aktivt kull, spesielt effektivt som poleringstrinn for merkaptaner og svovelforbindelser. Ofte effektivt i kombinasjon med:
- **Fotokjemisk oksidasjon / Ozon:** Ozonering og UV-behandling for nedbrytning av komplekse luktmolekyler.

3 Metodikk og datagrunnlag

Vurderingene er gjennomført med utgangspunkt i Miljødirektoratets luktveileder TA-3019/2013, med dimensjonerende utslipp basert på erfaringsdata. Retningslinjene setter opp rammer for en luktrisikovurdering og for hvordan luktemisjon beregnes og hvordan en atmosfærisk spredningsmodell skal anvendes. Det er deretter gjort vurderinger for konsekvensfastsettelse etter mønster av M-1941.

3.1 Vurderingskriterier

Vurderingskriteriet baseres på Miljødirektoratets luktveileder, TA-3109/2013, og for lukt er kriteriet at det ikke skal være tydelig lukt i mer enn 7 timer i løpet av en måned. Tydelig lukt defineres her som timemiddelkonsentrasjon på 1 ou_E/m^3 eller høyere, og kravet anses som tilfredsstilt når beregnet maksimal månedlig 99 % timepersentil er < 1 ou_E/m^3.

I utgangspunktet settes et krav til en juridisk enhet, og aktiviteter knyttet til andre aktører vil da komme i tillegg. Forurensningsmyndighetene kan med utgangspunkt i luktveilederen i slike tilfeller stille et strengere krav eller sette krav til at alle aktiviteter hos alle aktørene tas med i vurderingene.

I denne vurderingen er det kun regnet utslipp fra det tenkte renseanlegget. Det er andre aktører på området, som kan tenkes å ha aktiviteter som også gir noe lukt til omgivelsene.

I en luktrisikovurdering gjøres det forsøk på å kvantifisere risikoen for lukt hos mest berørte nabo. Det finnes flere tilnærminger til en luktrisikovurdering, men i denne vurderingen er vurderingen basert på vurdert gjennomsnittlig totalutslipp av lukt. Det er gjennom spredningsberegningene at influensområdet identifiseres og angir sannsynlighet for at lukt med ulik styrke berører andre virksomheter og/eller naboer.

Det vil kunne forekomme hendelser utenfor normal drift som her ikke er vurdert. Dette begrunnes i at anlegget er i en konseptfase, som gjør det urimelig å vurdere sannsynligheten for denne type hendelser. Det legges til grunn at slike hendelser er sjeldne og ikke del av ordinær drift.

Det er i tillegg til bidragskonsentrasjon (maksimal månedlig 99 % timepersentil) beregnet luktrisiko, som andel årlige lukttimer (overskridelser av timemiddel 1 ou_E/m^3). Luktrisikoen beregnes da utfra andel lukttimer. Dette kan vektes mot driftsvariasjon.

Tabell 1. Risikokategorier for luktrisiko, som andel lukttimer per år.

Risikokategori	% andel lukttimer per år
Svært liten	<0,01 %
Liten	0,01-0,1 %
Liten til middels	0,1-0,5 %
Middels til stor	0,5-1 %
Stor	>1 %
Svært stor	>10 %

I M-1941 skal det for flere temaer også gjøres en verdivurdering. Verdivurderingen ligger implisitt i TA-3019 ved at kravene er satt for å beskytte sårbar boligbebyggelse, og at omfanget er kvantifisert gjennom spredningsberegninger.

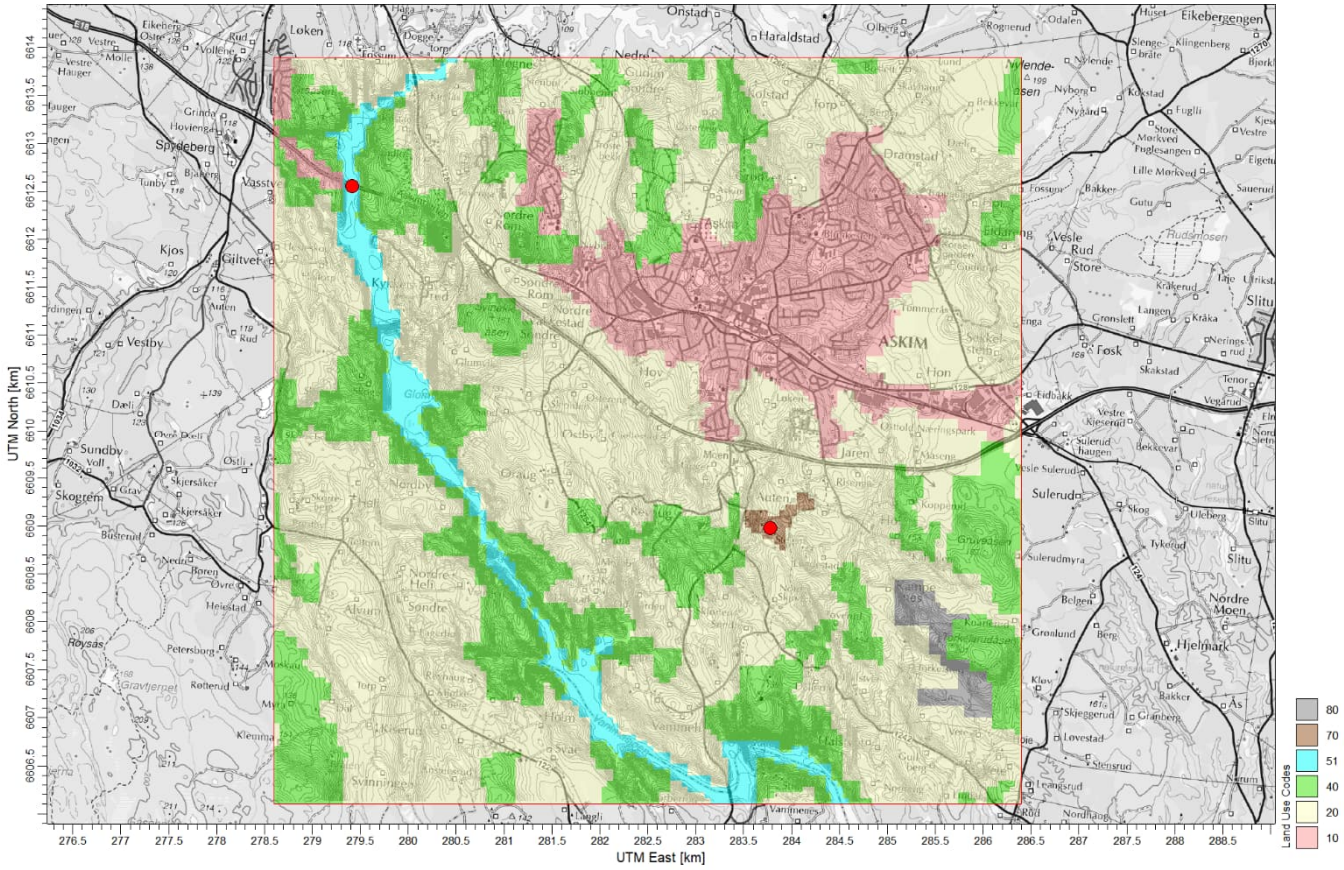
3.2 Spredningsberegning

Immisjonsberegningene er utført med CALPUFF v. 7, som er et modelleringsverktøy utviklet av amerikanske TRC Companies, Inc. CALPUFF View 11, et GIS-basert verktøy til CALPUFF utviklet av kanadiske Lakes Environmental Software er benyttet til innlegging av data og visualisering.

Følgende er lagt til grunn i modelleringen:

1. Modellen CALPUFF er benyttet. Denne modellen er valgt, da den inneholder en prognostisk værmodul. Modellen deler området som beregnes inn i mange små celler, og værdata beregnes individuelt for hver celle. Spredning kalkuleres for hver celle, og modellen åpner derfor for at kausale effekter av terreng og spesielle vindforhold knyttet til lokal stagnasjon kan tas hensyn til i spredningsberegningen.
2. Det er benyttet WRF værdata som geografisk dekker et område på 50x50 km med en oppløsning på 1 km, og i høyder fra 10 m til 3 km. Dataene er for hver time i 2017. Året 2017 er valgt, da det er et år som normalt samsvarer relativt godt med et normalår.
3. Kartverkets terrengdata med horisontal oppløsning på 10 m er benyttet som datagrunnlag for topografi.
4. Definert senter for modellområdet er koordinatene 6610000 m N og 282500 m Ø (UTM 33). Modellområdet dekker et område på 7,8x7,8 km med en oppløsning på 60 m.
5. Terrengets ruhetslengde er lagt inn med en oppløsning på 100 m med utgangspunkt i Corine-databasen. Det er gjort noen finjusteringer av arealbruk på området til avfallsanlegget.
6. Høyde på forventede nærliggende bygninger i tilknytning til kilder er lagt inn i modellen.
7. Dersom det ikke er spesifisert, er det i denne beregningen antatt et konstant utslipp fra alle kilder. Det vil normalt kunne forekomme variasjoner i utslippet det i beregningene ikke er tatt hensyn til.
8. Kart levert av Nordeca og Statens Kartverk er benyttet i visualiseringen.
9. Det er beregnet bidragskonsentrasjon 1,5 m over terreng. Bidragskonsentrasjonen er her beregnet som maksimal månedlig 99 % timepersentil.

Ytterligere detaljer rundt modelldata og kilder lagt inn i modellen oversendes ved forespørsel.

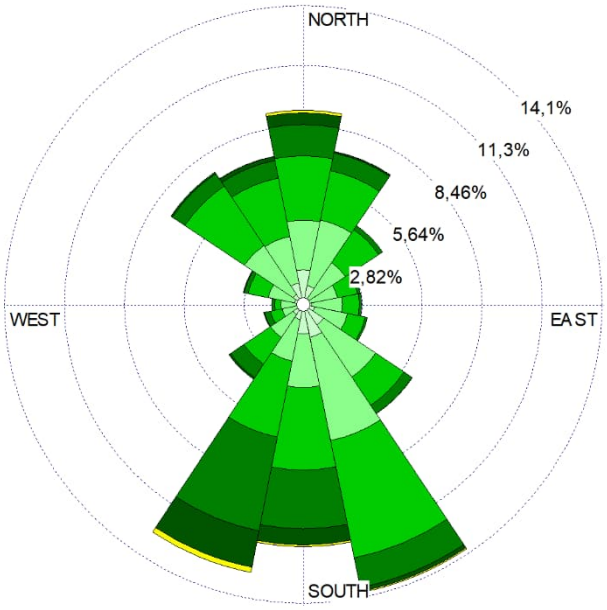


Figur 2. Illustrasjon av topografi og arealbruk lagt inn i modellen. Fargelagt område dekker et område på 7,8x7,8 km (benyttet for værmodell) og er delt inn i et rutenett på 130x130 (60 m oppløsning). Isopletlinjene inne i modelldomenet er for hver 2 m (ekvidistanse = 2 m). Rød markering øverst til venstre tilsvarer plasseringen av værstasjon på E18. Den andre røde markeringen viser plasseringen av en tenkt værstasjon på Stegen. (Underlagskart: N50, Statens Kartverk)

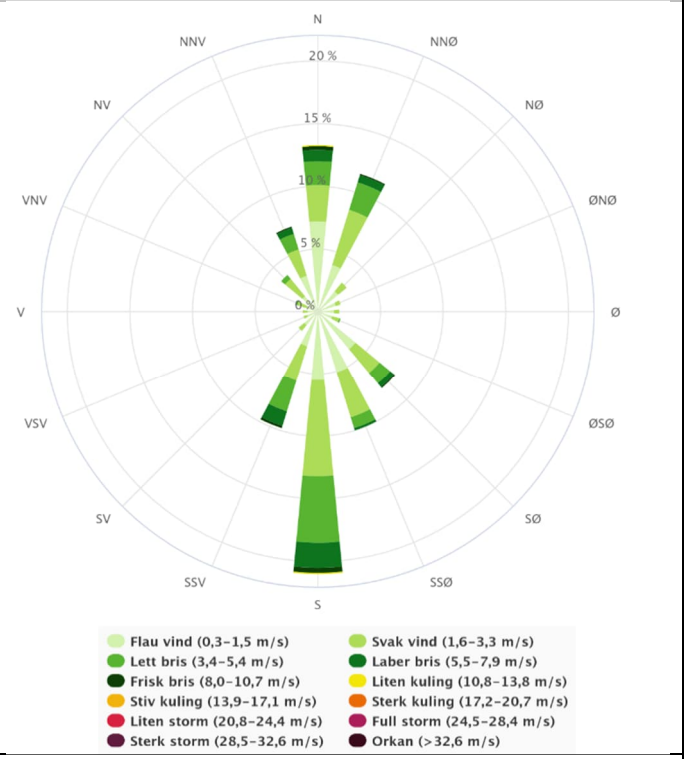
3.3 Værdata

En analyse av de beregnede værdataene viser at fordeling av vind i store trekk er i samsvar med hva som er forventet gitt de topografiske forholdene. Det er hentet ut beregnede vindroser fra værmodellen for E18 og Stegen. For E18 foreligger det også historisk målte data (seklima.met.no) og disse er vist for sammenligning.

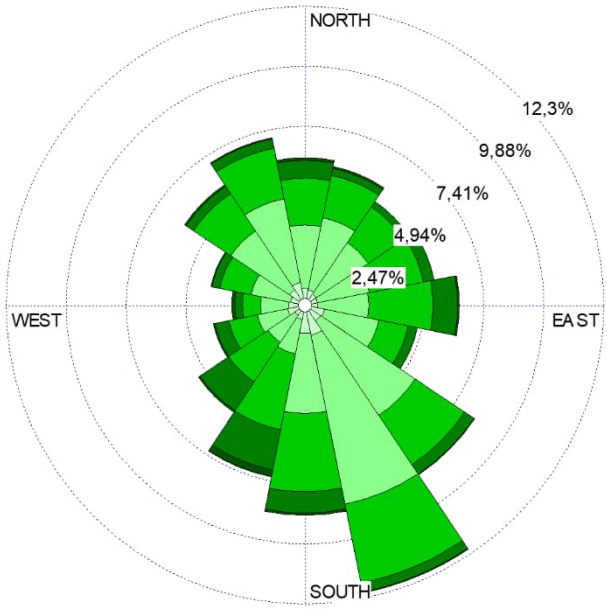
Beregnet Vindrose E18 (2017)



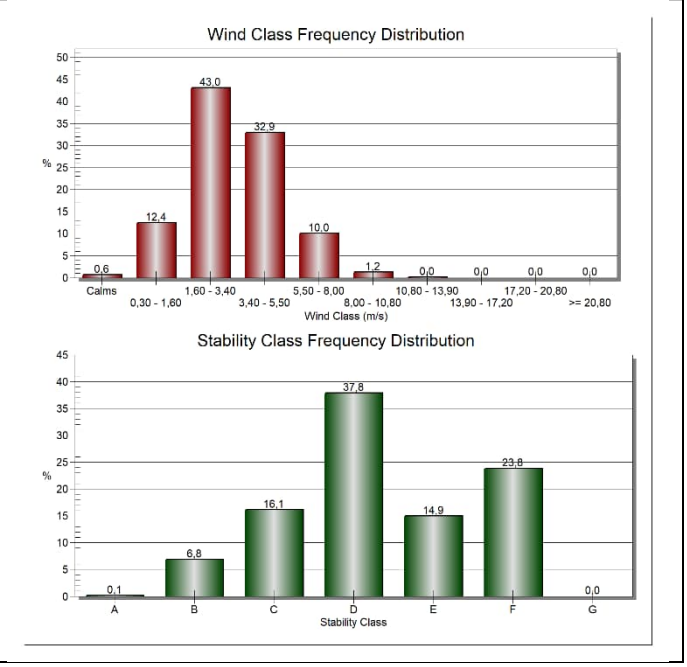
Målt vindrose E18 (sept- 2015- mars 2024)



Beregnet vindrose Stegen (2017)



Vindklasser beregnet for Stegen (2017)



Figur 3. Øverst: Beregnet (110 moh) og målt (100 moh) vindrose for værstasjon på E18. Nederst: Beregnet vindrose og vindklasser for Stegen (10 m over terreng). Beregnede værdata er beregnet i CALMET basert på WRF-data med 1 km oppløsning for 2017, DTM 10 terrengdata og lokal arealbruk. Målte data er hentet fra Meteorologisk Institutt (seklima.met.no).

Målestasjon er plassert på en bro (!) og de målte vinddataene er for 100 moh. Grunnet terrengforholdene var det kun mulig å hente ut for 90 og 110 moh på samme lokasjon i værmodellen. Den laveste av disse er betydelig terrengpåvirket så den på 110 moh er benyttet. Det forventes derfor en forskyvning mot noe mer vindstyrke på den beregnede vindrosen sammenlignet med den målte. Helheten mellom målte og modellerte vinddata viser i store trekk det samme bildet. Det kan se ut til at de beregnede dataene til en viss grad har en vridning på noen grader mot øst for dominerende vind fra sør, men dette kan også være grunnet forskjellen på 10 m i høyde på beregnede data og målte data.



Figur 4. Plassering av værstasjon ved E18 (fysisk og emulert) og en tenkt værstasjon på Stegen (emulert). (Kartgrunnlag: N50, Statens Kartverk)

Det konkluderes at det er sannsynlig at værdataene og det valgte året (2017) er representative for området for tiltenkt bruk.

4 Tiltaksbeskrivelsen og alternativer

Nullalternativet innebærer videre drift av eksisterende virksomheter på Stegen uten etablering av nytt avløpsrenseanlegg. Dagens luktbidrag vurderes som moderat og innenfor relevante luktkrav, selv om enkeltepisoder med lukt ikke kan utelukkes. Tiltaket omfatter etablering av et nytt felles avløpsrenseanlegg for 60 000 pe med tilhørende slamlager og biogassanlegg. Basert på erfaringsdata er et dimensjonerende luktutslipp på rundt 4000 ou/s lagt til grunn, uten spesifikke luktreduserende tiltak. Endelig luktbidrag vil avhenge av detaljert prosjektering, ventilasjon, slamhåndtering og eventuelle rensetiltak.

4.1 Nullalternativet

Nullalternativet for Stegen er at tiltaket legges til annen lokalitet. Nullalternativet er derfor videre drift for de aktørene som holder til på Stegen uten tillegg fra det tiltenkte avløpsrenseanlegget med tilhørende biogassanlegg. Det antas derfor at Indre Østfold Renovasjon IKS (IØR) og Retura Østfold AS (Retura) fortsetter sin virksomhet. Luktbildet i dag varierer noe. Det produseres fremdeles noe gass på deponiet, men produksjonen er synkende. Det betyr at potensialet for lukt fra deponigass vil reduseres gradvis. IØRs øvrige aktivitet har lavt luktpotensiale. Retura håndterer noe avfall med luktpotensiale i egen hall. Bidraget til lukt anses som moderat og innenfor luktkrav, men enkeltepisoder med lukt kan ikke utelukkes. Eventuelle endringer i aktivitetene vil kunne endre luktbildet noe. Det er lagt til grunn et sannsynlig nivå på bidrag fra Returas virksomhet.[1]

Anlegget til Retura Østfold er et ordinært avfallsanlegg, som tar imot og bearbeider avfall før videresending eller deponering. Det som i størst grad kan forventes å bidra til lukt er matavfall og restavfall. Per nå mottas ca. 3000 tonn matavfall og 10000 tonn restavfall per år.
Matavfallet overføres løpende til tette konteinere, og dette videresendes til biogassproduksjon. Restavfallet kvernes på stedet før det sendes til forbrenning. All håndtering skjer i en sorteringshall.

Basert på erfaringsdata forventes det at luktutslippet knyttet til restavfall, inkl. kverning vil ligge i området 600 til 6000 ou/s med en mest sannsynlig verdi på 1800 ou/s.[2]

For matavfallet er det noe vanskeligere å forutsi luktmengden, da det er svært stor variasjon på luktbildet, men det forventes å ligge i området 1000 til 10000 ou/s.[3] 3000 ou/s er således en naturlig dimensjonerende verdi. Utfra hvordan dette ble opplevd ved befaring er dette konservativt, da dette tilsvarer en influenssone[4] på rundt 300 m, men på varme sommerdager eller ved enkeltmottak, så kan det også i en kort periode være litt høyere enn dette.

Samlet utslipp fra sorteringshallen er derfor rundt vurdert til 5000 ou/s. Det er antatt at 1/3-del av utslippet er kontinuerlig, mens øvrige 2/3-deler kun er ved drift. Det er tatt utgangspunkt i drift 50 timer per uke.

Nullalternativet medfører i dag noe påvirkning til nærmiljøet, også mht. lukt.

---

[1] Ødegård, K.: «Luktutredning Retura Østfold». Nemko Norlab rapport datert 2024-03-26 (ordre 1155902)
[2] Vår erfaring er at slik håndtering av restavfall gir et luktutslipp i området 0,18 (0,06-0,60) ou/s per tonn mottatt restavfall per år.
[3] Tilsvarende tall for matavfall er mer varierende, men i området 0,3-10 ou/s per tonn mottatt matavfall per år. Den øvre delen er typisk når det er luktsterke fraksjoner, slik som f.eks. delvis flytende avfall fra fiskeindustri, som er del av miksen. Det forutsettes forsiktig håndtering, slik at større frigivelse av luktpotensiale unngås.
[4] Influenssone er definert utfra formelen $K = 1{,}8Q^{0{,}65}$, der K er avstanden i m og Q er kildestyrken i ou/s. (Se gjerne Ødegård, K.: «Metode for luktrisikovurdering», https://journal.agendus.no/doku.php/codex/luktrisikovurdering)

4.2 Tiltaket

Planforslaget skal tilrettelegge for ny, planlagt bebyggelse med tilhørende funksjoner som kontor og fasiliteter for ansatte samt et biogassanlegg (kun til intern bruk) for avløpsslammet. Anlegget skal ved oppstart prøvedrift være dimensjonert for 60.000 pe og tilhørende avrenning (2050- tall). I tillegg skal anlegget være dimensjonert for enkelt å kunne utvides til 83.000 pe og tilhørende avrenning (2075 – tall) uten store bygningsmessige tiltak. Det er kun selve avløpsrenseanlegget og biogassanlegget med slamlager som inngår i planarbeidet og ikke tilførselsledningene. Disse vil planlegges og gjennomføres gjennom en egen prosess.

Avløpsrenseanlegget og biogassanlegget er i reguleringsfasen planlagt sjablongmessig med arealstørrelser basert på lignende anlegg. Følgende dimensjoner er lagt til grunn i reguleringen:

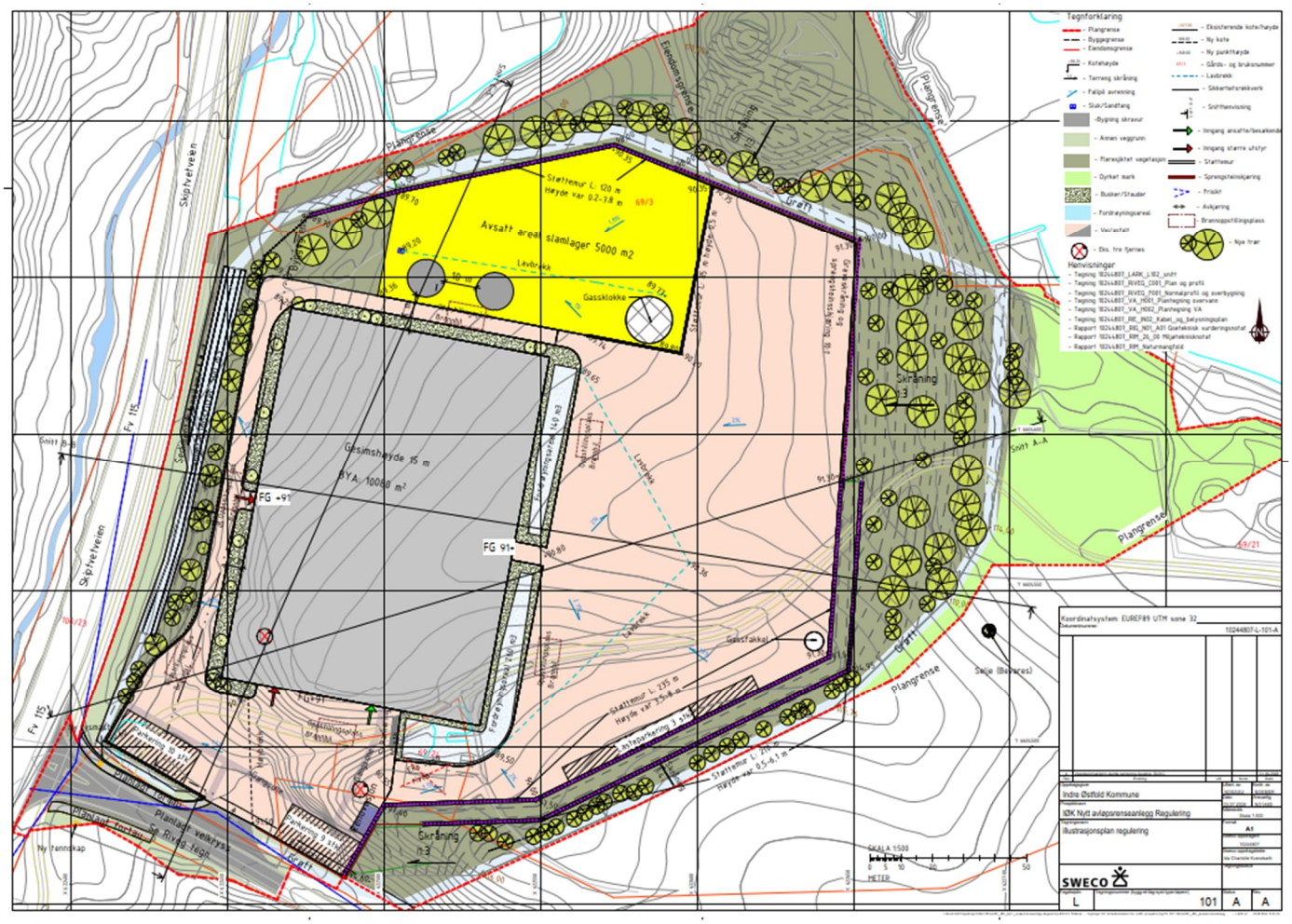
- Avløpsrenseanlegg: Bygning med fotavtrykk på 12000 m^2 og gesimshøyde på 15 meter.
- Biogassanlegg: Tanker, gassklokke, gassfakkel og slamlager innenfor et areal på 5000 m^2. Tankene vil kunne bli noe høyere enn selve avløpsrenseanlegget.

Eksakt metode for rensing av avløpsvannet vil avklares i kommende faser når anlegget prosjekteres, men i grove trekk vil urenset avløpsvann komme inn og behandles gjennom flere trinn med primær, sekundær og tertiær rensing før vannet igjen slippes ut i naturen. Det vil velges renseprosesser som sikrer at både dagens og framtidige rensekrav møtes.

Et restprodukt fra avløpsrensingen er avløpsslam. I biogassanlegget vil avløpsslammet foredles til biogass som brukes som energikilde. Restmassen som blir igjen etter biogassproduksjonen vil brukes som næringsrik biogjødsel i landbruket. Borttransport av biogjødsel vil gjøres i takt med landbrukssesongene én gang i året eller hvert andre år. Både avløpsslam og biogass kan lagres utendørs og det kan oppstå lukt. Lukten vil overvåkes og det vil iverksettes tiltak som f.eks. tildekking med f.eks. flis når man nærmer seg grenseverdiene.

Det planlegges at det rensede vannet skal slippes ut i Glomma via egen utløpsledning slik at lokale bekker ikke berøres negativt. I Glomma vil vannet effektivt fortynnes slik at ev. negative virkninger i Glomma blir minimale, ref utslippstillatelsen.

En oversikt over det planlagte anlegget er vist i Figur 5.



Figur 5. Oversikt over det planlagte anlegget. Planlagt renseanlegg vist med grått areal. Biogassanlegg med tilhørende arealer, inkl. slamlager vist med gult areal.

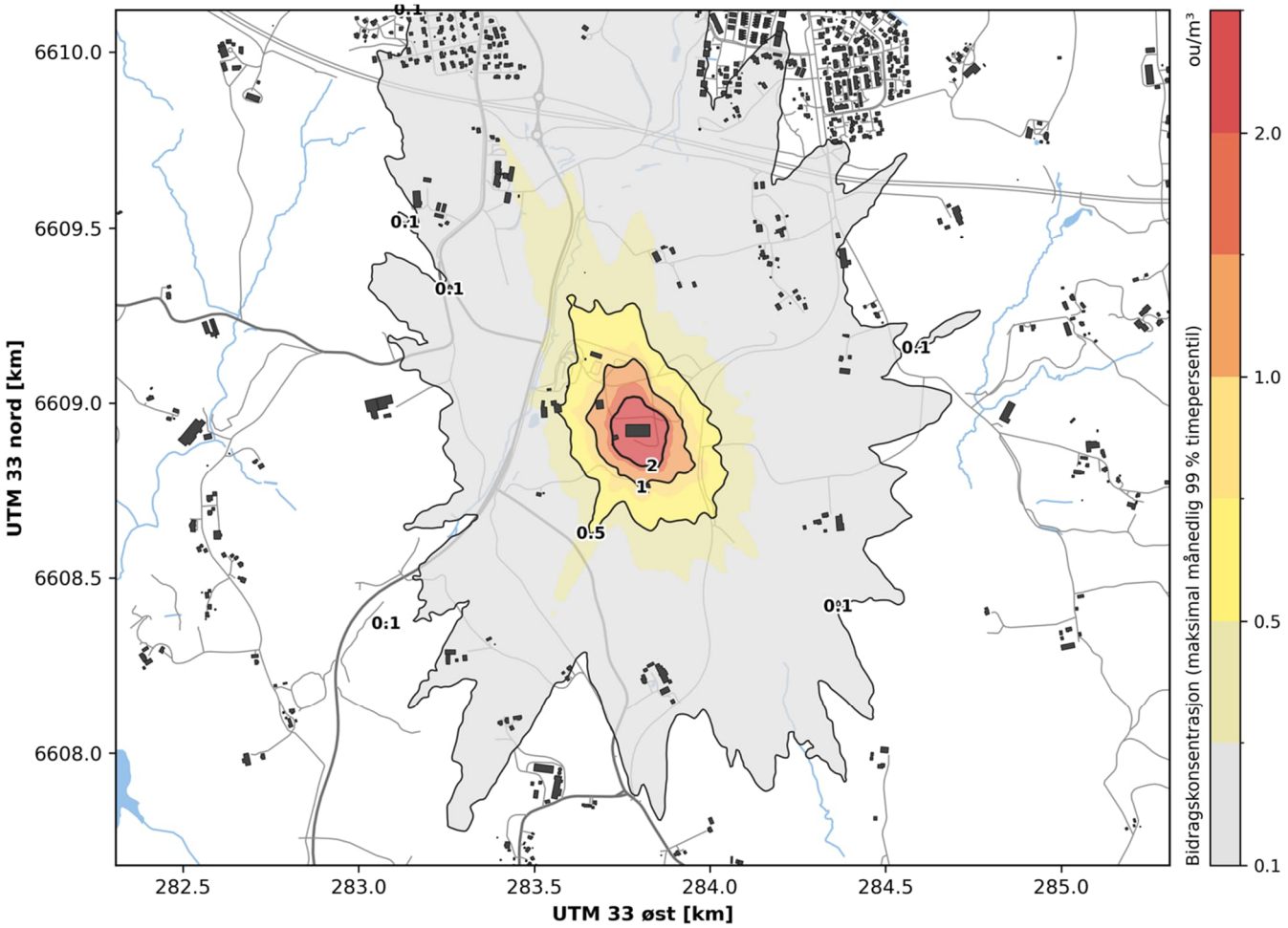
Når det gjelder utslipp av lukt, så vil det til en viss grad avhenge av den endelige dimensjoneringen av anlegget, dets ventilasjon og eventuelle luktreduserende tiltak. Overordnet er Nemko Norlabs erfaring at det samlede luktutslippet ofte ligger i området 0,06 til 0,08 ou/s per pe. For et anlegg på 60000 pe kan det derfor antas et luktutslipp på rundt 4000 ou/s. Spredningsbildet vil variere noe med endelig design, men det antas her at utslippet er diffust og jevnt fordelt fra bygning og lagerareal. Det er ikke tatt høyde for spesifikke luktreduserende tiltak. Luktreduserende tiltak i denne sammenheng vil primært være rensing av ventilasjon mht. lukt. Typisk vil det være luktutslipp knyttet til prosessen, slik som prosesspesifikk ventilasjon knyttet til eventuelle pumpestasjoner, bassenger, tanker, sandfang, slamfortykking og slamhåndtering, samt ved mottak av septik.

Anlegget dimensjoneres for 60000 pe. Anlegget vil ha mekanisk, kjemisk og biologisk rensing og med nitrogenfjerning. I anlegget vil det etableres et eget biogassanlegg, som vil produsere varme/energi til bruk på anlegget. Det er forventet mye overvann inn på anlegget, hvilket reduserer luktpotensialet per liter, men gjør renseprosessen noe mer krevende. Anlegget vil ha eget mottak for septik. Ved en senere utvidelse til 83000 pe, vil evt. merbelastning kunne kompenseres for i utformingen.

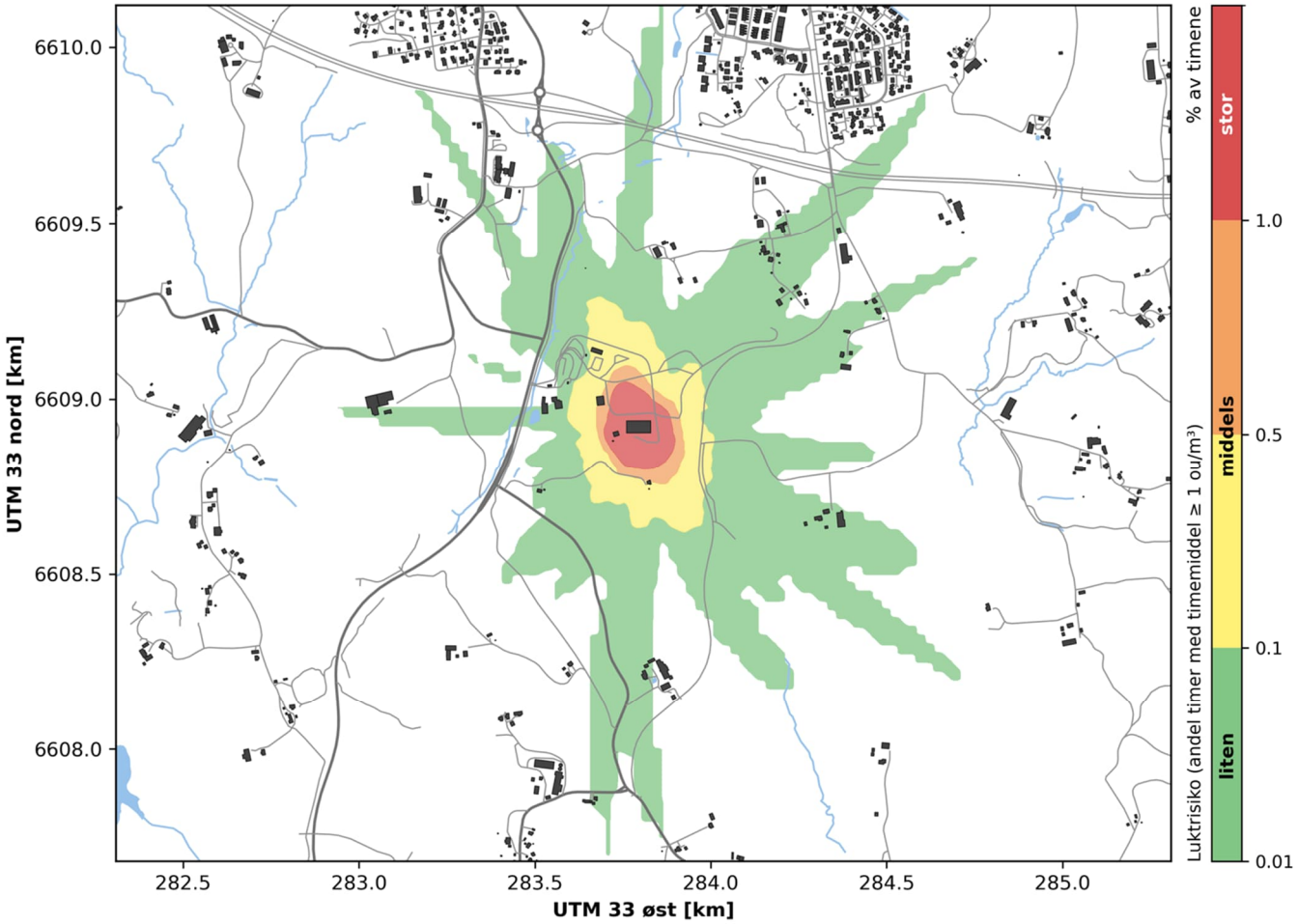
For dominerende vindretninger vil det være liten additiv effekt mellom tiltaket og eksisterende virksomhet på Stegen.

5 Resultater

For nullalternativet anses det at luktbildet er som i dag og innenfor kriteriet i TA-3019/2013. (Figur 6 og Figur 7) Endringer i aktiviteter hos aktørene på Stegen kan endre dette. For mest berørte bolig er bidraget vurdert til ca. 0,3 ou/m^3. Det bemerkes at usikkerheten er estimert til faktor 3, og selv om luktrisikoen er beregnet som liten, kan det forekomme situasjoner der lukt kan fornemmes.



Figur 6. Nullalternativet. Beregnet bidragskonsentrasjon ved estimert utslipp fra Retura.

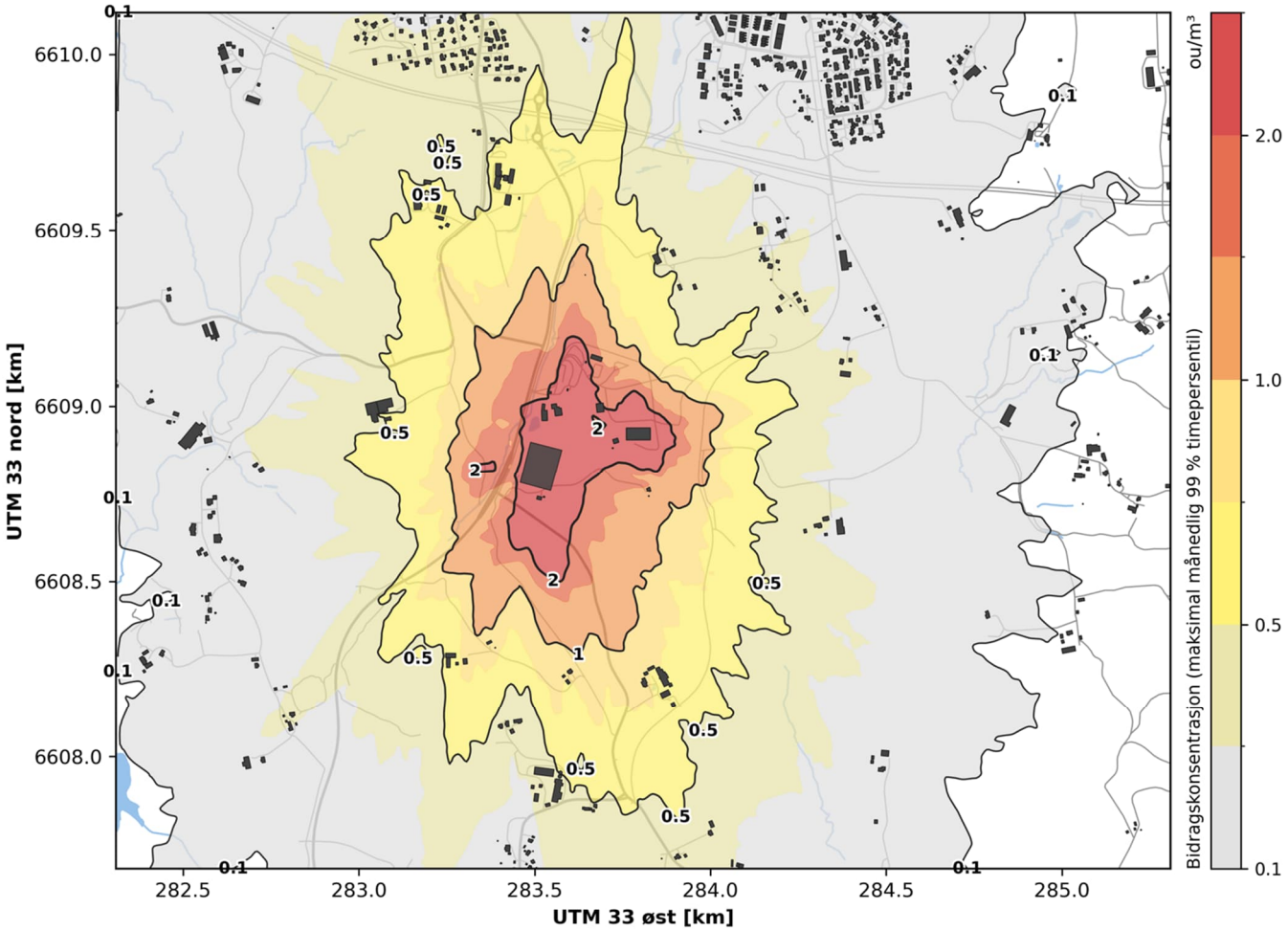


Figur 7. Nullalternativet. Beregnet luktrisiko som andel årlige timer med timemiddel > 1 ou_E/m^3 ved estimert utslipp lagt til grunn i nullalternativet. RØD = STOR luktrisiko (>1 % av timene). ORANSJE = MIDDELS TIL STOR luktrisiko (0,5-1 %). GUL = LITEN TIL MIDDELS luktrisiko (0,1-0,5 %). GRØNN = LITEN luktrisiko (0,01-0,1 %). INGEN FARGE = SVÆRT LITEN luktrisiko (<0,01 %).

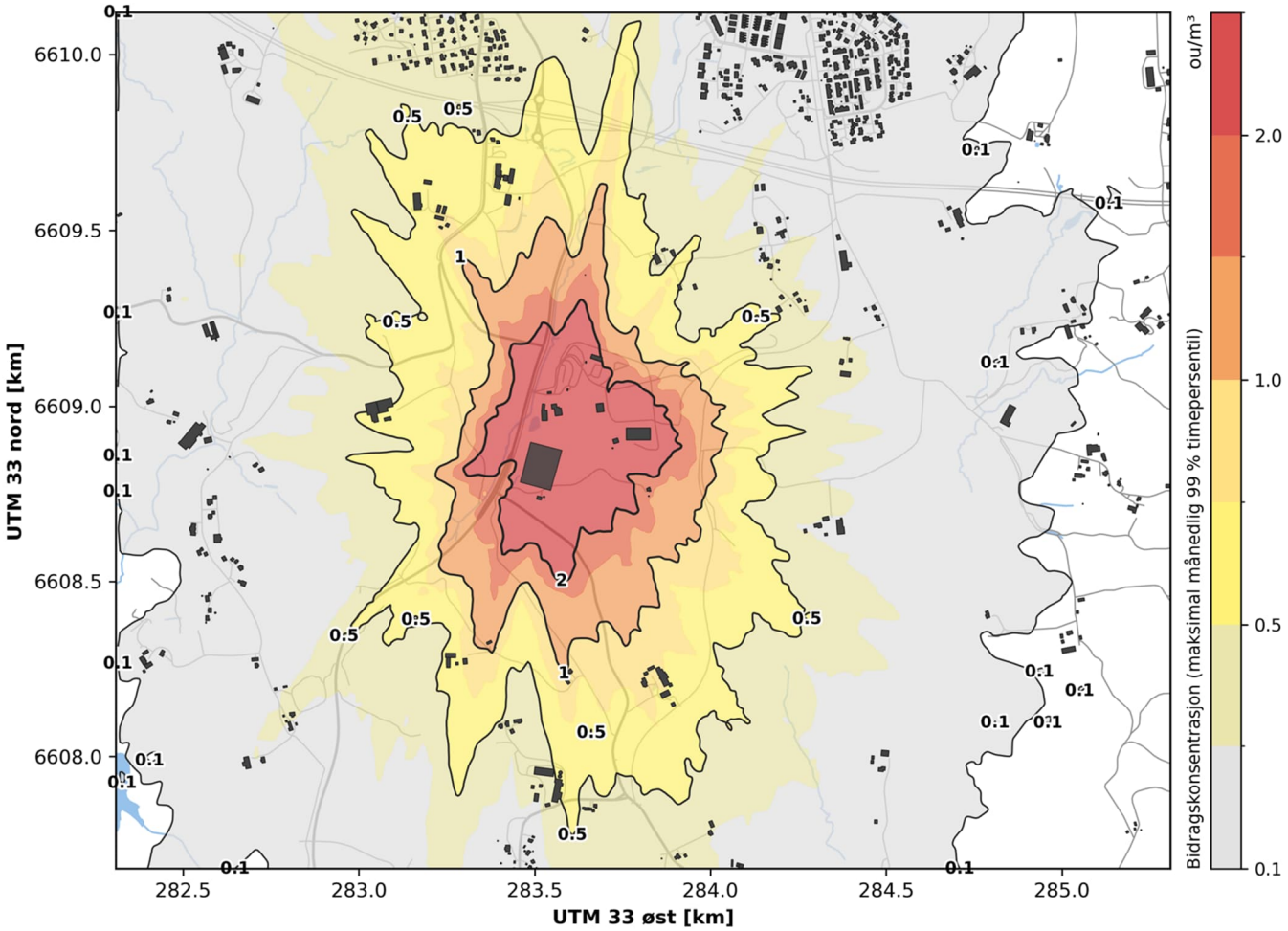
For tiltaket er luktbidraget hos mest berørte boliger ved et utslipp på 4000 ou/s beregnet til 0,8-1,2 ou_E/m^3. (Figur 8 og Figur 9) Selve spredningsbildet vil avhenge av endelig utforming og deler av driftssituasjon som enda ikke er klarlagt. Det generelle utslippet kan justeres ned ved bruk av luktensing, og utslipp fra utvendig slamlager ved bruk av rett kvalitet av bark/flis og tilstrekkelig tildekking. Luktrisikoen for nærliggende boliger er beregnet liten til middels. (Figur 10 og Figur 11) I praksis innebærer det en moderat luktulempe.

Dette vil kunne bety at dimensjoneringen av ventilasjon kan være av betydning og at det bør vurderes rensetiltak på ventilasjon. Rett tiltak ved utendørs slamhåndtering er viktig for luktulempe skal unngås. Dette innebærer eksempelvis tilstrekkelig tildekking av lagret slam med rett kvalitet bark/flis og eventuelt begrensninger på håndtering ved spesifikke værforhold.

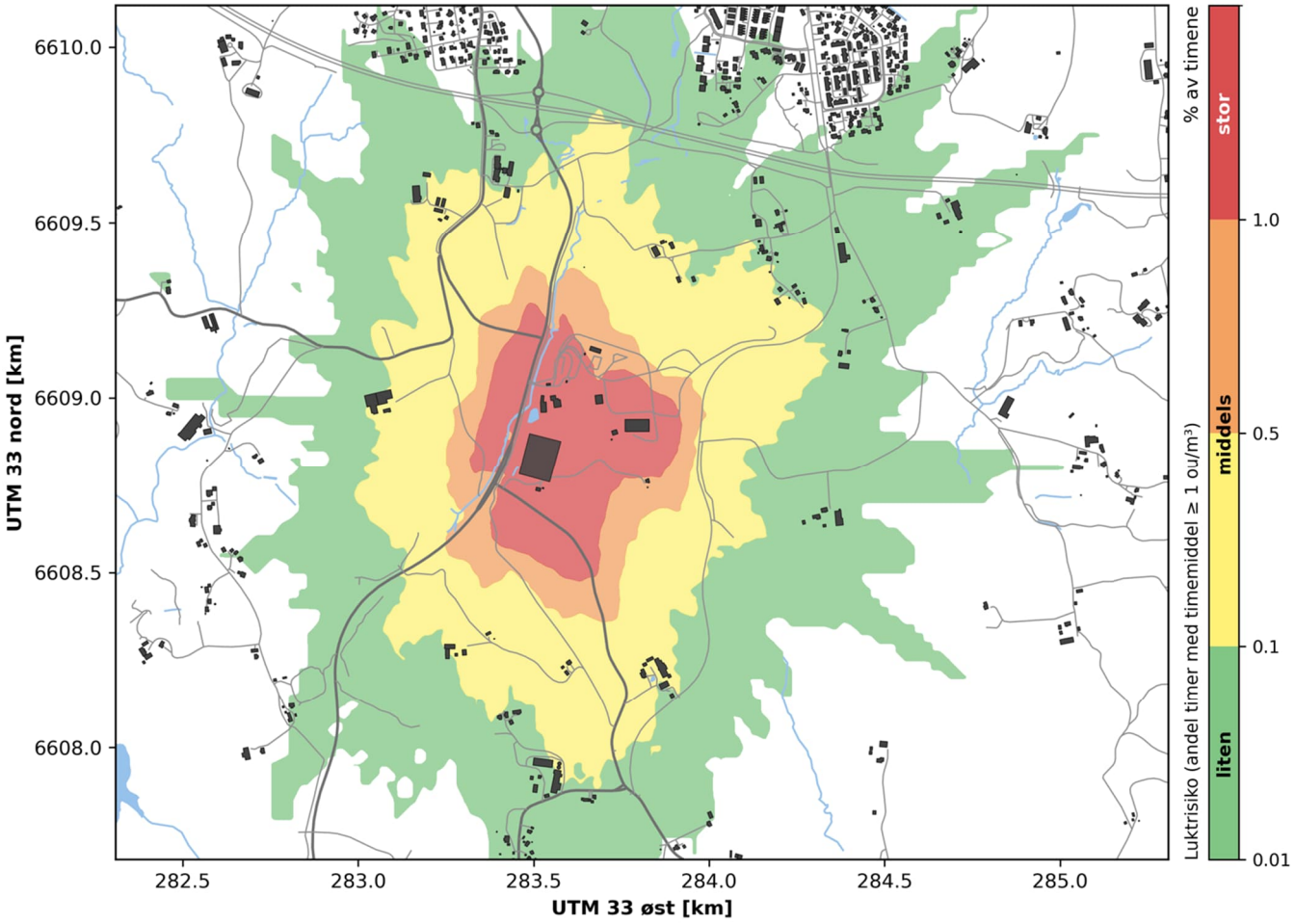
For Moen skole vil det kunne oppstå noe situasjoner der lukt vil kunne fornemmes, men dette vil være innenfor det som anses som akseptabelt når luktkravet i TA-3019/2013 er overholdt for mest berørte bolig.



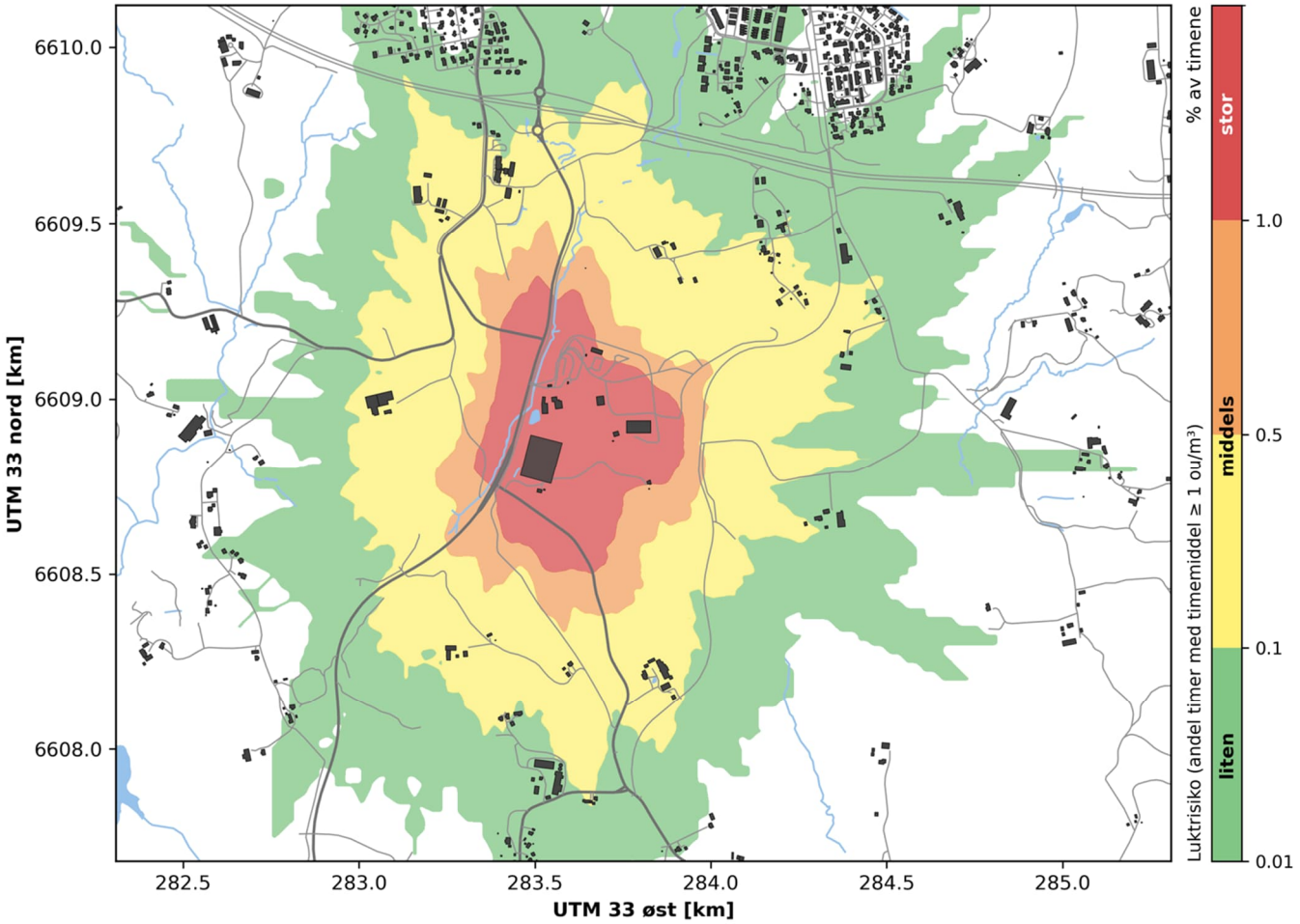
Figur 8. Situasjon etter tiltaket. Beregnet bidragskonsentrasjon ved et utslipp på 4000 ou/s fra renseanlegg på Stegen, inkludert estimert utslipp fra Retura.



Figur 9. Situasjon etter tiltaket. Beregnet bidragskonsentrasjon ved et utslipp på 4000 ou/s fra renseanlegg på Stegen – fordelt som 2000 ou/s som generelt utslipp og 2000 ou/s fra slam/slamhåndtering utendørs. Utslipp fra Retura er inkludert.



Figur 10. Situasjon etter tiltaket. Beregnet luktrisiko som andel årlige timer med timemiddel > 1 ou_E/m^3 ved et utslipp på 4000 ou/s fra renseanlegget i tillegg til det estimerte utslippet fra Returas virksomhet. RØD = STOR luktrisiko (>1 % av timene). ORANSJE = MIDDELS TIL STOR luktrisiko (0,5-1 %). GUL = LITEN TIL MIDDELS luktrisiko (0,1-0,5 %). GRØNN = LITEN luktrisiko (0,01-0,1 %). INGEN FARGE = SVÆRT LITEN luktrisiko (<0,01 %).



Figur 11. Situasjon etter tiltaket. Beregnet luktrisiko som andel årlige timer med timemiddel > 1 ou_E/m^3 ved et utslipp på 4000 ou/s fra renseanlegget (fordelt som 2000 ou/s som generelt utslipp og 2000 ou/s fra slamlager/slamhåndtering) i tillegg til det estimerte utslippet fra Returas virksomhet. RØD = STOR luktrisiko (>1 % av timene). ORANSJE = MIDDELS TIL STOR luktrisiko (0,5-1 %). GUL = LITEN TIL MIDDELS luktrisiko (0,1-0,5 %). GRØNN = LITEN luktrisiko (0,01-0,1 %). INGEN FARGE = SVÆRT LITEN luktrisiko (<0,01 %).

Usikkerheten i beregning av bidragskonsentrasjon er faktor 3, og den knyttes primært til usikkerhet knyttet til drift. Gode rutiner for håndtering av lukt kan være avgjørende for denne type anlegg.

6 Vurdering av konsekvens

For å kunne vekte luktrisikoen for etablering av tiltaket mot nullalternativet gjøres det en vurdering av konsekvensgrad. Konsekvensgraden er satt utfra vurdert/beregnet samlet luktrisiko, som vist i *Tabell 2*.

Tabell 2. Skala benyttet for vurdering av konsekvensgrad for lukt.

Skala	Konsekvensgrad	Forklaring
----	Svært mye lukt, ofte	Mange blir påvirket av mye og intens lukt ofte (svært stor luktrisiko (>10 % av årets timer))
---	Betydelig lukt, ofte	Mange blir påvirket av lukt ofte (stor luktrisiko, rød sone i luktrisikoplot)
--	Betydelig lukt, av og til	Mange blir påvirket av lukt av og til (middels til stor luktrisiko, oransje sone i luktrisikoplot)
-	Noe lukt kan forekomme	Noen blir påvirket av lukt av og til (liten til middels luktrisiko, gul sone i luktrisikoplot)
0	Ubetydelig lukt	Noen kan bli påvirket av lukt sjelden (grønn sone eller ingen farge i luktrisikoplot)
+/++	Noe luktforbedring	Noe reduksjon i lukt satt opp mot nullalternativet
+++/++++	Betydelig luktforbedring	Merkbar reduksjon i lukt satt opp mot nullalternativet, for de som per i dag er betydelig påvirket av lukt.

For nullalternativet settes konsekvensgraden til (0): Ubetydelig lukt. Noen kan bli påvirket av lukt sjelden (tilsvarer grønn sone eller ingen farge i luktrisikoplot, konsistent med vurderingen av dagens situasjon)

Luktrisikoplottet ved et konstant utslipp på 4000 ou/s, tilsvarende forventet nivå for utslipp med et anlegg på 60000 pe, viser gul sone (liten til middels risiko). Oversatt til konsekvensgrad blir dette (-1): Noe lukt kan forekomme. Noen vil bli påvirket av lukt av og til.

7 Usikkerhet

Den primære usikkerheten ligger i den endelige utformingen. Dette inkluderer plassering av ventilasjonsavkast og type tiltak knyttet til drift, nivået på håndtering av slam utendørs, rutiner og tiltak ved mottak av septik, samt driftsregimet for og utformingen av biogassanlegget.

Det vil være teknisk mulig å redusere konsekvensgraden til (0) ubetydelig lukt, men det vil nok kreve både rensing av ventilasjonsluft, strenge rutiner for bruk av porter, gode tiltak ved mottak av septik, samt rutiner for begrensning av utendørshåndtering av slam dersom det skulle gi en luktutfordring.

Men med mye håndtering av slam utendørs og utilstrekkelige rutiner og tiltak ved mottak av septik er det ikke usannsynlig med konsekvensgrad (-2/-3) betydelig lukt dersom det ikke gjennomføres adekvate tiltak.

8 Konklusjon

Etablering av RA Stegen vil kunne medføre en endring i luktbildet fra dagens situasjon (nullalternativet), som er vurdert til konsekvensgrad (0) Ubetydelig lukt.

Ved dimensjonerende utslipp på 4000 ou/s, som er et sannsynlig nivå for luktutslipp for et avløpsrenseanlegg på 60000 pe, er konsekvensen for de mest berørte boligene vurdert til (-1) Noe lukt kan forekomme. Dette inkluderer utslipp fra annen virksomhet på området.

Det er viktig å understreke at konsekvensgraden er sensitiv for anleggets endelige utforming. For å sikre at man opprettholder en lav konsekvensgrad og unngår at belastningen bikker over i oransje eller rød sone (konsekvensgrad -2/-3), bør følgende hensyn vektlegges i den videre prosjekteringen:

- Ventilasjon: Det bør vurderes rensetiltak på prosesspesifikk ventilasjon fra kilder som sandfang, bassenger og slamhåndtering.
- Driftsrutiner: Det må etableres strenge rutiner for mottak av septik og bruk av porter for å minimere diffuse utslipp.
- Slamhåndtering: Utendørs håndtering av slam må følges av tiltak, da dette er en kilde med mulig høyt luktpotensiale som kan øke sjenansen betydelig ved ugunstige værforhold, dersom tiltakene ikke er tilstrekkelige.

Med riktig dimensjonering, tilstrekkelig luktrensing og gode driftsrutiner er det teknisk mulig å drifte anlegget med en konsekvensgrad som ligger nær nullalternativet.